V Congresso Ibérico da Ciência do Solo

V Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo

(V CICS 2012)

Organização

V Congresso Ibérico da Ciência do Solo

V Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo

(V CICS 2012)

O solo suporte da produção alimentar, do meio ambiente e da paisagem

Ficha técnica

Titulo: O solo suporte da produção alimentar, do meio ambiente e da paisagem

Edição: Jorge Pinheiro, João Madruga, Gilberto Fernandes

Vários autores

1ª Edição

Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias

2012

ISBN 978-972-8612-87-0

Apoios

Gabinete do Representante da República para a Região Autónoma dos Açores

Governo dos Açores

PROCONVERGENCIA AÇORES
CONSTRUIR O FUTURO

SRCTE
SECRETARIA REGIONAL DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E EQUIPAMENTOS

Angra do Heroísmo

Comissão Organizadora

Carlos Alexandre
Fernando Monteiro
Gilberto Fernandes
Jaume Porta
João Madruga
João Sampaio
Jorge Pinheiro
Manuel Madeira
Maria de Lourdes Matos
Reinaldo Pimentel

Comissão Científica

Afonso Martins
Ana Moliner Aramendia
Antonio Rodríguez Rodriguéz
Carlos Alberto Alexandre
Carlos Dorronsoro Fernández
Carlos Garcia Izquierdo
Casimiro Martins
Ernesto Vasconcelos
Felipe Macías Vázquez
Félix Moreno Lucas
Fernanda Cabral
Fernando Monteiro
Graça Serrão
Henrique Ribeiro
Ildefonso Plá Sentís
Jaume Boixadera Llobet
Jaume Porta Casanellas
João Coutinho Mendes
Jorge Pinheiro
José Aguilar Ruiz
José Manuel Hernández Moreno
Mª Teresa Garcia González
Mª Luísa Tejedor Salguero
Manuel Madeira
Manuela Abreu
Maria do Carmo Horta
Maria do Carmo Sousa Magalhães
Maribela Pestana
Miguel Brito
Pedro González Fernandéz
Raimundo Jiménez Ballesta
Roque Ortiz Silla
Rosa Calvo Anta
Tomás Figueiredo

Índice Geral

Organização 1
Apoios 3
Comissão Organizadora 4
Comissão Científica 4
Índice Geral 5
Índice de Comunicações 6
TEMA 1 8
TEMA 2 25
TEMA 3 117
TEMA 4 214
Índice de Autores 276

Índice de Comunicações

TEMA 1 8

Condutividade eléctrica aparente do solo (ECa) como complemento de amostragens regular e dirigida em cartografia detalhada 9
Influencia de la topografía en el color y otras propiedades del top soil en ambientes semiáridos (Sax, Alicante) 17

TEMA 2 25

Actividad β-Glucosidasa y Carbono de la biomasa microbiana como indicadores del incremento y estratificación del Carbono orgánico en un suelo de viñedo con dos tipos de cubierta vegetal bajo clima semiárido. 26
Adsorción, biodegradación y lixiviación del herbicida metribuzina en suelos de las vegas del guadiana enmendados con orujo 31
Appraisal of physical properties of Mediterranean soils in Central Spain in relation with molecular features of organic matter 39
Comportamiento del herbicida fluometurón en un suelo de olivar enmendado con organoarcilla bajo condiciones de campo 48
Efecto a corto plazo de la aplicación de sustrato agotado de cultivo de Champiñón en el N disponible y en la agregación del suelo en un viñedo bajo clima semiárido 55
Efecto de la aplicación continuada de alperujo en la adsorción y lixiviación del herbicida mcpa en un luvisol cutánico: ensayos en columnas inalteradas 60
Evolução de características físico-químicas durante a compostagem de espécies invasoras de acácia . 68
Factores que afectan a la adsorción de herbicidas en subproductos de la extracción de aceite de oliva y su efecto como enmiendas de suelos agrícolas andaluces 77
Formulaciones basadas en bionanomateriales arcillosos para reducir la lixiviación del herbicida clopiralida en el suelo 84
Movilidad de bentazona en suelos dedicados a cultivo de arroz aeróbico con siembra directa y tradicional inundado 91
Persistencia del herbicida S-metolacloro en suelos enmendados con orujo extractado: experiencias de campo 97
Phosphate sorption of European volcanic soils 103
Salinidad de suelos rizosféricos yesíferos en una zona semiárida de Murcia (SE, España). 105
Variabilidad anual y estacional de nutrientes en el parque nacional de Monfragüe (España) 112

TEMA 3 117

Avaliação da aplicação ao solo de compostos orgânicos na cultura de tomate enxertado com diferentes sistemas de condução 118
Avaliação do efeito fertilizante de um composto: Biodisponibilidade e perdas por lixiviação em fósforo 126
Bases de datos de los suelos para la modelización de la erosión con el modelo SWAT a partir de diferentes fuentes de información. 133
Desenvolvimento de um rugosímetro de solo baseado na técnica óptica de Moiré 137

Efeito da fertilização orgânica e da calagem na produção de alface biológica e efeito residual sobre a cultura de cobertura seguinte 142
Emisiones de N_2O en suelos cultivados con arroz aeróbico con laboreo tradicional y siembra directa 150
Formación y características de veredas de ganado caprino en áreas de clima árido Mediterráneo..... 157
Indicadores de la calidad del suelo en Calcisoles mediterrâneos 161
Influencia de diferentes prácticas de manejo del suelo en la estabilidad de agregados y su relación con la materia orgánica del suelo en una zona semiárida del centro de España..... 166
Medidas político-administrativas contra la erosión hídrica en áreas agrícolas marginales de la Región de Murcia (2000-2010)..... 172
Obtenção do parâmetro R de Wischmeier (USLE/RUSLE) a partir de dados limitados de precipitação 181
Pérdida de fertilidad en suelos afectados por procesos erosivos en la cuenca del río Quipar (Murcia, España). 193
Potencialidad del uso de ^{137}Cs en estudios de erosión en la región Andino Patagónica: primeros resultados..... 201
Utilização de fibra de coco, turfa e estrume de frango na formulação de substratos para cultivo de plantas aromáticas envasadas em modo de produção biológico 207

TEMA 4..... 214

Análisis de macrorrestos en un Histosol Ómbrico de la Serra do Xistral, Galicia: aportaciones a la interpretación de los cambios ambientales de los últimos 5.000 años. 215
Caracterización de ^{137}Cs en suelos representativos de agrosistemas mediterráneos 224
Efectividad de enmiendas en la inmovilización y fitotoxicidad de elementos traza en un suelo contaminado del distrito minero de El Arteal (SE, España). 228
Efectividad de las enmiendas en la absorción de As por lechuga (*Lactuca sativa*, L.) en un suelo contaminado básico. 235
Evidencias de cambios climáticos en los últimos 1.500 años conservadas en la señal isotópica del carbono acumulado en suelos de turbera del NW de la Península Ibérica. 240
Influencia del uso, la litología y la estacionalidad en el contenido de metales pesados en suelos de Mazarrón (Murcia, España) 248
Metais pesados em sedimentos fluviais em contexto urbano. O estudo de duas bacias hidrográficas na cidade de Coimbra..... 254
Toxicidad debida a metales pesados en suelos próximos a explotaciones mineras de Mazarrón (Murcia, España)..... 264
Videos práctico-didácticos aplicados en asignaturas de Clasificación de Suelos. 269

TEMA 1

O solo no espaço e no tempo

Condutividade eléctrica aparente do solo (ECa) como complemento de amostragens regular e dirigida em cartografia detalhada

Apparent soil electrical conductivity (ECa) with regular and purpose sampling in detailed mapping

Carlos Alexandre

Departamento de Geociências e Instituto de Ciências Agrárias Mediterrâneas (ICAAM) Universidade de Évora, cal@uevora.pt

Resumo

A necessidade de adaptar a gestão agrícola e florestal às condições específicas do solo tem levado a uma utilização crescente de métodos geofísicos na prospecção de solos à escala da parcela agrícola. Contudo, os resultados obtidos por estes métodos requerem uma calibração para os solos e outras condições ambientais prevalecentes a nível local e regional. O presente estudo aproveita um levantamento de solos realizado nos ensaios do "Olival Novo" (27 ha) nos Lameirões (DRAAL, Moura) para testar a aplicação da condutividade eléctrica aparente do solo (ECa) na cartografia de solos à escala da parcela agrícola, no Alentejo. O levantamento de solos envolveu uma amostragem regular para caracterização da diversidade de solos (55 sondagens manuais), seguida de uma amostragem para caracterização dos solos mais representativos (24 sondagens mecânicas). No levantamento da ECa utilizou-se um equipamento de indução electromagnética (Dualem 1) com dois sensores. Obtiveram-se coeficientes de correlação (R) muito baixos da ECa com a profundidade máxima observada (0,10) e com a argila da camada 30-100 cm (0,25) medidas na amostragem regular. No caso da amostragem dirigida o R subiu para 0,45 e 0,74, respectivamente, chegando a 0,82 para a capacidade de troca do solo (30-100 cm). O R para a camada 0-30 cm deu sempre correlações inferiores. Compararam-se os mapas isopletos obtidos por diferentes métodos geoestatísticos, com destaque para a cokrigagem das variáveis edáficas, obtidas por amostragem regular e dirigida, usando a ECa como variável auxiliar. Na cokrigagem utilizou-se cerca de metade dos valores de cada amostragem (N=24 na regular e N=11 na dirigida) constituindo os restantes pontos um conjunto de validação (N=37). A raiz do erro quadrado médio (RMSE) da validação da profundidade do solo deu 16,2 e 16,3 cm, respectivamente com os 24 pontos da amostragem regular e com os 11 da amostragem dirigida, embora o R entre valores observados e estimados tenha sido muito baixo (<|0,2|). No caso da argila (30-100 cm) obteve-se RMSE de 94 e 107 g kg^{-1}, respectivamente, e um R semelhante com ambas as amostragens (>0,4). Estes resultados sugerem que a ECa permite reduzir a amostragem de solos, sendo mais eficiente do que a amostragem regular como método de delimitação das áreas para caracterização do solo por amostragem dirigida.

Abstract

The need to adapt agriculture and forestry management to specific soil conditions has led to an increased use of geophysical methods for soil survey at farm and plot level. However, these methods have to be calibrated for soils diversity and general environmental conditions prevailing at local and regional scale. This study uses a previous soil survey of a long term olive grove trial ("Olival Novo", 27 ha, Lameirões, Moura) to test the application of apparent soil electrical conductivity (ECa) for soil mapping at plot scale in Alentejo region. Soil survey consisted in two sampling schemes: (i) regular sampling to characterize soils diversity (55 profiles by manual probing) and (ii) purpose sampling for characterization of the most representative soils (24 profiles by mechanical probing). The geoelectric survey used electromagnetic induction equipment (Dualem 1) with two sensors. Regular sampling gave very low correlation coefficients (R) between ECa and observed soil depth (0,10), and average clay content in the 30-100 cm layer (0.25). For purpose sampling R rose to 0.45 and 0.74, respectively, up to 0.82 for the cation exchange capacity (30-100 cm). For the 0-30 cm layer correlations were always lower. Both sampling were compared for isopleth maps generation by means of geostatistical methods, with emphasis on cokriging using the ECa as an auxiliary variable. Cokriging was made with half of the samples (N=24 for regular sampling and N=11 for purpose sampling) and the remaining samples were used as a validation set (N=37). The root mean squared error (RMSE) of the observed soil depth gave 16.2 and 16.3 cm, respectively with in the regular sampling (N=24) and the purpose sampling (N=11), but correlation between observed and predicted values was very low (R<| 0.2 |). For clay (30-100 cm) RMSE was 94 and 107 g kg^{-1}, respectively, and R was relatively low for both samples (R> 0.4). These results suggest that

ECa can be more efficient than regular sampling as a method for delimitation of main soil units in a given area, allowing a reduction of samples needed for its characterization by purpose sampling.

Introdução

A necessidade de uma gestão agrícola e florestal mais sustentável, tanto do ponto de vista ambiental como económico, tem levado a uma melhor adaptação dessas práticas às condições específicas do terreno. Uma das maiores limitações para a prossecução deste objectivo resulta da dificuldade em obter um melhor conhecimento do recurso do solo à escala da exploração e da parcela agrícola, principalmente, pela falta de metodologias que permitam um bom equilíbrio entre a fiabilidade de caracterização do solo e o custo da sua implementação. Neste contexto, os métodos geofísicos e, em particular, os geoeléctricos têm-se destacado na prospecção de solos em grandes escalas cartográficas, nomeadamente à escala da parcela agrícola (ex: Corwin & Lesch, 2003). Contudo, os resultados obtidos por estes métodos, expressos geralmente pela condutividade eléctrica aparente (ECa) do solo, requerem uma calibração para os solos e outras condições ambientais prevalecentes a nível local e regional. O presente estudo utiliza um levantamento de solos à escala da parcela agrícola (Alexandre & Afonso, 2007) para analisar a relação entre características importantes para o uso do solo e os valores de ECa obtidos num levantamento geoeléctrico da mesma parcela. Com os dados da ECa testam-se também métodos geoestatísticos de elaboração de mapas detalhados de solos com recurso a um número reduzido de amostras.

Materiais e métodos

Este estudo realizou-se na Herdade dos Lameirões, da Direcção Regional de Agricultura do Alentejo (DRAAL), em Safara, concelho de Moura. A área do levantamento abrange cerca de 35 ha, dos quais 27 ha correspondem às parcelas de ensaios do "Olival Novo" (Figura 1). Trata-se de uma área alongada na direcção NE-SW, cortada por várias linhas de água na direcção quase perpendicular (SE-NW). Devido à inserção das linhas de água existem várias encostas com exposição NE e SW, algumas delas com declives máximos entre 15% e 20%. A altitude varia entre 175 e 187 m. Segundo a Carta de Solos de Portugal, a área do "Olival Novo" abrange 5 unidades cartográficas, das quais 4 são complexos de famílias da Classificação dos Solos de Portugal (CSP). É de salientar a grande diversidade de solos nesta área, tendo Alexandre & Afonso (2007) identificado 22 famílias da CSP e 26 unidades da World Reference Base for Soil Resources (WRBSR, 2006). No mesmo trabalho pode encontrar-se informação mais detalhada sobre a geologia e os solos da área em estudo. Para evitar grandes perturbações sobre os ensaios do olival, optou-se pela realização de sondagens para a prospecção do solo. Adoptou-se uma densidade de amostragem equivalente à escala 1:7.500, envolvendo um total de 79 sondagens: (i) 55 sondagens manuais numa amostragem regular (Re), para caracterização preliminar da diversidade de solos; (ii) 24 sondagens mecânicas segundo uma amostragem dirigida (Di), para caracterização analítica dos solos mais representativos. Os métodos analíticos são referidos em Alexandre & Afonso (2007).

Para o levantamento da ECa utilizou-se um equipamento de indução electromagnética [1]Dualem 1 (Dualem, Inc., 2008). Este equipamento apresenta um transmissor electromagnético de frequência constante e dois receptores a 1 m de distância daquele. Um dos receptores tem a bobina com enrolamento horizontal (paralelo à superfície do solo), tal como o transmissor, formando com este um *horizontal co-planar array* (H), sensível às propriedades eléctricas do solo até cerca de 1,5 m de profundidade. O outro receptor tem a bobina com enrolamento perpendicular à superfície do solo formando, com o transmissor, um *perpendicular array* (P) com sensibilidade até cerca de 0,5 m de profundidade (Dualem, Inc., 2008).

O levantamento geoelétrico foi realizado a 12/04/2011, por leitura contínua e registo da ECa em intervalos de 5 s. O equipamento foi transportado a cerca de 20 cm de altura acima do solo, o que faz com que ECa(P) e ECa(H) integrem as características do solo até cerca de 30 cm e 130 cm, respectivamente. Repetiram-se leituras em alguns pontos que permitiram detectar uma ligeira tendência de variação da ECa ao longo do tempo (*drift*). A temperatura registada no Dualem 1 variou entre os 26 e os 37ºC e a ECa foi corrigida para os 30ºC por regressão linear. O solo estava seco na camada superficial. Não houve precipitação na quinzena anterior ao levantamento e, embora o mês de Março tenha totalizado cerca de 70 mm (Santos & Maia, 2012), na 2ª quinzena de Março registaram-se menos de 10 mm.

[1] A referência a marcas comerciais visa apenas o cabal esclarecimento dos equipamentos usados.

A ECa foi relacionada com as seguintes variáveis (Quadro 1): profundidade máxima observada (PMO); teor de argila (G); capacidade de troca catiónica (T). G e T correspondem aos valores médios para as camadas 0-30, 30-100 e 0-100 cm. T foi determinada apenas na amostragem Di.

Destas variáveis a PMO é a que apresentou um maior desvio relativamente à distribuição normal, com uma cauda um pouco mais pronunciada à esquerda. Contudo, não foram feitas quaisquer transformações de variáveis. No caso da amostragem Di também foram usadas a massa volúmica aparente e a massa de elementos grosseiros para cálculo de variáveis compostas de G e T.

A ECa foi estimada para os pontos onde se realizaram as sondagens por krigagem normal (*ordinary kriging*, *OK*), usando uma matriz com células de 2x2 m. Testaram-se modelos de variograma isotrópicos e anisotrópicos (Quadro 2), tendo sido adoptados os segundos por revelarem menor variância do erro e um pouco melhores resultados na validação cruzada (Quadro 3). O modelo anisotópico parece traduzir melhor a segmentação da área em estudo, cortada por quatro linhas de água aproximadamente na direcção SE-NW. Os mapas obtidos são apresentados na Figura 2.

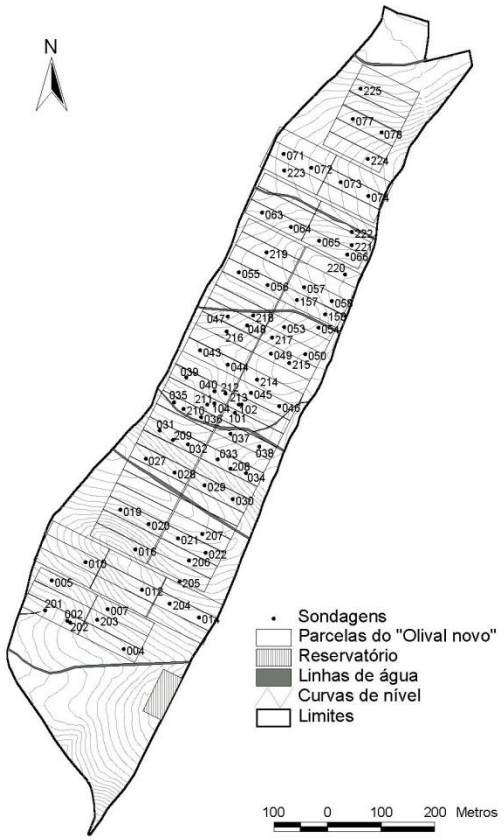


Figura 1 – Parcelas e sondagens realizadas. A área total do "Olival Novo" tem 42 ha, o levantamento (parcelas e áreas adjacentes) 35 ha e as parcelas totalizam 27 ha.

Quadro 1 – Variáveis edáficas utilizadas neste trabalho. Número de pontos usados e principais parâmetros estatísticos descritivos (Q representa quartis).

Variáveis[1]	Unidades	N	Min.	1ºQ	Mediana	Média	3ºQ	Máx.
ECa (P)	mS m^{-1}	2890	5,82	18,70	27,02	29,48	37,63	85,36
ECa (H)	mS m^{-1}	2890	4,12	28,20	39,30	43,84	55,25	137,42
PMO-Re	cm	55	37,00	75,00	85,00	82,93	95,00	115,00
PMO-Di	cm	24	61,00	84,25	90,50	88,00	95,25	103,00
G-Re (0-30)	g kg^{-1}	50	110,2	281,7	365,0	370,8	416,4	699,1
G-Di (0-30)	g kg^{-1}	23	101,8	257,8	355,9	345,7	439,6	651,8
G-Re (30-100)	g kg^{-1}	50	114,7	288,7	381,2	374,6	450,3	688,9
G-Di (30-100)	g kg^{-1}	23	115,2	292,1	371,5	351,5	427,7	526,9
T-Di (0-30)	cmol(+) kg^{-1}	23	14,05	20,64	21,75	22,61	25,81	33,42
T-Di (30-100)	cmol(+) kg^{-1}	23	14,71	19,95	22,07	23,02	26,43	33,09

[1] ECa – condutividade eléctrica aparente do solo, (P) na espessura 0-30 cm e (H) na espessura 0-130 cm; PMO – profundidade máxima observada do solo; G – teor de argila; T – capacidade de troca catiónica; (0-30) e (0-100) – espessuras em cm a que se referem os valores médios de G e T; Re e Di – amostragem regular e amostragem dirigida, T só foi determinada na amostragem Di.

Quadro 2 – Variogramas de modelo esférico testados para ECa (mS m^{-1}).

Variável	Pepita	Patamar	Amplitude	Observações
ECa (P)	38,6	165	195,4	Variograma omnidireccional
ECa (H)	41,9	461	206,0	Variograma omnidireccional
ECa (P)	35,0	60 120	162,4	Anisotrópico (ângs. c/ N: 10º, 100º)
ECa (H)	24,4	200 310	219,5	Anisotrópico (ângs. c/ N: 12º, 102º)

Quadro 3 – Variância do erro e validação cruzada da OK para ECa (P e H, mS m^{-1}) com variogramas omnidireccionais (Om.) e bidireccionais (An.).

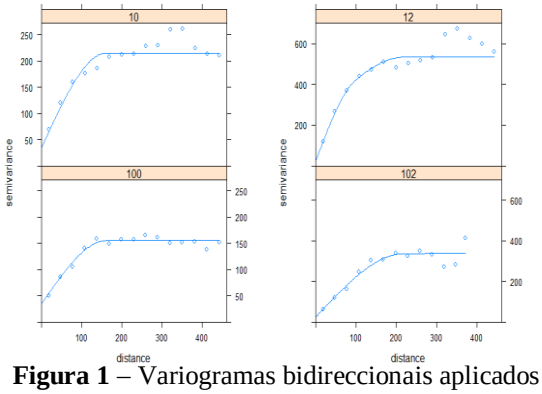


Figura 1 – Variogramas bidireccionais aplicados à ECa(P) (esquerda) e à EC(H) (direita).

Var.	Mod.	Variânc. Mediana	Validação cruzada RMSE	R(e-o)	R(e-r)
ECa(P)	Om.	58,13	5,598	0,967	0,102
	An.	55,02	5,135	0,931	0,079
ECa(H)	Om.	87,84	5,181	0,930	0,079
	An.	61,54	5,703	0,965	0,043

RMSE – raíz quadrada do erro quadrado médio; R(e-o) – coef. corr. entre valores estimados e observados; R(e-r) – coef. corr. entre valores estimados e resíduos.

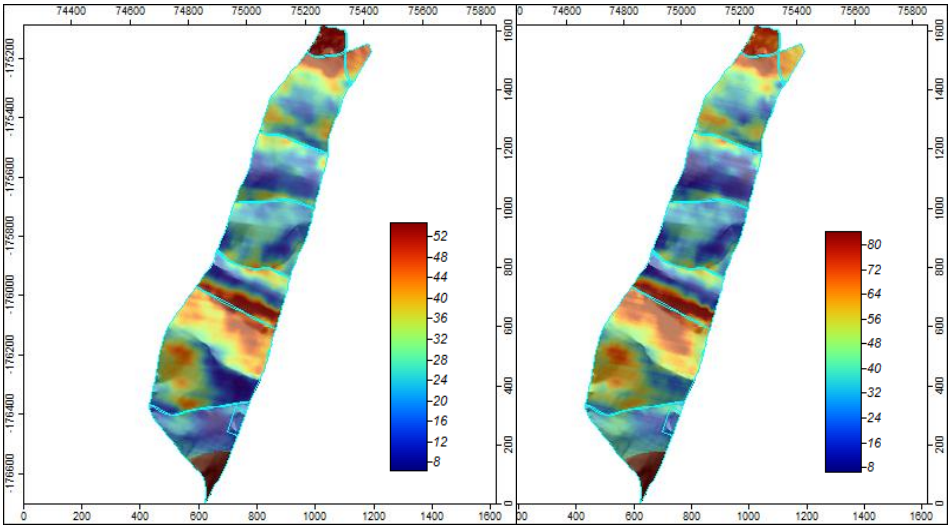


Figura 2 – ECa(P) (esquerda) e EC(H) (direita) obtidas por OK. Escalas em mS m^{-1} e distâncias em m.

Usando a ECa(P) como variável auxiliar testaram-se os métodos geoestatísticos de krigagem com deriva externa (KED) e de cokrigagem (CK) para estimar as variáveis edáficas PMO e G(30-100). Os resultados foram avaliados por validação-cruzada e validação. Para esta última, as amostras Re e Di foram divididas aproximadamente em duas metades, no caso Re, por amostragem aleatória (N=25) e no caso Di, por selecção (N=11) tendo em tenção dois critérios: incluir os solos mais diversificados e abarcar a totalidade da área em estudo. Os pontos das amostragens Re e Di não usados nos cálculos (N=37) serviram para validar os resultados, comparando as estimativas com os valores observados. Os cálculos geoestatísticos realizaram-se em R, com a *package gstat* (Pebesma, 2004). Privilegiou-se o ajustamento automático dos variogramas. Os mapas são apresentados com recurso ao SAGA GIS (2011).

Resultados e discussão

No Quadro 4 apresentam-se os coeficientes de correlação entre algumas variáveis edáficas seleccionadas e os valores de ECa(P) e ECa(H), estes estimados por OK para os mesmos pontos geográficos onde foi realizada a amostragem regular (Re) e a amostragem dirigida (Di).

Quadro 4 – Coeficientes de correlação entre ECa (P) e (H) e as variáveis edáficas obtidas por amostragem regular (Re, c/ sonda manual) e amostragem dirigida (Di, c/ sonda mecânica). Significância de R: * p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001; restantes são não significativos

Variáveis[1]	Unidades	Regular+Dirigida		Regular (N=50)[2]		Dirigida (N=23)[2]	
		ECa(P)	ECa(H)	ECa(P)	ECa(H)	ECa(P)	ECa(H)
PMO[2]	cm	0,15	0,06	0,07	-0,04	**0,45***	0,41*
G(0-30)		0,08	0,00	-0,01	-0,08	0,32	0,25
G(30-100)	g kg^{-1}	0,38***	0,33**	0,29	0,23*	0,73***	**0,74*****
G(0-100)		0,32**	0,26*	0,22	0,15	0,72***	0,70***
G.E(0-100)	g dm kg^{-1}	0,38***	0,29*	0,25	0,15	0,75***	0,71***
T(0-30)	cmol(+) kg^{-1}	-	-	-	-	0,48*	0,33
T(30-100)		-	-	-	-	**0,82*****	0,76***
T(0-100)		-	-	-	-	0,77***	0,67***
T.E(0-100)	cmol(+)dm kg^{-1}	-	-	-	-	0,80***	0,70***
T.E.Mva.TF(0-100)	mol m^{-2}	-	-	-	-	0,76***	0,65***

[1] ECa – condutividade eléctrica aparente na espessura 0-30 cm (P) e 0-130 cm (H); PMO – profundidade máxima observada do solo; G – argila; T – capacidade de troca catiónica; (0-30) e (0-100) – espessuras (cm) dos valores médios de G e T; E, espessura, Mva, massa volúmica aparente e TF fracção de terra fina (< 2 mm).

[2] No caso de PMO, N=55 para a amostragem Re, N= 24 para Di e N=79 para Re+Di.

No Quadro 4, para além das variáveis base, teor de argila média (G) e capacidade de troca catiónica média (T) são apresentadas algumas variáveis compostas que resultam de multiplicar G ou T pela espessura dos horizontes (E), pela massa volúmica aparente (Mva) e pela fracção da terra fina (TF). O leque de variáveis compostas testado incluiu ainda os casos anteriores divididos pelo declive do terreno na área das sondagens, calculado a partir de um modelo digital de terreno da área em estudo. De todas as variáveis compostas testadas para as 3 camadas (0-30, 30-100 e 0-100 cm), incluem-se no Quadro 4 apenas os casos com coeficientes de correlação mais altos. Segundo alguns autores a ECa apresenta com frequência distribuição log-normal (Hendrickx et al., 1992). Neste estudo essa distribuição não foi evidente e a transformação logarítmica não acrescentou melhorias significativas nas correlações obtidas.

Constata-se que as melhores correlações foram obtidas entre ECa(P) e as variáveis edáficas da amostragem Di. ECa(H) só revelou uma correlação ligeiramente melhor com G(30-100), também na mostragem Di. As correlações obtidas justificam as seguintes observações: a) o factor mais determinante parece ser o tipo de amostragem do solo com a amostragem dirigida a apresentar correlações muito superiores às da amostragem regular ou ao conjunto das duas; b) a ECa(P), que reflecte as características da camada 0-30 cm, tende a apresentar melhores correlações do que a ECa(H), mesmo para as camadas 30-100 cm e 0-100 cm; c) as variáveis base (G e T) tendem a apresentar melhores correlações para a camada 0-30 cm e as variáveis compostas para a camada 0-100 cm.

a) Começando pela primeira das observações referidas deve discutir-se o significado da diferença entre os dois tipos de amostragem realizados: regular, com sonda manual (Re) e dirigida, com sonda mecânica (Di). Para isso são de admitir pelo menos três razões para as diferenças de correlação verificadas entre ECa e as variáveis edáficas: i) maior variabilidade nas amostras recolhidas com sonda manual, em virtude da sua muito pequena dimensão (cerca 2,5 cm de diâmetro); ii) factor aleatório, dado que N(Re) > 2N(Di); iii) diferenças inerentes ao tipo de amostragem. (i) A menor dimensão das amostras obtidas com sonda manual pode aumentar a variabilidade da determinação de variáveis edáficas como a textura, o teor de argila ou outras. No entanto, a profundidade máxima observada nos mesmos pontos deveria dar valores muito próximos com ambos os tipos de sondagens. Comparando o comportamento dos coeficientes de correlação para a PMO e da argila para ambas as amostragens verifica-se o mesmo padrão, ou seja, um R na amostragem Di muito superior ao obtido na amostragem Re – enquanto para G(30-100) o valor de R obtido para Di é 2-3 vezes superior ao obtido para Re, no caso da PMO (e

também de G(0-30)) essa diferença é ainda superior, contrariando o pressuposto estabelecido inicialmente. (ii) Realizaram-se testes com extracção aleatória de amostras obtidas com sonda manual em igual número às obtidas com sonda mecânica e que continuaram a revelar coeficientes de correlação muito baixos. Para 100 extracções obtiveram-se coeficientes de correlação compreendidos entre -0,40 e 0,37 (sendo R<0,24 em 99% dos casos) para a PMO e -0,24 e 0,61 (com R<0,58 em 99% dos casos) para G(30-100). Deste modo, mesmo reduzindo as amostras regulares para o mesmo número das sondagens mecânicas, será muito improvável atingir valores de R iguais aos obtidos com a amostragem Di. (iii) Por último, parece poder concluir-se que as diferenças de correlação entre os dois tipos de amostragens se devem, principalmente, à natureza regular da primeira e dirigida da segunda, centrando-se esta última em locais onde à partida se prevê existirem maiores diferenças entre os solos da área em estudo.

b) Quanto ao facto de ECa(P) apresentar correlações ligeiramente melhores do que a ECa(H), mesmo para a camada 30-100 cm (com excepção para G(30-100)), podemos tirar pelo menos duas conclusões: por um lado, ECa(P) poderá reflectir a ECa até uma maior profundidade do que os 0-30 cm previamente assumidos e, por outro, as características do solo a maior profundidade (> 50-60 cm) não melhoram a relação com a ECa medida pelo sensor H (sensível até 130 cm ou mais), o que faz supor que o horizonte B tem um papel relevante para as correlações obtidas e que, na sua maioria, é detectável pelo sensor P.

c) As variáveis compostas adicionam a influência de outras variáveis edáficas sobre G e T. Verifica-se que há apenas uma ligeira melhoria de correlações relativamente às variáveis base (G e T) para a camada 0-100 cm, o que sugere uma maior influência de G e T sobre a ECa comparativamente às outras variáveis como a massa volúmica aparente, a fracção de terra fina ou mesmo a espessura dos horizontes.

Farahani *et al.* (2005) obteve correlações de ECa com G e com T médias, para 0-30 cm e 0-90 cm ligeiramente superiores (entre 0,82 e 0,96) às observadas no presente estudo para a amostragem Di. Por outro lado Sudduth *et al.* (2005) obtiveram correlações da ECa com G e com T, para a camada 0-30 cm, respectivamente, entre 0,61 e 0,79 e entre 0,39 e 0,88. Estas correlações foram mais baixas para os valores médios do perfil, entre 0,47 e 0,69 para G e entre 0,37 e 0,81 para T. Os sensores utilizados neste estudo tinham especial sensibilidade para a espessura 0-30 cm, o que pode justificar a maior diferença que se verifica relativamente ao presente trabalho, que apresenta muito baixas correlações para esta espessura. Admite-se que as baixas correlações da ECa(P) para a camada 0-30 cm se devem, não só a uma maior influência das características do solo até aos 50-60 cm de profundidade, como, também, à concentração de humidade nos horizontes subsuperficiais à data da realização do levantamento geoelétrico. Além disso, é de salientar que a abordagem usada tem especial interesse pela sua facilidade de aplicação, mas enferma de pelo menos dois tipos de erro evidentes: erros de interpolação (a ECa é estimada para os pontos onde foram realizadas as sondagens) e erros de comparabilidade nos suportes ou unidades de amostragem (as leituras da ECa abrangem áreas de 5 a 10 m^2 enquanto as sondagens não vão além de 100 cm^2).

Dada a grande diferença de correlações entre ECa e as variáveis edáficas obtidas por amostragem regular e dirigida comparou-se o potencial da ECa para estimar as variáveis PMO e G(30-100) com ambos os tipos de amostragem. O Quadro 5 tem os resultados da validação cruzada e da validação para a cokrigagem de PMO e G(30-100), usando cerca de metade das amostras Re e Di, com ECa(P) como variável auxiliar. Para efeitos comparativos inclui-se no mesmo quadro os resultados da OK, da KED e da CK usando todos os pontos das amostras Re e Di, não se apresentando, por isso, resultados de validação.

Justificam-se as seguintes observações: a) muito má correlação entre valores observados e estimados obtidos na validação da CK da PMO, para as duas amostras ½Re e ½Di; b) mesmo com a totalidade dos pontos da amostragem Re e Di a OK apresenta uma correlação da validação cruzada muito baixa, que se deve a uma grande variabilidade da PMO a pequena distância, o que originando um variograma experimental de quase efeito pepita puro e que explica, também que a CK com todos os pontos de Re+Di não represente qualquer melhoria relativamente aos resultados obtidos pela OK; c) no caso de G(30-100) a validação para as amostras ½Re e ½Di apresentam correlações entre pontos observados e estimados um pouco melhores que para PMO e muito semelhantes entre si, apesar da amostra ½Di (N=11) corresponder apenas a metade dos pontos da ½Re (N=22), o que pode justificar que o valor de RMSE seja ligeiramente superior para ½Di; d) utilizando a totalidade dos pontos (Re+Di), a CK de G(30-100) também não apresenta melhores resultados na validação cruzada relativamente à OK e apenas a variância do erro das estimativas se reduz, beneficiando da variável auxiliar ECa. Verifica-se o mesmo para a KED mas com resultados ligeiramente inferiores à CK na variância do erro e um pouco melhores na validação cruzada.

Quadro 5 – Resultados da krigagem normal (OK) de PMO e G(30-100) e da krigagem com deriva externa (KED) e cokrigagem (CK) usando ECa(P) como variável auxiliar.

Variáveis	Mét.	Amost.[1]	N	Variância		Valid. cruzada		Validação	
				Mediana	3ºQ	RMSE	R(o-e)	RMSE	R(o-e)
PMO (cm)	OK	Re+Di	55+24	90,3	159,5	15,7	0,188	-	-
		Re+Di	79+2890	244,1	244,2	14,7	0,032	-	-
	CK c/ ECa	½Re	25+2890	396,0	479,5	20,0	-0,056	16,2	0,082
		½Di	11+2890	105,8	118,1	7,1	0,803	16,3	-0,175
G(30-100) (g kg^{-1})	OK	Re+Di	50+23	7424	10119	92,7	0,505	-	-
	KED	Re+Di	73+2890	8697	9260	87,8	0,572	-	-
		Re+Di	73+2890	3516	4137	92,5	0,526	-	-
	CK c/ ECa	½Re	25+2890	17610	17780	121,3	0,113	93,8	0,425
		½Di	11+2890	3273	4423	64,6	0,814	106,7	0,447

[1] Re e Di correspondem aos dados das amostragens regular e directa e a ½ desses dados; 3ºQ – 3º quartil da variância do erro; RMSE – raiz quadrada do erro quadrado médio; R(e-o) – coef. corr. entre valores estimados e observados; PMO – profundidade máxima observada; G(30-100) – teor de argila médio na camada 30-100 cm.

É de salientar que a validação cruzada com melhores resultados é a obtida com ½Di, tanto para PMO como para G(30-100), traduzindo as melhores correlações obtidas com ECa no caso desta amostragem. Apesar disso, o teste de validação aplicado aos pontos de amostragem não usados na CK, dá resultados, (RMSE e R entre valores observados e estimados), bastante fracos, em especial para a PMO.

A Figura 3 apresenta os mapas isopletos de G(30-100), obtidos por OK com a totalidade dos pontos amostrados (N(Re+Di)=72, à esquerda) e obtidos por CK com metade da amostragem directa (N(½Di)=11, à direita), usando ECa(P) como variável auxiliar.

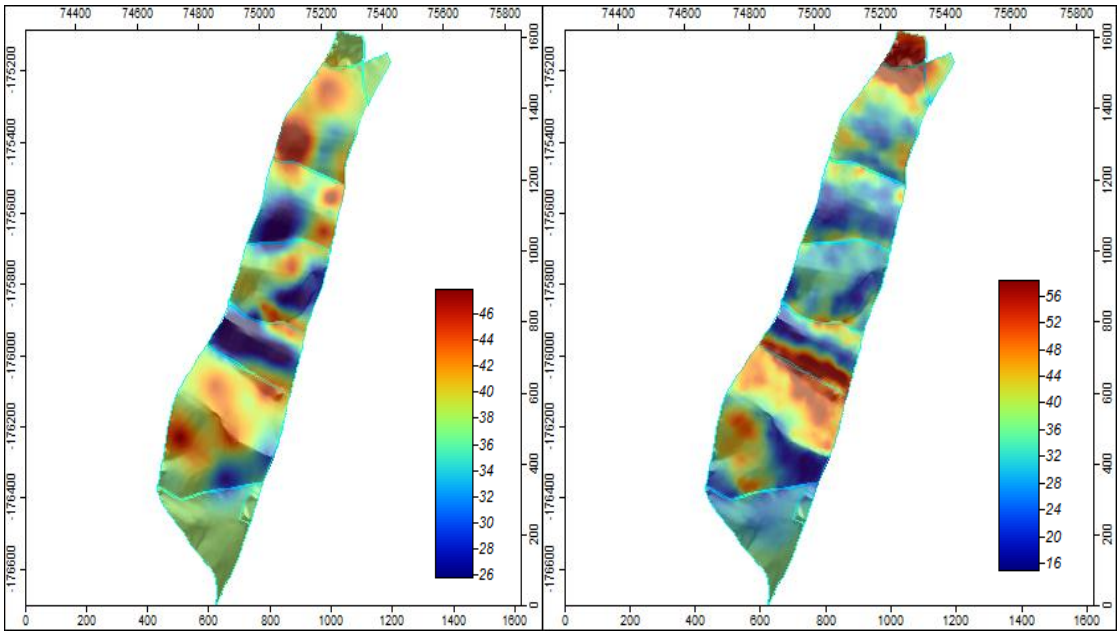


Figura 3 – Mapas de G(30-100), obtidos por OK com a totalidade dos pontos amostrados (N(Re+Di)=72, à esquerda) e por CK com metade da amostragem directa (N(½Di)=11, à direita), usando ECa(P) como variável auxiliar. As legendas indicam a % média de argila na camada 30-100 cm. Distâncias em m.

É evidente a influência que o padrão espacial da ECa imprime ao mapa da CK (direita), por contraste com o aspecto típico de processos de difusão, mas mais artificial, que predomina no mapa da OK (esquerda). O mapa obtido por OK apresenta também uma amplitude de valores que é apenas cerca de metade (~200 g kg^{-1}) da amplitude do mapa da CK (~400 g kg^{-1}). A ECa introduz maior detalhe e, embora os resultados da validação evidenciem limitações nas estimativas obtidas, tem especial significado o seu potencial para produzir mapas detalhados a partir de pequenas amostras de solo, neste caso apenas 11 sondagens.

Conclusões

As correlações obtidas entre a ECa e algumas características do solo (espessura de solo, teor de argila e capacidade de troca) revelam algumas limitações quanto ao potencial de calibração da ECa para traduzir estas características isoladamente. Revelam também a grande variabilidade que se pode verificar consoante o tipo de amostragem de solo adoptado, obtendo-se as melhores correlações para uma selecção de solos bem diferenciados (amostragem dirigida). A ECa revela-se mais eficiente do que a amostragem regular como método de delimitação dos solos mais representativos numa dada área e permite reduzir a amostragem necessária para a sua caracterização por amostragem dirigida.

Agradecimentos

Trabalho realizado no âmbito do projecto AGRO Nº 298, coordenado pela Profª. Maria da Conceição Castro, da Universidade de Évora, a quem se agradece a colaboração prestada para esta componente do projecto. Agradece-se também à DRAAL todas as facilidades concedidas para a realização deste trabalho.

Bibliografia

Alexandre, C. & Afonso, T. 2007. Cartografia de solos à escala da exploração agrícola: aplicação a um ensaio de olival. *Revista de Ciências Agrárias*, Vol. 30, (1) 17-32. http://www.scielo.oces.mctes.pt/pdf/rca/v30n2/v30n2a16.pdf

Corwin, DL & Lesch, SM. 2003. Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: Theory, principles, and guidelines. *Agronomy Journal*, 95, (3) 455-471.

Dualem, 2008. *DUALEM-1, DUALEM-2, User's Manual. Version 43*, Dualem, Inc, p. 36. www.dualem.com (em 8/06/2012).

Farahani, H.J., Buchleiter, G.W., & Brodahl, M.K. 2005. Characterization of soil electrical conductivity variability in irrigated sandy and non-saline fields in Colorado, *Trans. ASAE*, 48, 155-168.

Hendrickx, J.M.H., B. Baerends, Z.I. Raza, M. Sadiq, and M. Akram Chaudhry. 1992. Soil salinity assessment by electromagnetic induction of irrigated land. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 1933-1941.

Pebesma, Edzer J. 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package, *Computers & Geosciences*, 30: 683-691.

SAGA, 2011. System for Automated Geoscientific Analyses, Version: 2.0.8. http://www.saga-gis.org

Santos M. & Maia J. 2012. *Climatologia agrícola. Ano de 2011*. Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio. Beja. 12 p. http://www.cotr.pt/documentos/Climatologia2011.pdf (em 8/06/2012).

Sudduth, K.A., Kitchen, N.R., Wiebold, W.J., Batchelor, W.D., Bollero, G.A., Bullock, D.G., Clay, D.E., Palm, H.L., Pierce, F.J., Schuler, R.T. & Thelen, K.D. 2005. Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46, 263-283.

Influencia de la topografía en el color y otras propiedades del top soil en ambientes semiáridos (Sax, Alicante)

Juan Gisbert Blanquer, Sara Ibáñez Asensio, Héctor Moreno Ramón, Ángel Marqués Mateu,

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural - Universitat Politécnica de València – Departamento de Producción Vegetal – U. D. Suelos
sibanez@prv.upv.es

Introducción

El color del suelo, al estar estrechamente relacionado con las condiciones edáficas del medio, es uno de los principales parámetros utilizados en su caracterización; ayuda a diferenciar los horizontes de un perfil, marcando los límites entre capas sucesivas de diferentes características (Soil Survey Division Staff, 1993).
Hay un elevado número de atributos del suelo relacionados con su color (Brady and Weil, 2006). Su determinación reviste de gran importancia puesto que cualquier error acarrea conclusiones equivocadas respecto a las características que se relacionan con él, como el grado de evolución del suelo, el contenido de humus y presencia de ciertos minerales, o la potencialidad y productividad (Ovalles, 2003).
Comparativamente con otros parámetros, es sencillo de medir y no exige de una costosa preparación previa de la muestra, por lo que los intentos por encontrar correlaciones entre el color y los constituyentes de suelo (materia orgánica, fosfatos, hierro …) e incluso sus propiedades (estabilidad de los agregados, hidromorfismo, degradación…) son numerosas (Doi et al., 2010; Duiker 2003; He et al, 2003; Morgan and Scolt, 2006; Mouazen, 2005; Sánchez et al., 2011; Viscarra, 2008)

Este tipo de estudios siempre se han encontrado con la dificultad de discriminar la influencia concreta de cada una de las muchas variables que entran en juego en la formación del suelo y, por lo tanto, en su color. Cualquier atributo de un suelo es consecuencia de la expresión concreta en su lugar de origen de cada uno de los factores formadores y de las interacciones entre ellos, por lo que para encontrar correlaciones fiables es necesario tomar muestras procedentes de ambientes edáficos similares.

Encontrar zonas en las que las diferencias en el color del suelo se deban exclusivamente al atributo a estudiar y no al resto de factores formadores no es tarea fácil; lo más habitual es muestrear por laderas homogéneas pero incluso en un espacio relativamente reducido como éste puede haber una variabilidad espacial elevada (Scheinost and Schwertmann, 1995; Schulze, 1993).

El objetivo de este estudio es avanzar en el conocimiento para conocer cuáles son realmente las variables topográficas que más condicionan el valor del color del suelo y de aquéllos otros atributos relacionados con él (contenido en arcilla, carbonatos, óxidos de Fe, fosfatos). De esta forma podremos centrar nuestros esfuerzos en encontrar zonas homogéneas en cuanto a las variables significativamente relacionadas, dejando de lado el resto.

Aunque en edafología la descripción del color tradicionalmente se ha realizado en campo mediante las tablas Munsell en la actualidad es posible poner a punto técnicas de medición que utilizan los espacios de color CIE, basados en la premisa de que el estímulo del color es el producto de las características espectrales de la iluminación ambiente, las características de la reflectancia espectral del objeto y las características de la respuesta espectral de la herramienta utilizada para detectar el color, eliminando con ello por completo la subjetividad intrínseca al ojo humano propia del sistema Munsell (Marques et al, 2012, Ibañez, et al 2010)

En el presente estudio se ha utilizado un colorímetro Konika-Minolta CS-100A (Catalogo comercial Konica-Minolta, 2001) para obtener las coordenadas cromáticas xy, junto con la luminancia Y de 230 muestras superficiales de los suelos de la vega del Río Vinalopó a su paso por el municipio de Sax.

Todas las muestras fueron georeferenciadas y analizadas (pH, CE, carbonatos, materia orgánica, hierro, fósforo, textura, nitrógeno), habiéndose analizado estadísticamente la correlación entre las coordenadas de color, la topografía de los puntos de muestreo y otras propiedades físicas y químicas del *top soil*.

Materiales y métodos

1.- Área de estudio y muestreo

La toma de las muestras de suelo se ha llevado a cabo en las proximidades del río Vinalopó, en la provincia de Alicante (figura 1). Los puntos de muestreo seleccionados se distribuyeron en una zona de unos 60 Km^2 con similares condiciones climáticas pero gran diversidad en cuanto a material parental, orientación, altitud, proximidad al lecho del río, vegetación y manejo de la tierra (figura 2).

Figura 1: Mapa de situación

La localización geográfica de las muestras se realizó con receptores GPS, mientras que las otras variables geomorfológicas se obtuvieron de las bases cartográficas disponibles. Puesto que los dos conjuntos de datos tienen diferentes sistemas de coordenadas, un primer paso consistió en transformar todas las coordenadas geográficas a un sistema común (ED50). Una vez realizado, los puntos de muestreo fueron marcados directamente sobre imágenes digitales del terreno (figura 2).

Figura 2.- Superposición de los puntos de muestreo sobre una ortofoto de la zona de estudio

Los principales cultivos de la zona son los viñedos, olivos y almendros (ya sea bajo riego o no); también hay zonas con vegetación natural (algunas antiguamente cultivadas). Por otro lado, en algunos campos se aplican técnicas de conservación de suelos, y la pedregosidad superficial así como la cubierta vegetal del suelo entre las líneas de plantas es muy variable.

La precipitación media anual es de 305,5 mm y la temperatura media anual es de 15,2 ° C. Los materiales de origen son principalmente calizas, arcillas, y conglomerados y arenas (figura 3). Los suelos se incluyen en los órdenes Aridisoles y Entisoles, los más comunes en ambientes semiáridos.

De las 230 muestras tomadas en la fase inicial, se desestimaron todas aquellas con escasa uniformidad en el color como consecuencia principalmente de una elevada presencia de restos orgánicos o de gránulos calizos.

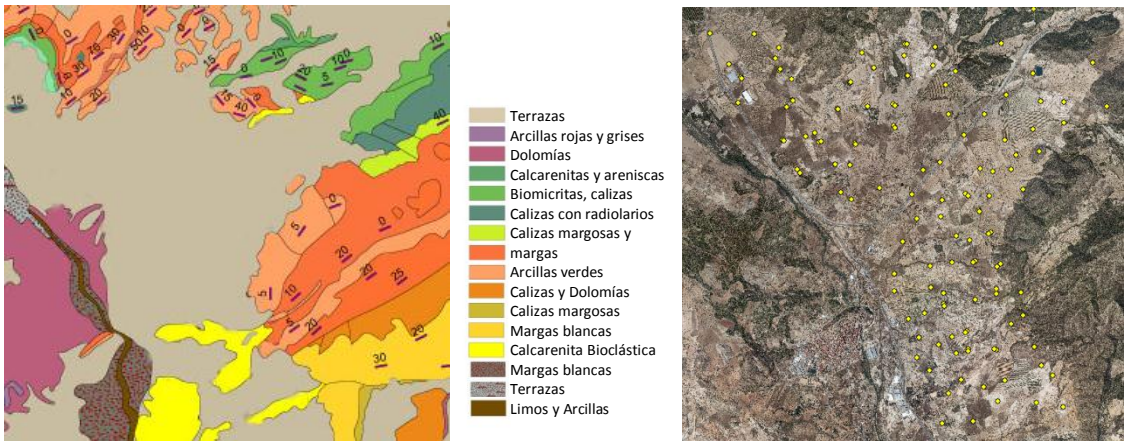


Figura 3: Mapa geológico y zona de muestreo

2.- Tratamiento de las muestras y obtención de los atributos edáficos

Todos los puntos muestreados fueron convenientemente descritos en campo (Schoeneberger et al, 2002), tratándose las muestras según el procedimiento estándar de laboratorio (USDA, 2004). Una vez realizada su caracterización edáfica (FAO, 2006), previamente a realizar la determinación y medida de su color, cada muestra fue pasada por un tamiz de 2 mm de luz de malla para eliminar mecánicamente la fracción orgánica del suelo en la mayor medida posible

.

A cada una de las muestras se le asignaron hasta 18 atributos diferentes (incluido el color) agrupados en 4 categorías o clases, siendo ligados a los puntos del mapa mediante una clave identificativa:

- Variables geológicas y geomorfológicas: Material geológico (cuaternario, margas y calcáreas), elevación sobre el nivel del mar (msnm), pendiente (%) y orientación (puntos cardinales). Se obtuvieron a partir del mapa geológico y del modelo digital del terreno del área de estudio.
- Variables edáficas: contenido de carbonato (%), pH, conductividad eléctrica del extracto 1/5 (dS/m), nitrógeno total (%), fósforo total (mg/kg), Hierro total (%), materia orgánica (%), pedregosidad (%), clase textural [arena, limo y arcilla, (%)] y Nitrógeno Total. Se obtuvieron mediante procedimientos estándar de laboratorio (USDA 2004)
- Variables de gestión (figura 4): uso del suelo (cultivo, forestal o cultivo en barbecho o abandonado), tipo de cultivo (almendros, olivos, viñas, mixto), riego (sí/no; tipo de riego) y manejo (laboreo, dirección del laboreo, existencia de abancalamientos, mulching). La información fue recogida durante las visitas de campo en la ficha identificativa de cada punto.
- Variables de color: coordenadas xyY (cromaticidad xy y luminancia Y). Se recopilaron mediante un colorímetro en condiciones de laboratorio. Se utilizó iluminante D65 como fuente de luz y la geometría 45/0.
-

Figura 4: instantáneas de las parcelas de muestreo

3.- Obtención de las coordenadas de cromaticidad y entorno de trabajo

En el presente estudio se ha utilizado un colorímetro Konica-Minolta CS-100A (Konica-Minolta, 2001) que permite registrar el color de las muestras de suelo sin necesidad de estar en contacto con las mismas. La determinación del entorno de trabajo es fundamental para realizar experimentos de medición de color. Es necesario disponer de iluminación uniforme y con características físicas y geométricas constantes a lo

largo del tiempo. En este trabajo hemos utilizado una cabina de color que se adapta correctamente a la práctica del análisis de muestras edáficas.

La cabina dispone de dos tubos fluorescentes D65, dispuestos con respecto de la posición de la muestra en configuración 45/0 (la luz incide sobre el plano de la muestra con un ángulo de 45º y el instrumento que registra la medida se dispone con un ángulo de 0º, ambos ángulos referidos a la normal al plano de la muestra), consiguiéndose la eliminación de la reflexión especular (figura 5). Las mediciones se realizaron con un campo visual de 2º (observador estándar 2º en terminología CIE). El equipo de laboratorio se completa con un estabilizador de tensión eléctrica que minimiza los posibles efectos de las variaciones de tensión sobre la intensidad luminosa emitida.

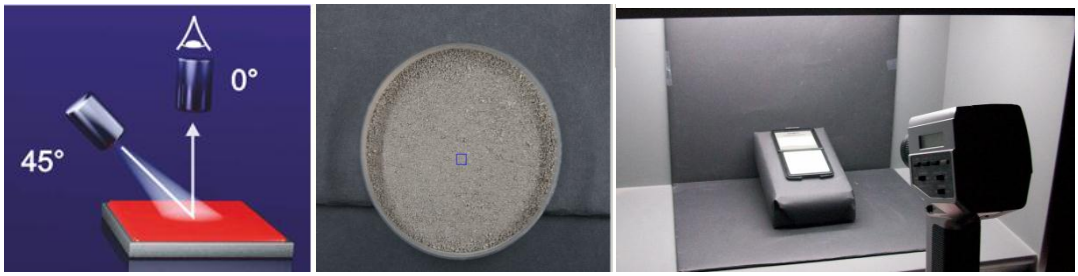


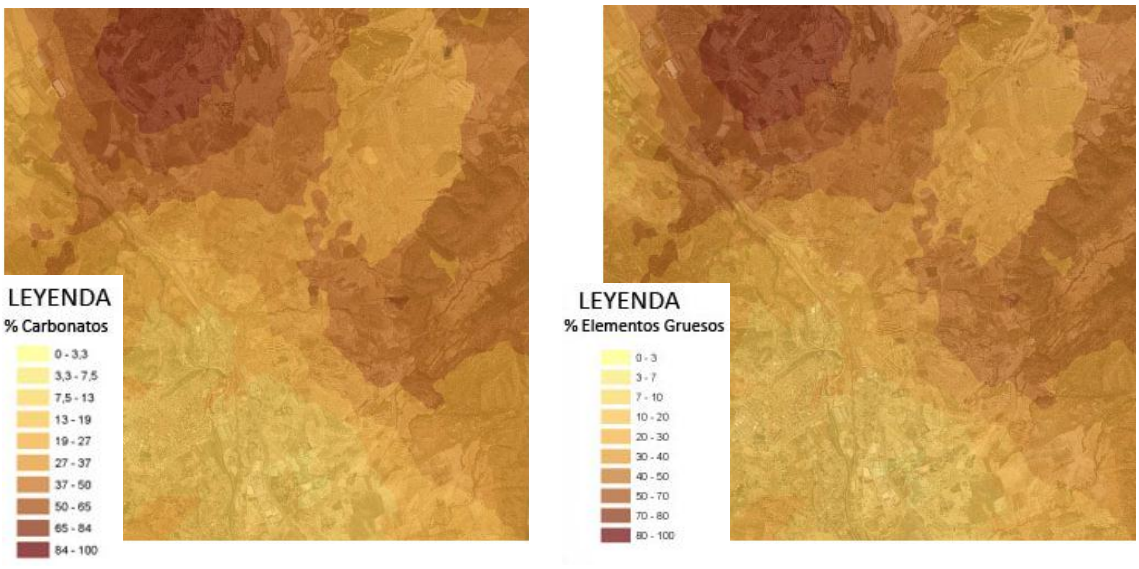
Figura 5: Instantáneas del proceso de toma de datos con el colorímetro
(ángulo, cubeta de medición y colorímetro)

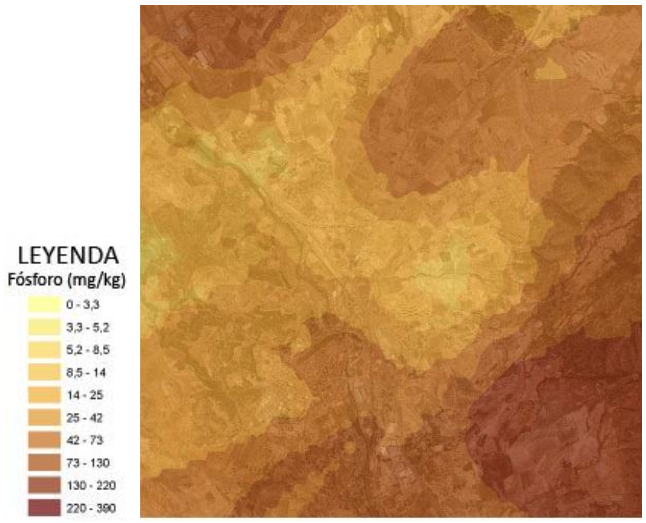
Resultados y discusión

Hay diferentes técnicas estadísticas disponibles para procesar datos multivariados (McGarigal et al., 2000). En este estudio se han utilizado métodos de regresión múltiple con el fin de observar la correlación entre las variables dependientes y los diferentes valores tanto analíticos como de manejo de los puntos de muestreo. Estas valoraciones junto a correlaciones de producto de Pearson nos han mostrado el comportamiento del color con la topografía y el resto de variables físicas y químicas del suelo.

El análisis de los resultados muestra la existencia de relaciones significativas entre el color y algunas de las características del suelo analizadas. Cabe señalar sin embargo que, puesto que el planteamiento no responde a un diseño experimental de tipo ortogonal, no es posible establecer una relación causa-efecto sin ningún grado de incertidumbre. En cualquier caso, el uso del SIG junto con métodos estadísticos multivariables nos proporciona un interesante punto de partida para el estudio del color del suelo desde una perspectiva geoespacial, puesto que posiciona claramente la significancia de las muestras en el espacio.

La representación espacial de las variables edáficas analizadas en mapas elaborados mediante SIG es una buena forma de visualizar los resultados. En las figuras siguientes se presenta algunos ejemplos (distribución del % de carbonatos, elementos gruesos y fósforo)





Las correlaciones de Pearson entre el color y las variables topográficas se muestran en una tabla cruzada (tabla 1). La altitud tiene una correlación significativa (con un nivel de confianza superior al 95%) con el tono (h_{ab}) de manera decreciente y con el croma (C^*_{ab}) de manera creciente, es decir a mayor altitud el tono disminuye y el croma aumenta.

La pendiente no tiene significancia con ninguna variable del color, mientras que la orientación tiene significancia con las tres, siendo de modo positivo su comportamiento con la luminancia y el tono, y de manera negativa (decreciente) con el croma.

	L	**Cab**	**hab**
Altitud	0,1497	*0,0007*	*0,0436*
Pendiente	0,1895	0,2918	0,1495
Orientación	*0,0044*	*0,0101*	*0,0035*

Finalmente, resultados del tratamiento estadístico entre las tres variables del color correlacionadas y todas las variables edáficas son los siguientes:

- Luminancia

De las seis variables significativas en la luminancia del color cuatro son positivas (CE, material geológico, orientación y pedregosidad) y dos son negativas (contenido en arena y en hierro). El valor del coeficiente de correlación R^2 es del 50,2 %.

Parámetro	**Estimación**	**p-valor**
Arena	-0.1525	0.0006
Conductividad 1/5	0.0016	0.0463
Hierro	-0.1684	0.0557
Material Geológico	2.2158	0.0014
Nitrógeno	-59.385	0.0100
Orientación	0.02834	0.0147
Pedregosidad	0.05361	0.0078

La influencia de la arena en la luminancia o claridad de la muestra se debe a que la arena, que no tiene propiedades coloidales como otros componentes del suelo, se impregna de materia orgánica, produciendo un color más oscuro. El contenido en *Fe* también está relacionado con suelos oscuros, lo cual se observa fácilmente en los suelos de la zona de estudio donde los suelos rojos son más oscuros que otros suelos existentes, básicamente blancos o amarillos. La relación del *N*, tanto en la variable luminancia como en el resto de variables no tiene fácil interpretación ni desde el punto de vista de la formación del suelo ni del manejo del suelo; no obstante en la zona de estudio muchas de las parcelas abandonadas se encuentran

colonizadas por leguminosas, especies fijadoras del N de gran importancia en el proceso de enriquecimiento del suelo en este elemento nutriente.

La CE_e produce suelos más claros puesto que la formación de sales se manifiesta en precipitaciones de color sensiblemente neutro. El material geológico también influye en la luminancia, de manera que los materiales calcáreos y margosos producen suelos claros. Esta circunstancia se aprecia claramente en campo.

En cuanto a la orientación, esta variable topográfica está estrechamente relacionada con la radiación solar recibida. En la zona de estudio los valores de la orientación tienen valores desde 96º hasta 356º, tomando como origen el norte geográfico. Todas aquellas muestras tomadas en laderas de orientación mayor de 90º y menor de 270º tienen orientación sur y por tanto están sometidas a mayor radiación solar. La relación positiva entre la orientación y la luminancia se cumple no sólo en el caso de las muestras procedentes de laderas de orientación sur, sino también de las laderas de orientación norte. Este último punto puede ser debido a la interacción de las variables orientación y material geológico. En el mapa geológico (figura 3) se observa que los materiales con orientaciones norte son principalmente calcáreos y por tanto también producen suelos claros.

Por último la pedregosidad también produce colores claros. Esta circunstancia se debe a la existencia de horizontes petrocálcicos, cuya meteorización da lugar a fragmentos de roca de colores neutros que finalmente se integran en el suelo formado suelos blancos o grises.

- Tono

En este caso hay 4 variables significativas relacionadas positivamente con el tono (CE, material geológico, materia orgánica, orientación y pedregosidad), y tres negativamente (contenido en arena, arcilla y nitrógeno. El R^2 es de 42,97%.

Parámetro	**Estimación**	**p-valor**
Arena	-0.1905	0,0000
Materiales	1.1309	0.0419
Materia orgánica	2.2245	0.0498
Orientación	0.0259	0.0060
Arcilla	-0.1876	0,0013
Nitrógeno	-44.1979	0.0176
Pedregrosidad	0.03505	0.0307

El tono es probablemente el atributo cromático más fácilmente observable, además de ser un correlato psicofísico desde el punto de vista de la visión del color humana. Los valores del ángulo h_{ab} se obtienen directamente a partir de las coordenadas CIELAB que hemos utilizado en este estudio. En el caso particular de los colores de los suelos, todos los valores de tono se encuentran en el primer cuadrante, es decir, todos los tonos se encuentran limitados por los ángulos 0º y 90º. Estos ángulos se corresponden con el eje del rojo (0º) y el eje del amarillo (90º). En términos cromáticos los suelos rojos tienen valores bajos de tono, mientras que los colores marrones y amarillos tienen valores más altos.
El contenido de arcilla está relacionado inversamente con el tono, de modo que a mayor contenido de arcilla, el valor del tono es menor y por tanto su color se acerca al rojo. La arena y el nitrógeno tienen relaciones inversas, pero su interpretación no es evidente y serían necesarios otros análisis para verificar su influencia en la variable tono.
El material geológico, el contenido en materia orgánica, la orientación y la pedregosidad tienen relaciones directas con el tono. En el caso de la zona de estudio, el material geológico y la pedregosidad, además de producir colores más claros (tal y como se ha reseñado en el punto anterior) también producen colores que se desplazan hacia los marrones y amarillos. Esta circunstancia se debe probablemente a la composición de los propios materiales parentales. Asimismo, la orientación produce materiales que se aproximan a eje del color amarillo, aunque ya se comentó anteriormente que las variables orientación y material geológico tienen interacciones entre ellas. La influencia de la materia orgánica en el tono no es tan evidente como en el caso de las variables anteriores.

Croma

Las variables Arena, Material geológico y Materia orgánica presentan importancia significativa estadísticamente en el desarrollo del croma del suelo. De ellas, la arena actúa en el mismo sentido (los suelos más arenosos poseen mayor croma); las otras 2 se mueven en sentido inverso. El R^2 es de 47,13%.

Parámetro	**Estimación**	**p-valor**
Arena	0.0748	0.0012
Material geológico	-0.9155	0.0106
Materia orgánica	-1.7688	0.0154

El valor de la variable arena (fracción de arena en el análisis de textura del suelo) produce mayores valores del croma. Esta relación no es evidente, pero es lógica cuando las partículas que forman la fracción de arena proceden de material no calcáreo.
El material geológico y la materia orgánica tienen una relación inversa con el croma. Esto equivale a decir que a valores altos de dichas variables el color del suelo está menos saturado y se aproxima a un color neutro. Esta relación es muy intuitiva puesto que tanto los materiales codificados con valor más alto (calizas y margas) como el contenido en materia orgánica aportan elementos cromáticos neutros (grises o blancos) con lo cual el resultado es un color menos saturado.

Conclusiones

1. De las 3 variables topográficas analizadas únicamente la orientación parece tener una influencia significativa sobre el desarrollo del color del suelo. No se ha encontrado relación significativa del color ni con la pendiente ni con la altitud.
2. Del conjunto de variables edáficas analizadas únicamente el pH, el contenido en carbonatos y el fósforo total no han resultado correlacionadas de forma directa con ninguna de las 3 coordenadas cromáticas analizadas (la luminancia, el tono y el croma).
3. El porcentaje de nitrógeno, la conductividad eléctrica, la textura, el material parental margas, la orientación, el contenido en hierro y la pedregosidad superficial son los aspectos que más explican la luminancia de las muestras de suelo analizadas.
4. La textura, el material parental margas, el contenido en nitrógeno y materia orgánica, la pedregosidad y la orientación son los aspectos que más explican el tono de las muestras de suelo analizadas.
5. El valor de la fracción arena, el porcentaje de materia orgánica y el material parental margas son los aspectos que más explican el croma de las muestras de suelo analizadas.
6.- El material geológico es significativo en las tres variables del color, mientras que ninguno de los aspectos analizados relativos al manejo y uso del suelo (tipo de cobertura vegetal y riego) ha resultado estadísticamente significativo.
7. En todos los casos los valores de correlación (R^2) entre las variables y el color del suelo se acercan al 50%, lo que es habitual en este tipo de ensayos en los que se puede aplicar un diseño de experimentos ortogonal.
8. La variable nitrógeno (*N*) es la que tiene una interpretación más problemática del conjunto de variables incluidas en el estudio. Existen relaciones estadísticas entre el *N* y los atributos luminancia y tono, produciendo colores más oscuros y más rojos con valores mayores de contenido en *N*. Su influencia en dichos atributos puede ser debida al propio proceso de formación del *N*. El *N* procede de la descomposición de la materia orgánica. Después se producen procesos de oxidación, pasando a NO_2, y de amonificación. Tras estos procesos la materia orgánica ha desaparecido, lo cual puede producir efectos en la claridad del color del suelo, siendo menos evidente su efecto en el tono.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en el marco del Programa de I+D+i de Apoyo a la Investigación y Desarrollo de la UPV Proyectos de nuevas Líneas de Investigación Multidisciplinares (PAID-05-10 ref. nº 2737)

Bibliografía

Brady, N.C. & Weil, R.R. 2006. Elements of the Nature and Properties of Soils. Prentice Hall, 95 pp, (3-50/351)

Doi R.; Wachrinrat C.; Teejuntuk, S.; Sakurai, K.and Sahunalu, P. 2010. Semiquantitative color profiling of soils over a land degradation gradient in Sakaerat, Thailand. Environmental Monitorin Assessment, 170: 301-309.

Duiker, S.W., Rhoton, F.E., Torrent, J., Smeck, N.E., Lal, R., 2003. Iron (hydr)oxide crystallinity effects on soil aggregation. Soil Science Society of America Journal 67: 606–611.

FAO, 2006. Guia para descripción de perfiles de suelos. ROMA, 2006

X. He, M.J. Vepraskas, D.L. Lindbo, R.W. Skaggs (2003) A method to predict soil saturation frequency and duration from soil color Soil Science Society of America Journal, 67 (2003), pp. 961–969

Ibáñez Asensio, Sara; Gisbert Blanquer, Juan Manuel, Brusola Simón, Fernando; Balasch Parisi, Sebastián; Marqués Mateu, Ángel; Moreno Ramón, Héctor. 2010 El uso de imágenes digitales para la determinación del color del suelo: Validación de un sistema automático (Proyecto I+D+I PAID-05-10). Entidad financiadora: Universidad Politécnica de Valencia

Konica Minolta, 1988, Chromameter CS-100 intrutctuion manual. Ed. Konica Minolta

Marqués-Mateu, A., Ibáñez, S., Moreno, H., Gisbert, J.M., Balasch, S. and Aguilar, M. 2012. Statistical Relationships between Soil Color and Some Factors of Soil Formation. In Color in Food. Apr 2012 , 345 -354. CRC Press.

McGarigal Kevin, Sam Cushman; Susan Stafford (2000) Multivariate statistics for wildlife and ecology research New York : Springer 2000

M.J., Lindbo, D.L., Skaggs, R.W., 2003. A method to predict soil saturation frequency and duration from soil color. Soil Science Society of America Journal 67: 961–969.

Morgan, C.P., Stolt, M.H., 2006. Soil morphology–water table cumulative duration relationships in southern New England. Soil Science Society of America Journal 70: 816–824.

Mouazen, A. M., De Baerdemaeker, J., & Ramon, H. (2005). Towards development of on-line soil moisture content sensor using a fibre-type NIR spectrophotometer. Soil and Tillage Research, 80: 171–183.

Ovalles, F. 2003. El Color del Suelo: Definiciones e Interpretación. INIA CENIAP Hoy. Num. 3. Septiembre-Diciembre

Sánchez-Marañón, M.; Martín-García, J.M.; Delgado, R. 2011. Effects of the fabric on the relationship between aggregate stability and color in a Regosol–Umbrisol soilscape. Geoderma, 162: 86-95.

Scheinost, A.C., Schwertmann, U., 1995. Predicting phosphate adsorption–desorption on a soilscape. Soil Science Society American Journal, 59: 1575–1580.

Schulze, D.G., Nagel, J.L., Van Scoyoc, G.E., Henderson, T.L., Baumgardner, M.F., 1993. Significance of organic matter in determining soil colors. In: Bigham, J.M., Ciolkosz, E.J. (Eds.), Soil Color, SSSA Special Publication No 31: 71–90.

Schoeneberger, P.J., Wysocki, D.A., Benham, E.C., and Broderson, W.D. (editors) 2002. Field book for describing and sampling soils, version 2.0. Natural Resources Simonson, R.W. 1963. Soil Correlation and the New Classification System. Soil Science 96: 23-30.

Soil Survey Division Staff. 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.

USDA, 2004. Laboratory methods manual. U.S. Department of Agriculture. Soil Survey Laboratory Investigations Report No. 42. Version 4

Viscarra Rossel, R.A., Fouad, Y., Walter, C., 2008. Using a digital camera to measure soil organic carbon and iron contents. Biosystems Engineering 100: 149–159.

TEMA 2

Propriedades e processos do solo

Actividad β-Glucosidasa y Carbono de la biomasa microbiana como indicadores del incremento y estratificación del Carbono orgánico en un suelo de viñedo con dos tipos de cubierta vegetal bajo clima semiárido.

Fernando Peregrina, Eva P. Pérez-Álvarez, Mikel Colina, Enrique García-Escudero
Instituto de las Ciencias de la Vid y el Vino (CSIC-Universidad de La Rioja-Gobierno de La Rioja); Servicio de investigación y Desarrollo Tecnológico Agroalimentario (CIDA); email: fernandoperegrina@hotmail.com; viticultura4.cida@larioja.org

Resumen

En los viñedos de la D.O.Ca. Rioja, tradicionalmente se ha realizado el laboreo para reducir la competencia por el agua y los nutrientes. En consecuencia, los suelos de viñedo presentan, en general, niveles menores del 1 % de materia orgánica. En la D.O.Ca. Rioja se está estudiando el uso de cubiertas vegetales para controlar el exceso de vigor del viñedo y para mejorar la calidad del mosto y vino. Trabajos previos muestran que las cubiertas vegetales incrementan el contenido de carbono orgánico (CO) a medio plazo (4 años). Sin embargo, en condiciones climáticas semiáridas, la determinación del CO puede no ser suficientemente precisa para mostrar la evolución del contenido de CO y la mejora de la calidad del suelo causada por las técnicas de agricultura de conservación. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la sensibilidad de dos indicadores biológicos como son el carbono de la biomasa microbiana (CBM) y la actividad β-Glucosidasa (GLU), al incremento y estratificación del CO en el suelo que puedan causar las cubiertas vegetales en un viñedo bajo clima semiárido a corto plazo (2 años). El ensayo se estableció en un viñedo de cv. Tempranillo (*Vitis vinifera* L.) con un suelo clasificado como *Oxyaquic Xerorthent*. El diseño experimental se realizó con bloques al azar, con tres tratamientos y tres repeticiones. Los tratamientos fueron: Laboreo convencional (L); cubierta vegetal sembrada de cebada (CB) (*Hordeum vulgare* L.); cubierta sembrada de trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.) (TR). El suelo se muestreó en Junio de 2011, a 0-5, 5-15 y 15-30 cm. Se determinó el CO, el CBM y la GLU. La actividad GLU y la relación GLU/CO se incrementaron a 0-5 cm de profundidad, en ambas cubiertas. Mientras que a esa misma profundidad, el CBM y el CO sólo se incrementaron significativamente bajo la cubierta de trébol. Las relaciones de estratificación de la actividad GLU fueron mayores que las del CO y el CBM. Por tanto, la actividad β-Glucosidasa y la relación GLU/CO pueden ser indicadores de la dinámica de acumulación y estratificación del CO en el suelo bajo cubiertas vegetales en el corto plazo.

Introducción

Incrementar el contenido de carbono orgánico del suelo con técnicas de agricultura de conservación tiene un gran interés por su capacidad de mejorar la calidad del suelo y porque el secuestro de carbono en el suelo puede atenuar los efectos negativos del incremento de la concentración de CO_2 en la atmósfera. Comparado con las técnicas agrícolas tradicionales, la agricultura de conservación puede jugar un papel clave en el descenso de las emisiones de CO_2 y en incrementar el secuestro de carbono en el suelo (Lal, 2004).

En la D.O.Ca. Rioja existen aproximadamente unas 60.000 hectáreas de viñedos. Los suelos de viñedo en esta región tienen en general bajo contenido de materia orgánica (< 1%) debido al laboreo del suelo (Peregrina et al., 2010a). El uso de cubiertas vegetales se plantea en esta región como estrategia para reducir el exceso de vigor de las cepas y mejorar la calidad del mosto. Así, en un trabajo previo en La Rioja, se ha encontrado que las cubiertas vegetales incrementan el Carbono orgánico después de 4 años de su implantación (Peregrina et al. 2010b) con tasas de secuestro de carbono superiores a los sistemas de no laboreo en sistemas cerealistas. Estos incrementos se produjeron estratificadamente fundamentalmente de 0-2.5 cm. La estratificación de la materia orgánica ha sido sugerida como un indicador de la calidad del suelo ya que es esencial para controlar la erosión, la conservación de nutrientes y otras importantes funciones del suelo (Franzluebbers 2002). En general, bajo sistema de agricultura de conservación la relación de estratificación es >2 (Franzluebbers 2002).

Por otra parte, bajo condiciones climáticas semiáridas, la determinación únicamente del carbono orgánico puede no ser el mejor indicador de la calidad del suelo, porque sus cambios pueden ser lentos por la alta descomposición de la materia orgánica (Melero et al., 2012). Así, es posible utilizar otros indicadores para evaluar el efecto de la cubiertas en la calidad del suelo y la dinámica del C. Entre ellos, el carbono de la biomasa microbiana (CBM) que puede indicar el efecto del manejo del suelo sobre sus propiedades microbiológicas y bioquímicas (Nannipieri et al., 1990), la actividad□ □-Glucosidasa (GLU) que está relacionada con el ciclo del C en el suelo ya que hidroliza los □-D-glucósidos a glucosa que es una fuente

de energía para los microorganismos del suelo (Eivazi y Tabatai, 1988) y la relación GLU/CO que es sensible a la dinámica de acumulación de carbono por el cambio de manejo del suelo (Sttot et. al., 2010).
Franzluebbers (2002) sugiere que es necesario realizar más investigación que evalúe las relaciones de estratificación como indicadores de calidad el suelo en distintas zona agroecológicas. Así, bajo condiciones semiáridas, el cálculo de la relación de estratificación del CO y otras propiedades bioquímicas relacionadas con las transformaciones de la materia orgánica y el ciclo de los nutrientes del suelo, pueden ser reveladoras de cómo afectan los manejos del suelo a la calidad del suelo.
En la literatura científica existe poca información acerca del efecto de las cubiertas vegetales sobre el CO, indicadores microbiológicos y sus relaciones de estratificación. Por tanto, el objetivo es evaluar si los indicadores de actividad biológica del suelo (C de la biomasa microbiana y actividad □-Glucosidasa) y sus relaciones de estratificación, son más sensibles que el análisis de C orgánico a los cambios en la dinámica de acumulación de C en el corto plazo en viñedos semiáridos con cubiertas vegetales.

Materiales y Métodos

Se estableció el ensayo en un viñedo ubicado en Nájera (La Rioja) (latitud 42º 26,34´ 18´´N; longitud 2º 43´ 32,31´´O). Este viñedo fue plantado en 1999 con la variedad Tempranillo (clon 26) injertado sobre R-110, y con un marco de plantación de 2,70x1,3 m. El sistema de conducción es en espaldera de doble cordón Royat. El suelo se clasificó como *Oxyaquic Xerorthent* (Soil Survey Staff, 2006). La textura en los 30 cm superficiales es de un 38,3 % de arena, 43,2 % de limo y 18,5 % de arcilla. El contenido en carbonatos es del 4,2 %, el de materia orgánica de 1,24 % y el pH en agua 8,50.
Se plantearon tres tratamientos: Laboreo convencional; cubierta sembrada de Cebada (*Hordeum vulgare* L. cv. "Naturel") y cubierta sembrada de Trébol Persa (*Trifolium resupinatum* L.). Se estableció un diseño en bloques al azar, con tres repeticiones por tratamiento y con 60 cepas por repetición. El ensayo se inició con la siembra de las cubiertas en febrero de 2009. En febrero de 2011 se volvieron a resembrar las cubiertas vegetales, ya que la resiembra natural no fue adecuada. En todos los tratamientos, la línea se ha mantenido libre de vegetación con la ayuda de herbicidas localizados. Además, no se ha realizado ninguna fertilización durante el ensayo. Los sarmientos podados se picaron dejándose sobre el suelo.
El aporte de C de la biomasa aérea de las cubiertas se estimó en 2009 y 2010, segando la cubierta en dos cuadrados de 0.5 m^2 en cada repetición (en el momento de máximo desarrollo vegetativo antes del agostamiento), secándose en estufa a 60 º C y analizándose el contenido de C con un autoanalizador CNS.
Para determinar el incremento de C en el suelo, en Junio de 2011 se muestreó el suelo, en cada repetición se tomó una muestra procedente a su vez de 6 muestreos, a las siguientes profundidades: 0-5, 5-15 y 15-30 cm. Las muestras se tamizaron a 2 mm y se dividieron en dos fracciones, una se secó al aire y la otra se conservó a 4 º C. En la fracción seca al aire se determinó el contenido en carbono orgánico mediante la oxidación en húmedo con dicromato, según el método de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1982).
En la muestra de suelo conservada a 4º C, se determinó el carbono de la biomasa microbiana según el método de Vance et al. (1987). Así mismo, se determinó la actividad enzimática β-Glucosidasa (GLU) tras la incubación de 3 h a 37 ºC usando β-glucósido-saligenin como substrato según el método Strobl y Traunmüller (1996).
La relación de estratificación se define, según Franzluebbers (2002), como una propiedad en la superficie del suelo dividida por la misma propiedad en una profundidad mayor. Las relaciones de estratificación fueron calculadas para las propiedades del suelo analizadas, dividiendo el valor a 0-5 cm y por el valor a 5-15 cm y 15-30 cm.
Para el tratamiento estadístico de los resultados, se utilizó el programa Statgraphics Plus for Windows 4.0., y se realizó el análisis ANOVA de comparación de medias empleando el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

Resultados

El C asimilado por la parte aérea de la cubierta de trébol fue superior al C asimilado por la cebada. (Tabla 1). El Carbono orgánico se incrementó, a 0-5 cm de profundidad, en el tratamiento de trébol respecto del Laboreo (Fig.1). En cuanto al CBM, se incrementó con la cubierta de trébol respecto del laboreo a 0-5 cm, pero no tuvo diferencias significativas respecto a la cubierta de cebada. La actividad □-Glucosidasa fue superior en la cubierta de trébol que en el laboreo y la cebada a 0-5 y 5-15 cm de profundidad. Además, la cebada presenta mayores valores de GLU que el laboreo a las profundidades de 0-5 y 5-15 cm. La relación GLU/CO fue superior en la cubierta de trébol respecto del laboreo y la cubierta de cebada a las profundidades de 0-5 y 5-15 cm. La cubierta de cebada presentó mayor GLU/CO que el laboreo a la profundidad de 0-5 cm.

En cuanto a las relaciones de estratificación, el CO no presentó diferencias en la relación de estratificación entre los diferentes tratamientos, ni entre en las dos relaciones de profundidad calculadas (Fig. 2). El CBM presentó mayor relación de estratificación de 0-5:5-15 cm en la cubierta trébol que en el laboreo y la cubierta de cebada. Para la GLU la relación de estratificación fue superior en ambos tipos de cubiertas de trébol y cebada que en el laboreo, en las dos relaciones de profundidades calculadas. También fueron superiores la relaciones de estratificación de 0-5:15-30 cm respecto de las de 0-5:5-15 cm en las dos cubiertas ensayadas. En el caso de la relación GLU/CO, ambos tipos de cubierta presentaron mayores relaciones de estratificación que el laboreo. Siendo de nuevo las relaciones de estratificación entre 0-5:15-30 mayores que entre 0-5:5-15 cm para ambos tipos de cubierta.

Tabla 1. Carbono asimilado por la parte aérea de las cubiertas vegetales durante los años 2009 y 2010.

Tipo de cubierta	C en la biomasa aérea Mg C ha^{-1}
cebada	0,65
crébol	4,33
L.S.D. 95 %	1,42

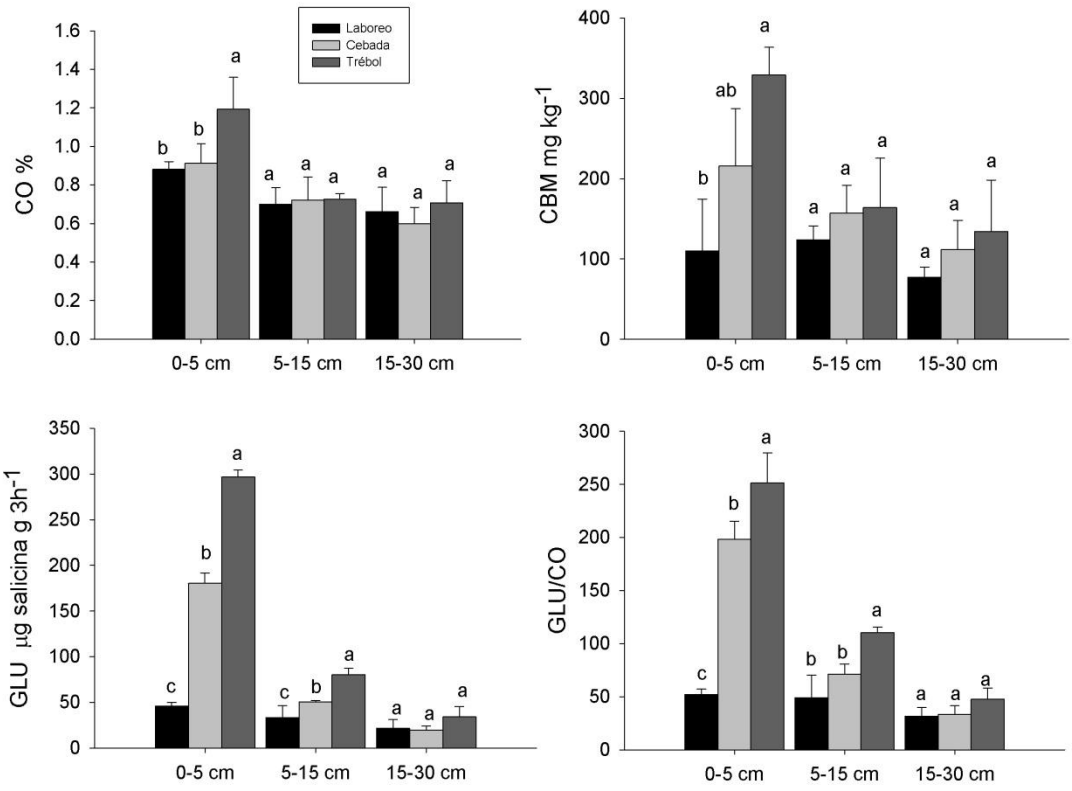


Fig. 1. Contenido en Carbono orgánico (CO), Carbono de la biomasa microbiana (CBM), actividad □-Glucosidasa (GLU) y la relación entre la □-Glucosidasa y el carbono orgánico (GLU/CO) en los diferentes tratamientos y profundidades. El error estándar se indica con barras y las letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos al 95 % con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

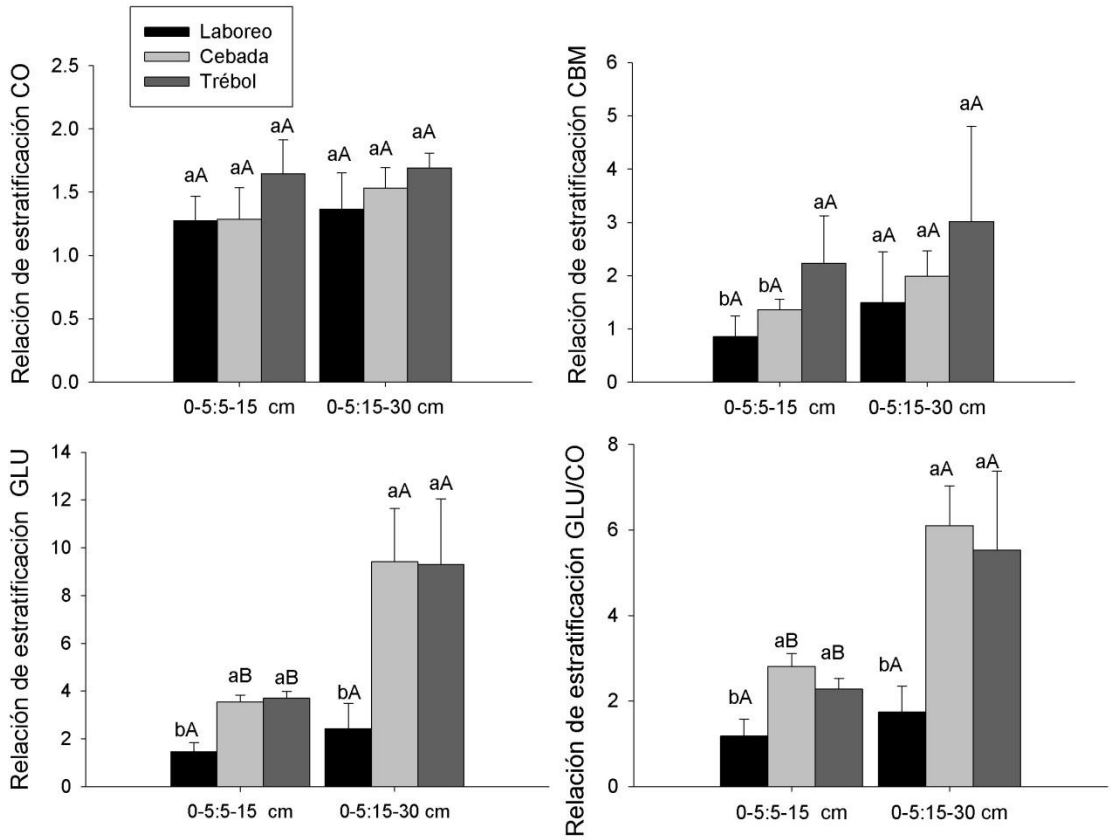


Fig. 2. Relación de estratificación del Contenido en Carbono orgánico (CO), Carbono de la biomasa microbiana (CBM), actividad □-Glucosidasa (GLU) y de la relación entre □-Glucosidasa y Carbono orgánico (GLU/CO) en los diferentes tratamientos y profundidades. El error estándar se indica con barras y las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos y las letras mayúsculas diferencias significativas entre las profundidades de la relación de estratificación, al 95 % con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

Discusión

Incrementos del contenido de CO bajo las cubiertas vegetales en viñedos se han encontrado previamente en La Rioja en condiciones de clima semiárido (Peregrina et al., 2010) y en California bajo clima Mediterráneo (Steenwerth y Belina 2008). El incremento de CO es mayor con la cubierta de trébol debido al mayor aporte de C en la biomasa aérea con este tipo de cubierta.

El incremento de CBM con la cubierta de trébol a 0-5 cm de profundidad, podría deberse al incremento de CO a esa profundidad. Así, incrementos similares del CBM fueron descritos en viñedos con cubierta vegetal (Steenwerth y Belina, 2008). Las cubiertas vegetales incrementan el aporte de restos vegetales al suelo respecto del laboreo, lo que explica el incremento de la actividad □-Glucosidasa respecto del laboreo en ambos tipos de cubiertas. Esto es debido a que la enzima □-Glucosidasa cataliza la ruptura de los □-D-glusósidos que forma parte de la celulosa presente en los restos vegetales poco degradados. Así, también el incremento de la relación GLU/CO, confirmaría que la materia orgánica aportada con los restos vegetales es más rica en celulosa.

Nuestros resultados son coincidentes con los recopilados por Stott et al. (2010), que muestra que en los suelos con cambios recientes en el manejo que provocan incrementos del C orgánico (no laboreo, pastos etc…) presentan relaciones GLU/CO superiores a los suelos con manejos que se caracterizan por la pérdida de CO. Así, bajo la cubierta de cebada aunque el contenido de CO no se ha incrementado, el aumento de la GLU y de la relación GLU/CO señalan que se ha producido una acumulación de materia orgánica en los 5 cm superiores del suelo.

En cuanto a las relaciones de estratificación, en el caso del CO, estas no son suficientemente sensibles al proceso de acumulación del CO en el suelo bajo las cubiertas. Por el contrario, las relaciones de estratificación de la GLU y de la relación GLU/CO fueron mucho más sensibles a los cambios producidos por la cubierta que el CO y CBM. La relaciones de estratificación de la GLU y de la relación GLU/CO son similares para los dos tipos de cubierta, lo que confirmaría que bajo ambas cubiertas se está produciendo un proceso similar de acumulación de CO en superficie por el aporte de restos vegetales de

la parte aérea de las cubiertas. Respecto a la relación de profundidades utilizadas para calcular las relaciones de estratificación, los resultados indican que la relación de profundidades de 0-5:15-30 cm es más sensible a los cambios producidos que la relación 0-5:5-15 cm. Esto sería debido a que las cubiertas vegetales también aportan restos vegetales por debajo de los 5 cm superficiales a través de las raíces muertas, como indica el incremento de GLU y GLU/CO de 5-15 cm de profundidad. De este modo, es mayor la relación de estratificación para estos indicadores relacionados con la materia orgánica cuando se calcula con respecto de una profundidad mayor donde el aporte de la materia orgánica de la raíces de la cubierta vegetal es menor.

En conclusión, la actividad GLU y la relación GLU/CO son capaces de mostrar la dinámica de acumulación de carbono orgánico en el suelo de viñedos con cubiertas vegetales a corto plazo. La relación de estratificación de estas propiedades fue también más sensible a los cambios producidos por las cubiertas que la estratificación del CO y el CBM, y por tanto pueden ser empleadas para evaluar la mejora de la calidad del suelo en el corto plazo.

Agradecimientos

Este trabajo se ha podido realizar gracias a un contrato postdoctoral del autor principal financiado por el INIA y el Fondo Social Europeo y a una beca F.P.I. financiada por el INIA para la segunda autora. También ha sido financiado por el proyecto de investigación INIA-RTA 2009-00101-00-00.

Bibliografia

Eivazi, F., Tbatabai, M.A.1988. Glucosidase and galactosidases in soils. Soil Biol. Biochem. 20, 601-605.

Franzluebbers, A.J., 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Tillage Res. 66, 95-106.

Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma. 123:1–22.

Nannipieri, P., Grego, S., Ceccanti, B.,1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag, J.M., Stotzky, G. (Ed.), Soil Biochemistry. Marcel Dekker, New York, USA, pp. 293-355.

Peregrina, F., Larrieta, C., Ibáñez, S., García-Escudero, E., 2010b. Labile organic matter, aggregates, and stratification ratios in a semiarid vineyard with cover crops. Soil Sci. Soc. Am. J. 74, 2120-2130.

Peregrina, F., López, D., Zaballa, O., Villar, M.T., González, G., García-Escudero, E., 2010a. Soil quality of vineyards in the Origin Denomination Rioja: Index of overcrusting risk (FAO-PNUMA), content of organic carbon and relation with soil fertility. Rev.Cien. Agrar., 33:338-345.

Steenwerth, K., Belina, K.M., 2008. Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. Applied Soil Ecology. 40, 359-369.

Stott, D.E., Andrews, S.S., Liebig, M.A., Wienhold, B.J., Karlen, D.L., 2010. Evaluation of β-glucosidase activity as a soil quality indicator for the Soil Management Assessment Framework. Soil Sci. Soc. Am. J. 74, 107-119.

Strobl, W., Traunmüller, M., 1996. β-Glucosidase Activity. En: Methods in Soil Biology. 198-200. Springer Labor. Berlin.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. Microbial biomass measurements in forest soils: Determination of kC values and tests of hypotheses to explain the failure of the chloroform fumigation-incubation method in acid soils. Soil Biol. Biochem. 19, 689-696.

Adsorción, biodegradación y lixiviación del herbicida metribuzina en suelos de las vegas del guadiana enmendados con orujo

Peña, D[1].; López-Piñeiro, A[1].; Albarrán, A[2].; Becerra, D[2].; Sánchez-Llerena, J[1].; Rato-Nunes., J.M.[3]

[1] Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad De Extremadura, Avda. de Elvas S/N, 06071, Badajoz, España. dpenaaba@alumnos.unex.es
[2]Área de Producción Vegetal. Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres S/N, 06071, Badajoz, España.
[3]Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre, Av. 14 de Janeiro, S/N 7350-903, Elvas, Portugal.

Resumen

El orujo extractado es un subproducto de la extracción del aceite de oliva, cuenta con un alto contenido en materia orgánica y puede ser usado como enmienda orgánica. Experimentos de laboratorio fueron llevados a cabo para estudiar el efecto que la aplicación de orujo ejerce en la dinámica del herbicida metribuzina en dos suelos de las Vegas del Guadiana (SA y SB), donde este herbicida se usa de forma habitual para el control de las malas hierbas. Los suelos fueron enmendados con relación 0%, 2.5% y 5% de peso fresco de orujo. Los resultados obtenidos muestran que la adsorción de metribuzina en el suelo se incrementó en 2.7 y 3.1 veces en SA5% y SB5%, respectivamente. Con respecto al control, la aplicación de esta enmienda orgánica también incrementó la vida media del herbicida de 23 días a 70 días en SA5% y de 36 días a 51 días en SB5%. A pesar de los incrementos producidos en la vida media, la aplicación de orujo reduce la lixiviación de metribuzina un 13% y 16% en SA2.5% y SB5%, respectivamente. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que el uso de orujo como enmienda orgánica, en las dosis empleadas en este trabajo, afecta significativamente los procesos que regulan el comportamiento de metribuzina en el suelo, aumentando la adsorción y persistencia del herbicida al mismo tiempo que disminuye su lixivación.

Palabras clave
Orujo extractado, adsorción, biodegradación, lixiviación, metribuzina

1. Introducción

La extracción del aceite de oliva se lleva a cabo en unas industrias denominadas almazaras, fundamentalmente, mediante procesos mecánicos (molienda, batido y centrifugación). Estas industrias tienen una gran importancia económica en la mayor parte de los países del Mediterráneo (Owen et al., 2000). Además del aceite de oliva, en las almazaras, se obtienen también otros subproductos que dependerán del sistema de centrifugación que use la almazara en cuestión, con el nuevo sistema de dos fases, se genera una pasta orgánica conocida con el nombre de Alperujo. En España el mayor productor mundial de aceite de oliva, la producción anual de alperujo supera los 4 000 000 Mg, generalmente producida entre los meses de Noviembre y Enero (López-Piñeiro et al., 2010a). Frecuentemente, el alperujo se envía a las orujeras donde el aceite de orujo de oliva se extrae químicamente, obteniéndose un residuo final llamado orujo extractado.

Tradicionalmente, el orujo extractado se ha utilizado principalmente como combustible. Sin embargo, la presencia de hidrocarburos poliaromáticos en el gas de combustión, así como la publicación de normas internacionales para limitar la emisión de CO_2, han restringido últimamente esta práctica, por lo que nuevas soluciones se requieren para este subproducto (López-Piñeiro et al., 2010b). El orujo extractado tiene un alto contenido en materia orgánica (90%), por lo que su uso como enmienda orgánica podría ser una buena elección, al mismo tiempo que mejorarían las propiedades de los suelos y la productividad de los cultivos (Brunetti et al., 2005; López-Piñeiro et al., 2008, 2010b).

La metribuzina (4-amino-6-tert-butil-3-metiltio-1,2,4-triazin-5(4H)-ona), es un herbicida que se utiliza ampliamente en el control de las malas hierbas en la soja, patatas, arroz, tomates y otros cultivos (Undabeytia et al., 2010). La biodegradación de este herbicida es rápida con una vida media comprendida entre 11 y 46 días, tanto en estudios de laboratorio como de campo (Kajear et al., 2005). Sin embargo, debido a su alta solubilidad (1050 mg L^{-1}), ha sido detectado frecuentemente en aguas superficiales y subterráneas (Cerejeira et al., 2003; Yu et al., 2008).

Investigadores han observado una fuerte correlación entre el contenido en materia orgánica del suelo y la capacidad de adsorción del mismo (Albarrán et al., 2003; Ahangar et al., 2008; Cabrera et al., 2010). El problema es que, aunque el aumento en el contenido de materia orgánica en el suelo en general mejora la adsorción del herbicida y reduce su lixiviación, también puede aumentar simultáneamente la persistencia del herbicida, y por tanto, existe un riesgo asociado para la contaminación de las aguas (Cabrera et al., 2008). Además, los efectos del carbono orgánico hidrosoluble procedente de la enmienda son poco conocidos (Celis et al, 1998; Said-Pullicino et al, 2004), aunque trabajos llevados a cabo por Albarrán et al. (2003) y Cabrera et al. (2007) coinciden en que el carbono orgánico hidrosoluble facilita la reversibilidad en la adsorción del herbicida, facilitando así procesos como la lixiviación y la biodegradación. Antes de la aplicación de las enmiendas orgánicas, es recomendable estudios previos sobre el efecto de las mismas en la dinámica de los herbicidas, para evitar el riesgo de contaminación del agua debido a un posible aumento de la movilidad de los mismos (Cabrera et al., 2011). Por lo tanto, estudios como el que se presenta resultan necesarios para optimizar el uso combinado en la agricultura de enmiendas orgánicas y plaguicidas, así como la determinación de la dosis adecuada del mismo para evitar el riesgo de contaminación de la aguas.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es determinar el efecto que la aplicación de orujo extractado como enmienda orgánica ejerce en la adsorción, biodegradación y lixiviación del herbicida metribuzina, en suelos de las vegas del Guadiana.

3. Materiales y Métodos

3.1. Herbicida

El herbicida metribuzina (4-amino-6-tert-butil-3-metiltio-1,2,4-triazin-5(4H)-ona), cuya fórmula química es $C_8H_{14}N_4OS$ fue suministrado por los laboratorios Dr. Ehrenstorfer-Schäfers Augsburg (Alemania), con una pureza del 98.0%. Su temperatura de fusión es de 126.2 ºC, con una presión de vapor de 0.058 mPa (20 ºC), una solubilidad en agua de 1.05 g L^{-1} para 20 ºC y su peso molecular es de 214.3 g mol^{-1}.

3.2 Suelo y enmienda orgánica

Para la realización del presente trabajo se han tomado muestras de dos suelos representativos de las Vegas Bajas del río Guadiana (SA y SB). La toma de muestras se realizó a una profundidad de 0 a 25 centímetros. Los suelos sobre los que se realizó la experimentación se clasificaron como Fluvisoles éutricos (FAO, 2007). La enmienda orgánica (orujo extractado) procede de una orujera en la que se extrae químicamente el aceite de orujo de oliva crudo. Algunas de las propiedades de los suelos como del orujo extractado se recogen en la Tabla 1.

Para la consecución de los objetivos, los suelos fueron enmendados en el laboratorio, con tres dosis:

- SA y SB, la dosis de orujo aplicada fue 0%
- SA2.5% y SB2.5%, la dosis de orujo aplicada fue de 2.5% en peso fresco
- SA5% y SB5%, la dosis de orujo aplicada fue de 5% en peso fresco

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos utilizados y enmienda orgánica

Propiedades	SA	SA2.5 %	SA5%	SB	SB2.5 %	SB5 %	Orujo
Carbono orgánico (g kg^{-1})	9.69	21.1	32.9	6.67	19.4	31.3	516
Carbono Orgánico Hidrosoluble (g kg^{-1})	0.131	2.13	3.97	0.103	2.65	4.43	74.3
pH (H_2O)	6.81	6.45	6.05	5.70	5.44	5.18	5.3
Arena (%)		43.7			53.4		
Limo (%)		32.4			32.4		
Arcilla (%)		23.9			14.2		

3.3 Análisis fisicoquímico de los suelos y la enmienda

El análisis granulométrico de los suelos fue realizado mediante el método de la pipeta de Robinson (Day 1965). El contenido en carbono orgánico total fue determinado mediante la oxidación con dicromato (Nelsson & Somers 1996). El carbono orgánico hidrosoluble fue extraído con agua destilada en una proporción 100:1 agua/suelo y en proporción 100:0.1 agua/orujo. El pH fue medido en una proporción 1:1 agua/suelo y en un proporción 5:1 agua:orujo mediante un electrodo combinado.

3.4 Estudios de adsorción-desorción

Las isotermas de adsorción-desorción del herbicida metribuzina se obtuvieron haciendo interaccionar 5 g de suelo con 10 ml de una solución de $CaCl_2$ 0.01 M, a diferentes concentraciones iniciales del herbicida metribuzina: 5, 10, 20, 40 y 50 mM. Las suspensiones, obtenidas por triplicado, se agitaron a 20 ºC durante 24 horas, tiempo suficiente para alcanzar el equilibrio. Posteriormente, las suspensiones fueron centrifugadas y del sobrenadante se tomó una alícuota de 5 mL que fue filtrada y analizada mediante HPLC. La desorción se realizó inmediatamente después de la adsorción a través de diluciones sucesivas para las concentraciones iniciales de 5, 20 y 50 mM. Los resultados obtenidos se ajustaron a la ecuación linealizada de Freundlich:

$$\log(C_s) = \log(K_f) + n_f \cdot \log(C_e),$$

donde Cs es la cantidad de MCPA adsorbida a la concentración de equilibrio Ce, mientras que K_f y n_f son las constantes empíricas de Freundlich.

A partir de los parámetros obtenidos de la ecuación de Freundlich, se ha obtenido el coeficiente de distribución K_d10 mM, a partir de la ecuación:

$$C_s = k_d \cdot C_e,$$

para Ce=10 mM. También se han obtenido a partir de los parámetros derivados de la ecuación de Freundlich las histéresis, expresadas en porcentajes mediante la ecuación:

$$\%H = \frac{n_{fadsorción}}{n_{fdesorción}} \cdot 100$$

3.5 Estudios de biodegradación

Para los estudios de biodegradación se tomó una muestra de 500 g de suelo (por triplicado) al cual se le añadió una cantidad de agua destilada equivalente al 40% de la capacidad de campo, con el fin de activar la población microbiana. La dosis de materia activa aplicada fue la equivalente a la aplicada en campo por los agricultores de la zona, 1 kg ha^{-1}. Las muestras se introdujeron en contenedores de vidrio, los cuales se almacenaron en condiciones de oscuridad, con el fin de evitar la fotodegradación de la materia activa. La toma de muestra se realizó de forma periódica y con una frecuencia determinada por la degradación de la materia activa observada. Para la extracción se utilizaron 5 g de suelo y 10 mL del extractante (metanol), agitándose las suspensiones durante 24 horas. Posteriormente, las muestras fueron centrifugadas y filtradas, cuantificándose el herbicida mediante HPLC.

Los datos obtenidos del estudio de biodegradación se ajustaron a una cinética de primer orden:

$$\ln C = \ln Co - kt$$

de forma que despejando el tiempo de vida media se obtiene:

$$t_{½} = \ln 2/k$$

siendo k, la pendiente de la recta de regresión

3.6 Estudios de lixiviación

El estudio de la lixiviación del herbicida metribuzina se realizó a través del ensayo de columnas alteradas y empaquetadas a mano (por triplicado) de 5 cm de diámetro y 20 cm de longitud. El herbicida se incorporó por la parte superior, correspondiéndole a todas las columnas una dosis equivalente a 1 kg ha^{-1} de metribuzina. Diariamente fueron aplicados 50 mL de una solución de $CaCl_2$ 0.01 M recogiéndose también diariamente los lixiviados, los cuales fueron filtrados y analizados mediante HPLC.

Una vez terminado el estudio de lixiviación, las columnas fueron desmontadas procediéndose a la extracción del herbicida no lixiviado y retenido a diferentes profundidades de las columnas: 0-5, 5-10, 10-15 y de 15-20 cm. Dicha extracción se realizó de igual forma que en el estudio de biodegradación.

3.7 Método de análisis de la Metribuzina

El análisis del herbicida se realizó utilizando la técnica de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). El equipo está constituido por: controlador del sistema (Waters 2695 E System Controller); detector de radiaciones ultravioletas emitidas por una lámpara de deuterio (Waters 2996 Photodiode Array Detector); inyector automático de muestra (Waters Autosampler) y cámara horno a temperatura constante.

La fase estacionaria utilizada fue la columna Nova Pack C18 de Waters de 150 mm de longitud y 3.9 mm de diámetro interno. La temperatura del horno fue de 35 ºC y el volumen de inyección de 25 µL, con un flujo de 1 mL min^{-1}. La fase móvil empleada fue de 60:40 (agua destilada:acetonitrilo) y la longitud de detección del herbicida metribuzina fue de 293 nm.

4. Resultados y Discusión

4.1 Adsorción-desorción

En la Figura 1 se representan las isotermas de adsorción para el herbicida Metribuzina en los suelos estudiados. Independientemente del suelo, se aprecia que la mayor adsorción se produce en el tratamiento que incorpora un 5% de orujo (SA5% y SB5%), seguido del tratamiento 2.5% (SA2.5% y SB2.5%), y por último, es en los suelos sin enmendar (SA y SB) donde se produce una menor adsorción.

Con el fin de poder comparar numéricamente las diferentes isotermas de adsorción de los distintos suelos, se han ajustado los valores de adsorción a la ecuación de Freundlich, a partir de la cual se ha calculado la intensidad de adsorción (n_f), el coeficiente de distribución K_d10mM, así como, la histéresis para el punto de concentración inicial de 50 mM (Tabla 2). Los altos valores del coeficiente de ajuste ($R^2 \geq 0.929$), indican que nuestros datos experimentales se ajustan de forma satisfactoria a la ecuación de Freundlich (Tabla 2).

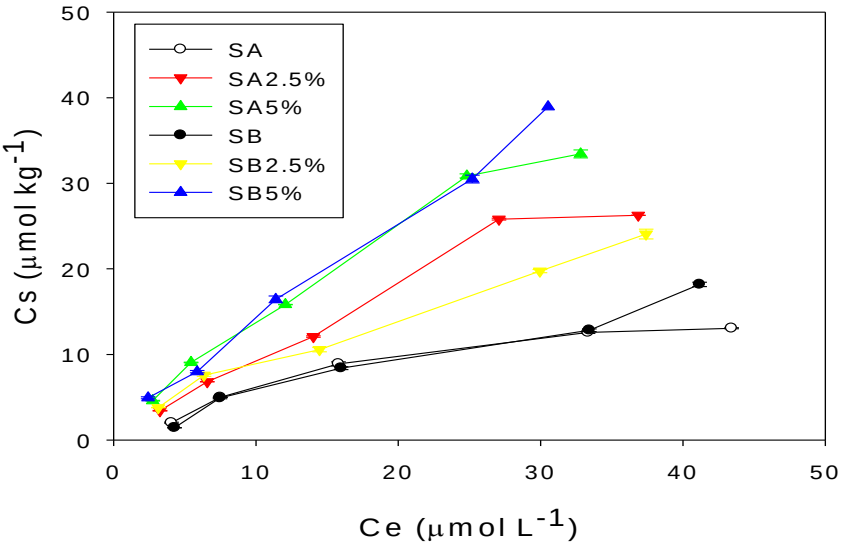


Figura 1. Isotermas de adsorción para los suelos estudiados

De los valores recogidos en la Tabla 2, se desprende que la aplicación de orujo extractado incrementó tanto la intensidad como la capacidad de adsorción de la metribuzina, de forma que, con respecto a los suelos control, la capacidad de adsorción incremento en un valor de 2.7 y 3.1 veces para el suelo SA5% y SB5%, respectivamente. Este hecho coincide con los incrementos también detectados en los contenidos

de carbono orgánico. Estos resultados concuerdan con los mostrados en los trabajos de Daniel et al. (2002) y Majumdar and Singh et al. (2006) relacionando la adsorción de la metribuzina con el contenido en materia orgánica. Con respecto a los suelos control, los suelos enmendados presentan valores más bajos de histéresis (alta reversibilidad, Tabla 2). Cabrera et al. (2010) y López-Piñeiro et al. (2010a) atribuyen este hecho al elevado contenido en carbono orgánico hidrosoluble de la enmienda utilizada (Tabla 1). La reversibilidad observada en el proceso de adsorción puede jugar un papel fundamental en procesos como la biodegradación y la lixiviación.

Tabla 2. Parámetros de Freundlich de adsorción de la Metribuzina.

Suelos	n_f	K_{d10mM}	H	R^2
SA	0.758 ± 0.120	0.507 ± 0.093	16.26	0.931
SA2.5%	0.877 ± 0.060	0.942 ± 0.098	7.24	0.986
SA5%	0.808 ± 0.038	1.379 ± 0.099	4.86	0.993
SB	0.720 ± 0.158	0.460 ± 0.076	11.63	0.929
SB2.5%	0.710 ± 0.053	0.911 ± 0.098	6.42	0.984
SB5%	0.829 ± 0.034	1.449 ± 0.099	7.46	0.988

4.2 Biodegradación

Las curvas de degradación del herbicida metribuzina muestran diferencias entre los tratamientos estudiados (Figura 2). Así, en los tratamientos que incorporan orujo extractado, transcurridos 80 días la concentración de metribuzina es aún considerable. Sin embrago, transcurrido este mismo tiempo en los suelos control, la concentración del herbicida es muy baja (< 15%). Este hecho puede ser atribuible a la mayor capacidad de adsorción de los tratamientos que incorporan orujo con respecto a los suelos control (Tabla 2). De esta forma, el herbicida adsorbido en los coloides del suelo se encontraría menos disponible para ser degradado por los microorganismos edáficos (Kah et al., 2007).

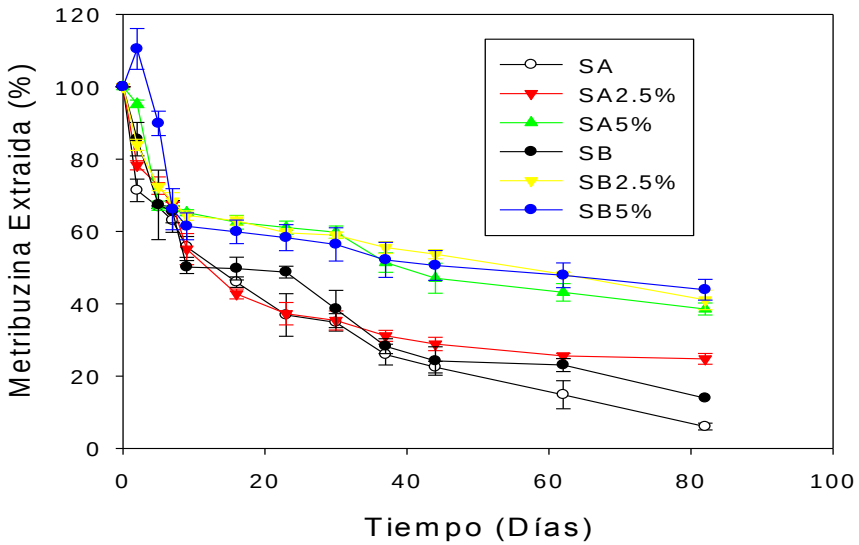


Figura 2. Curvas de degradación del herbicida metribuzina para los suelos estudiados

Los valores de vida media ($t_{1/2}$) para los distintos tratamientos estudiados están recogidos en la Tabla 3, confirmándose un incremento de $t_{1/2}$ en los suelos enmendados con respecto a los controles. Trabajos llevados a cabo por López-Piñeiro et al. (2010a) atribuyen dicho incremento a un posible efecto tóxico asociado a la utilización de enmiendas frescas (no compostadas), efecto que se sumaría a la mayor capacidad de adsorción detectada en los suelos enmedados.

Tabla 3. Valores de $t_{1/2}$ para la metribuzina en los suelos estudiados

Suelos	$t_{1/2}$	R^2
SA	22.88 ± 0.53	0.962
SA2.5%	42.93 ± 1.06	0.775
SA5%	70.03 ± 5.58	0.799
SB	35.76 ± 1.11	0.918
SB2.5%	46.65 ± 0.66	0.944
SB5%	51.09 ± 2.44	0.959

4.3 Lixiviación

En la Figura 3 se representan las curvas de elución acumuladas para la metribuzina en los suelos estudiados. Se aprecian diferencias significativas entre las curvas de los suelos control. Así, mientras que SB lixivia un 82.34% del herbicida aplicado, SA solamente lixivia un 67.77% (Tabla 4). Estas diferencias pueden ser atribuible a que SB tiene una menor capacidad de adsorción que SA y, además, dicha adsorción es más reversible como muestra su menor valor de histéresis en relación con el registrado en SA. (Tabla 2).

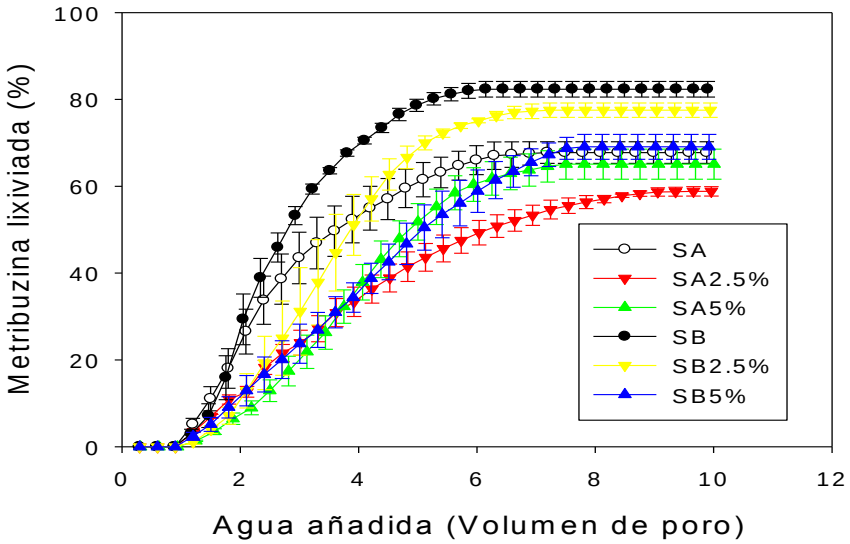


Figura 3. Curvas de elución acumuladas del herbicida metribuzina para los suelos estudiados

La aplicación de orujo extractado aumenta ligeramente el volumen de poro para el inicio de la lixiviación, lo que significa que es necesario aplicar una mayor cantidad de agua a la columna para que comience la lixiviación del herbicida. Retrasos en el inicio de la lixiviación por el uso de enmiendas orgánicas han sido presentados también por Albarrán et al., 2003 para el herbicida simazina, Cabrera et al., 2010 para diurón y por Majumdar and Singh, 2007 para el herbicida metribuzina. La aplicación de orujo extratado también reduce la cantidad de herbicida total lixiviado, de forma que en el suelo SA2.5% se ha reducido un 13% y en el suelo SB5% se ha reducido un 16%. Majumdar and Singh, 2007, mediante el uso de enmiendas orgánicas distintas a las utilizadas en este trabajo, obtiene una reducción de hasta un 52% en la cantidad de metribuzina lixiviada, hecho que atribuye a la mayor capacidad de adsorción y, sobre todo, a una adsorción más irreversible. Sin embargo, el alto contenido en carbono orgánico hidrosoluble del orujo extractado provoca una mayor reversibilidad en la adsorción (Tabla 2), por esta razón, el porcentaje de reducción de herbicida lixiviado con la aplicación de orujo extractado es menor que la obtenida por los autores citados anteriormente.

Tabla 4. Valores obtenidos para la lixiviación del herbicida Metribuzina

Suelos	Vol. Poro Inicial	Total lixiviado (%)	% Extraido
SA	1.20	67.77	9.70
SA2.5%	1.21	58.82	19.47
SA5%	1.25	65.09	19.95
SB	1.17	82.34	12.39
SB2.5%	1.21	77.53	13.03
SB5%	1.20	69.07	26.69

Por otro lado el porcentaje de herbicida extraído del interior de la columna es mayor en los suelos enmendados (Tabla 4), debido a una mayor retención y vida media del herbicida en estos suelos.

5. Conclusiones

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que el uso de orujo como enmienda orgánica, en las dosis empleadas en este trabajo, afecta significativamente los procesos que regulan el comportamiento de metribuzina en el suelo, aumentando la adsorción y persistencia del herbicida al mismo tiempo que disminuye su lixivación, con las ventajas económicas y medioambientales que esto conlleva.

6. Agradecimientos

Los autores desean hacer constar que este trabajo ha sido financiado por la Junta de Extremadura (Expediente GR10090), por el Ministerio de Educación y Ciencia (Proyecto AGL2007-655771-C02-02) y por el Ministerio de Ciencia e Innovación (Proyecto AGL2010-21421-C02-02). D. Peña y D. Becerra agradecen a la Junta de Extremadura la concesión de su beca FPI.

7. Bibliografia

Ahangar, A.G., Smernik, R.J., Kookana, R.S., Chittleborough, D.J., 2008. Separating the effects of organic matter–mineral interactions and organic matter chemistry on the sorption of diuron and phenanthrene. Chemosphere 72, 886–890.

Albarrán, A., Celis, R., Hermosín, M.C., López-Piñeiro, A., Ortega-Calvo, J.J., Cornejo, J., 2003. Effects of solid-olive mill waste addition to soil on sorption, degradation and leaching of the herbicide simazine. Soil Use Manage. 19, 150–156.

Brunetti, G., Plaza, C., Senesi, N., 2005. Olive pomace amendment in Mediterranean conditions: effect on soil and humic acid properties and wheat (Tritiucm turgidum L.) yield. J. Agric. Food Chem. 53, 6730–6737.

Cabrera, A., Cox, L., Velarde, P., Koskinen, W.C., Cornejo, J., 2007. Fate of diuron and terbuthylazine in soils amended with two-phase olive mill waste. J. Agric. Food Chem. 55, 4828–4834.

Cabrera, A., Cox, L., William, C., Koskinen, W.C., Sadowsky, M.J., 2008. Availability of triazine herbicides in aged soils amended with olive oil mill waste. J. Agric. Food Chem. 56, 4112–4119.

Cabrera, D.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A., Peña, D. 2010. Direct and residual effects on diuron behaviour and persistence following two-phase olive mill waste addition to soil: Field and laboratory experiments. Geoderma 157, 133–141

Cabrera, A.; Cox, L.; Kurt, A.; Celis, R.; Hermosín, C.; Cornejo, J.; Koskinen, W. 2011. Comparative Sorption and Leaching Study of the Herbicides Fluometuron and 4-Chloro-2-methylphenoxyacetic Acid (MCPA) in a Soil Amended with Biochars and Other Sorbents. J. Agric. Food Chem. 59, 12550–12560

Celis, R., Barriuso, E., Houot, S., 1998. Sorption and desorption of atrazine by sludgeamended soil: dissolved organic matter effects. J. Environ. Qual. 27, 1348–1356.

Cerejeira MJ, Viana P, Batista S, Pereira T, Silva E, Valerio MJ. 2003. Pesticides in Portuguese surface and ground waters. Water Res 37:1055–1063

Daniel PE, Bedmar F, Costa JL and Aparicio VC. 2002. Atrazine and metribuzin sorption in soils of the Argentinean humid pampas. Environ Toxicol Chem 21:2567–2572

Day, P.R., 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. En Methods of Soil Analysis. eds. Am. Soc. Agron., 545-567. Madison

FAO, 2007. Base referencial mundial del recurso suelo. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos Nº 103, Roma

Kah, M, Beulke, S; Colin D. 2007. Factors Influencing Degradation of Pesticides in Soil. J. Agric. Food Chem. 55, 4487□4492

Kjaer J, Olsen P, Henriksen T and Ullum M. 2005. Leaching of metribuzin metabolites and the associated contamination of a sandy Danish aquifer. Environ Sci Technol 39:8374–8381

López-Piñeiro, A., Fernández, J., Albarrán, A., Rato Nunes, J.M., Barreto, C., 2008. Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on Mediterranean agricultural soils and the wheat crop. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 424–430.

López-Piñeiro, A.; Cabrera, D.; Albarrán, A., Peña, D. 2010(a). Cumulative and residual effects of de-oiled two-phase olive mill waste application to soil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistence. Chemosphere 78, 139–146

López-Piñeiro, A.; Albarrán, A., Rato-Nunes, J. M.; Cabrera, D.; Peña, D. 2010(b). Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. Soil & Tillage Research 114 (2), 175-182

Majumdar and Singh. 2007. Efect of soil amendments on sorption and mobility of metribuz in soils.Chemosphere 66, 630–637

Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. SSSA Boock Ser.5 SSSA. Madison, WI, pp. 961–1010.

Owen, R.W., Mier, W., Giacosa, A., Hull, W.E., Haubner, R., Spiedgelhalder, B., Bartsch, H., 2000. Identification of lignans as major compounds in the phenolic fraction of olive oil. Clin. Chem. 46, 976–988.

Said-Pullicino, D., Gigliotti, G., Vella, A.J., 2004. Environmental fate of triasulfuron in soils amended with municipal waste compost. J. Environ. Qual. 33, 1743–1751.

Undabeytia, T.; Recio, E.; Maqueda, C.; Morillo, E.; Gómez-Pantoja, E.; Sánchez-Verdejo, T. 2011. Reduced metribuzin pollution with phosphatidylcholine–clay formulations. Pest Manag Sci; 67: 271–278

Yu KW, DeLaune RD, Tao R and Beine RL. 2008. Nonpoint source of nutrientsand herbicides associated with sugarcane production and its impacton Louisiana coastal water quality. J Environ Qual 37:2275–2283

Appraisal of physical properties of Mediterranean soils in Central Spain in relation with molecular features of organic matter

Recio-Vazquez L.[1*], *Carral P.*[2], *Álvarez A.M.*[2], *Almendros G.*[1]

[1] *National Museum of Natural Sciences (CSIC), Serrano, 115B, 28006 Madrid, Spain.*
[2] *Department of Geology and Geochemistry, Faculty of Sciences, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, 28049 Madrid, Spain.*
** Correspondence author: lorena.recio@mncn.csic.es*

Introduction

Soil degradation processes are frequently associated to climate change and to intensive and inappropriate management of soil resources, which have often led to progressive reduction in soil productivity, erosion and desertification. Recent studies have been focused on the assessment of analytical indicators of soil quality. This comprehensive term has been defined as the continued capacity of soil to sustain biological productivity, promote quality of air and water environments and maintain biological activity within ecosystem boundaries and considering specific land use (Carter et al., 1997; Doran and Parkin, 1994).

The assessment of soil status includes independent measurement of soil quality indicators which could be divided into chemical (e.g., pH, salinity, available nutrients, pollutants), physical (e.g., water retention, hydraulic conductivity, bulk density, stable aggregates) and biological (e.g., microbial activity, mineralization rates) (Haynes, 2005). Many of these soil functions and properties are in close connection with soil organic matter (SOM), hence research on its dynamics and molecular composition would represent a key factor in the accurate assessment of soil quality (Gregorich et al., 1994). In semiarid ecosystems, physical processes are of major importance, since low SOM concentrations could result in an increase in bulk density, decrease of soil porosity, water infiltration and hydraulic conductivity as well as to a lesser preservation of soil aggregation, with derived problems of soil crusting, hardsetting and water erosion (Masri and Ryan, 2006).

Although SOM content is widely recognised as an essential component in the assessment of soil quality (Reeves, 1997), it should also be considered that SOM is a heterogeneous mixture of materials, ranging from fresh plant biomass and microbial residues to highly transformed humic substances (Baldock and Nelson, 2000; Stevenson, 1994). These SOM pools display dissimilar physical and chemical properties and have different turnover rates so are involved to a specific extent on the SOM interactions with the total soil solution and soil matrix (Baldock and Skjemstad, 1999).

Objectives

Assuming the above considerations, SOM represents a valuable source of soil quality indicators, provided that it plays a relevant role in the dynamics and function of the whole soil system. The present research approaches a detailed description of the SOM by chemical fractionation and molecular characterization techniques, aiming to shed any light on the soil functions—with special emphasis on physical properties—most closely correlated with specific SOM pools and structural features.

Materials and methods

Soil sampling
For this study samples from up to fourteen soils from continental Mediterranean ecosystems in central Spain were collected. The soils were developed on different geological substrate, climatic conditions, vegetation and use. After removing the litter layer, composite samples from the uppermost horizons were obtained by mixing the soil material from three spatial replicates in each site, to make a representative field sample. Table 1 shows the location of the sampling sites and other general characteristics of the studied soils.

Table 1. General features of the sampled sites

Soil	Location	Geographical coordinates	Altitude m a.s.l.	Parent rock	Vegetation	Soil use	Humus type (Duchaufour, 1975)	Soil classification (FAO, 2006)
A1	Parla (Madrid)	40°15'34"N 3°45'05"W	683	Limestones, marlstones and sepiolite	Brushwood+ Herbaceous	Abandoned	*Calcic mull*	Calcic Kastanozem
A2	Cantoblanco (Madrid)	40°33'8"N 3°41'22"W	731	Arkoses	Brushwood+ Herbaceous	Abandoned	*Calcic mull*	Haplic Luvisol
A3	Santa Olalla (Toledo)	40°3'18"N 4°25'57"W	463	Arkoses	Scrubland	Abandoned	*Calcic mull*	Cutanic Luvisol
C1	Villacañas (Toledo)	39°37'14"N 3°17'55"W	680	Limestones and quartzites	Vineyard	Agricultural	*Calcic mull*	Petric Calcisol
C2	Santa Olalla (Toledo)	40°4' 7"N 4°25'22"W	473	Mudstones and marlstones	Cereal crop	Agricultural	*Calcic mull*	Calcic Vertisol
C3	Manzanares (Ciudad Real)	38°57'20"N 3°24'19"W	673	Limestones and quartzites	Vineyard	Agricultural	*Calcic mull*	Petric Calcisol
F1	Guadalix de la Sierra (Madrid)	40°45'35"N 3°41'9"W	940	Granites	*Quercus* + Grassland	Livestock	*Forest oligotrophic mull*	Leptic Cambisol
F2	Rascafría (Madrid)	40°54'27"N 3°53'46"W	1187	Gneisses	*Quercus*	Forest	*Forest eutrophic mull*	Haplic Cambisol
F3	Rascafría (Madrid)	40°53'35"N 3°53'33"W	1185	Dolomites	*Quercus* + Grassland	Livestock	*Calcic mull-moder*	Mollic Leptosol
R1	Bustarviejo (Madrid)	40°51'41"N 3°44'4"W	1316	Gneiss and schists	*Quercus* + *Pinus* + *Juniperus*	Forest	*Forest eutrophic mull*	Haplic Cambisol
R2	Bosque de Valdelatas (Madrid)	40°32'09"N 3°40'53"W	714	Arkoses	*Quercus* + *Pinus*	Forest	*Calcic mull*	Calcic Luvisol
P1	Rascafría-Peñalara (Madrid)	40°50'2"N 3°57'26"W	2030	Gneisses	High-mountain grassland	Livestock	*Oligotrophic anmoor*	Hemic Histosol
P2	Rascafría-Peñalara (Madrid)	40°50'17"N 3°57'13"W	1964	Gneisses	Mosses and *Carix*	Peatland	*Oligotrophic peat*	Fibric Histosol
P3	Rascafría (Madrid)	40°54'39"N 3°51'55"W	1127	Silt, sand and conglomerates	Herbaceous	Peatland	*Mesotrophic peat*	Rheic Histosol

General soil analyses

Soil analyses were performed on the fine earth soil fraction (< 2mm) of air-dried samples. Soil colour was determined in wet and dry samples by comparing with the colour sheets in the Munsell Book of Colors (1975). Real density, bulk density and porosity were estimated following to Blake and Hartge (1986). Soil texture was determined with the densimeter method (Bouyoucos, 1927). To measure soil structural stability, aggregates were subjected to wet sieving for 10 min in the apparatus described by Kemper and Rosenau (1986). Structural stability index (SSI) is calculated as the mass of aggregated soil (> 250 μm) remaining after wet sieving as a percent of the total mass of soil. Soil pH and electrical conductivity were measured in water employing a soil/water ratio of 1:2.5 (w:w) and 1:5 (w:w), respectively (Chapman and Pratt, 1961; Bower and Wilcox, 1965). Carbonate content was estimated with the Bernard's calcimeter (Guitian and Carballas, 1976) and active carbonates following to Drouineau (1942). The water holding capacity (WHC) was measured in field conditions at the atmosphere pressure (Guitian and Carballas, 1976). The concentration of total organic carbon (TOC) in soil was determined by partial wet oxidation in acid medium (Walkley and Black, 1934) and the Kjeldahl's nitrogen following to Piper (1950). The cation exchange capacity (CEC) was determined at pH:7 by the method proposed by Hendershot and Duquette (1986), and the ammonia concentration was titrated with a selective ion electrode. Exchangeable bases (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} and K^{+}) were extracted with 1*M* ammonium acetate solution (pH:7) and then measured by ICP-AES. Base saturation was calculated from the total exchangeable bases and the CEC.

Field analysis

Soil water infiltration was measured in the field during the dry season in order to obtain comparable results at extreme dryness conditions. The method used was first described by Bouwer (1986) and based on the use of a double-ring infiltrometer. The initial infiltration rate or "parameter *c*" represents the extent to which water can be retained into soil immediately after a rain event. On the other hand, "parameter *a*" is an indirect measure of the total infiltration. Both *c* and *a* parameters were calculated from the Kostiakov (1932) ecuation, $K = c \cdot X^{-a}$, where *K* represents the infiltration rate (Ir), *X* the infiltration time, and *c* and *a* the above-defined parameters. Total volume absorbed by the soil for the first hour after water input (V1h) was also calculated in order to know the response of each soil against a torrential rain event.

Study of the soil organic matter

Soil samples were previously subjected to lipid (LIP) removal by continuous Soxhlet extraction with petroleum ether (40–60˚C distilled hydrocarbons mixture) for 5 hours (Almendros et al., 1996). The resulting soil residue was used for densimetric extraction of the free organic matter (FOM) or light fraction using 0.1*M* H_3PO_4 (density 1.2 g·cm^{-3}). The organic fraction remaining as yellowish solution after removing the FOM was quantified in aliquots and referred to as free fulvic acids (FFA). Isolation and further quantification of the fulvic acids (FA), humic acids (HA) and humin (H) from the resulting soil extraction residue was carried out with 0.1 *M* $Na_4P_2O_7$ and 0.1 *M* NaOH (Duchaufour, 1975).

The HA fraction was isolated and purified for its further characterization by elemental analysis followed by visible and infrared (IR) spectroscopies. Concerning visible spectroscopy, the optical density of HA solutions was measured in a concentration of 100 mg·L^{-1} in 0,02 *M* NaOH (Kononova, 1982). The E_4 was used as a surrogate of the aromaticity and diagenetic maturity of the SOM, and the E_{465} and E_{665} nm extraction ratio (E_4/E_6) was used as an indicator of the average molecular size or polydispersity of HAs (Chen et al., 1977). Concerning the IR spectroscopy the use of the 2nd derivative spectra was useful to objective measurement of peak intensity (as valleys) precluding problems of baseline tracing. The intensity of the IR peaks was standardized and expressed as total abundances [Σ=100] of aliphatic structures (2920 and 1460 cm^{-1}), oxygen-containing functional groups (1720 cm^{-1}), N-containing groups (1640 and 1540 cm^{-1}), aromatic structures (1620 and 1510 cm^{-1}), etc. The IR spectra were also useful to identify a more or less defined lignin pattern (i.e. major peaks at 1510, 1460, 1420 and 1030 cm^{-1}) with conspicuous methoxyphenol peaks at 1330 cm^{-1}(syringyl units), 1270 cm^{-1} (guaiacyl units). Aromaticity index (ratio between C=C aromatic band at 1510 cm^{-1} and C–H stretching band at 2920 cm^{-1}) as well as oxidation index (ratio between C=O stretching band *circa* 1720 cm^{-1} and 1510 cm^{-1} band) were also calculated.

Results

Characterization of SOM

Figure 1 shows the quantitative distribution of the major soil C-fractions in the soils studied.

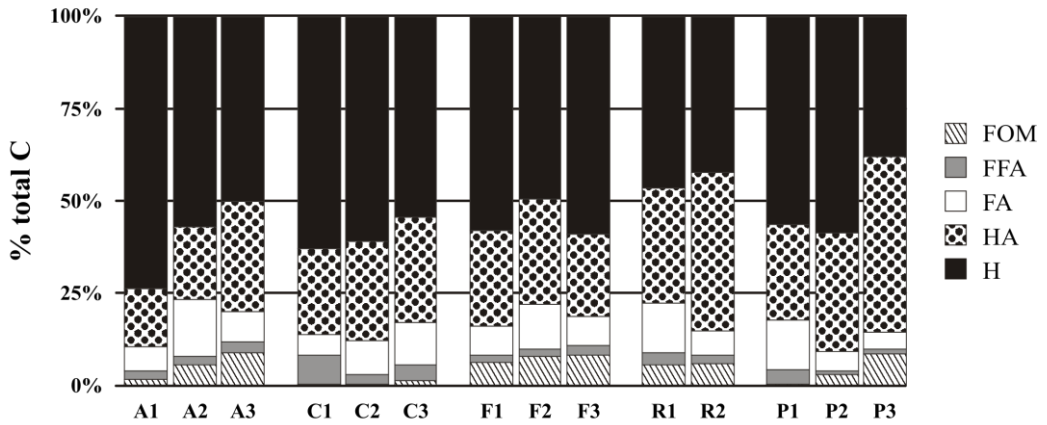


Figure 1. Distribution of total soil C into different organic fractions. FOM, free organic matter with density < 1.2 g·cm^{-3}; FFA, free fulvic acid (2*M* H_3PO_4-soluble); FA, fulvic acid; HA, humic acid; H, humin. A, abandoned lands (formerly cultivated soils); C, cultivated soils; F, seminatural forest under oak and brushwood vegetation; R, oak forest combined with reforested conifer forest; P, *Histosols* with peatland vegetation.

The results of the elemental analysis (% C, H, N, O) of the HAs are summarized in a classical van Krevelen's (1950) diagram where the atomic H/C vs. O/C ratios are represented in the plane (Figure 2). In this plot it is possible to obtain a clue on the most diagnostic structural features of the organic substances, i.e., the relative amounts of aromatic, alkyl, carboxyl, etc. units, depending on the scores of the atomic ratios of the HA samples in the plain, where maturity, in general, follows a defined trend in the main diagonal towards the origin of coordinates.

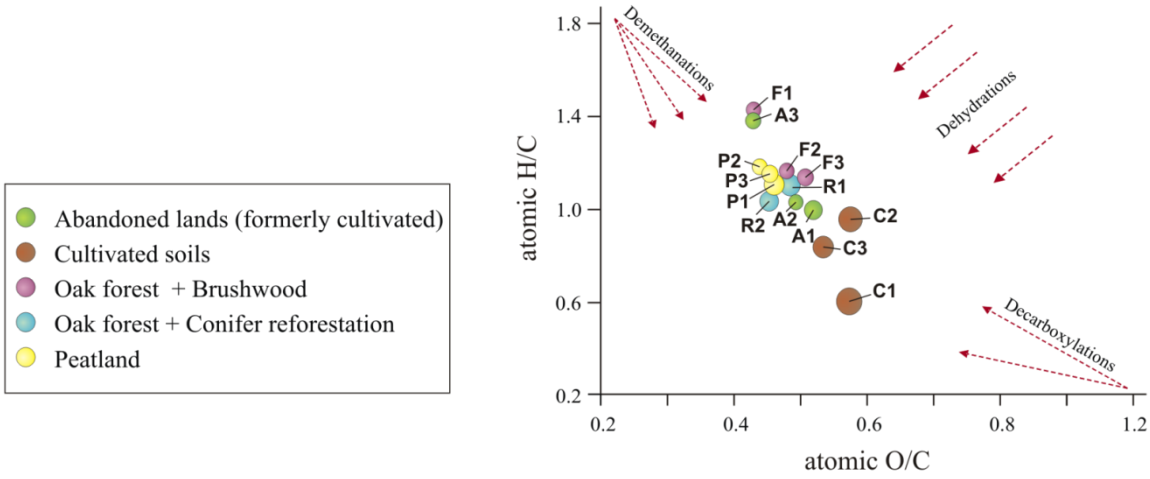


Figure 2. Van Krevelen's diagram applied to results from elementary analysis of HAs from the studied soils. Different soil types are shown with letters explained in the footnote of Figure 1, as well as with different colours. Moreover, the diameter of the circles is proportional to the E_4 optical density, which is considered as a surrogate of the aromaticity of the corresponding HAs.

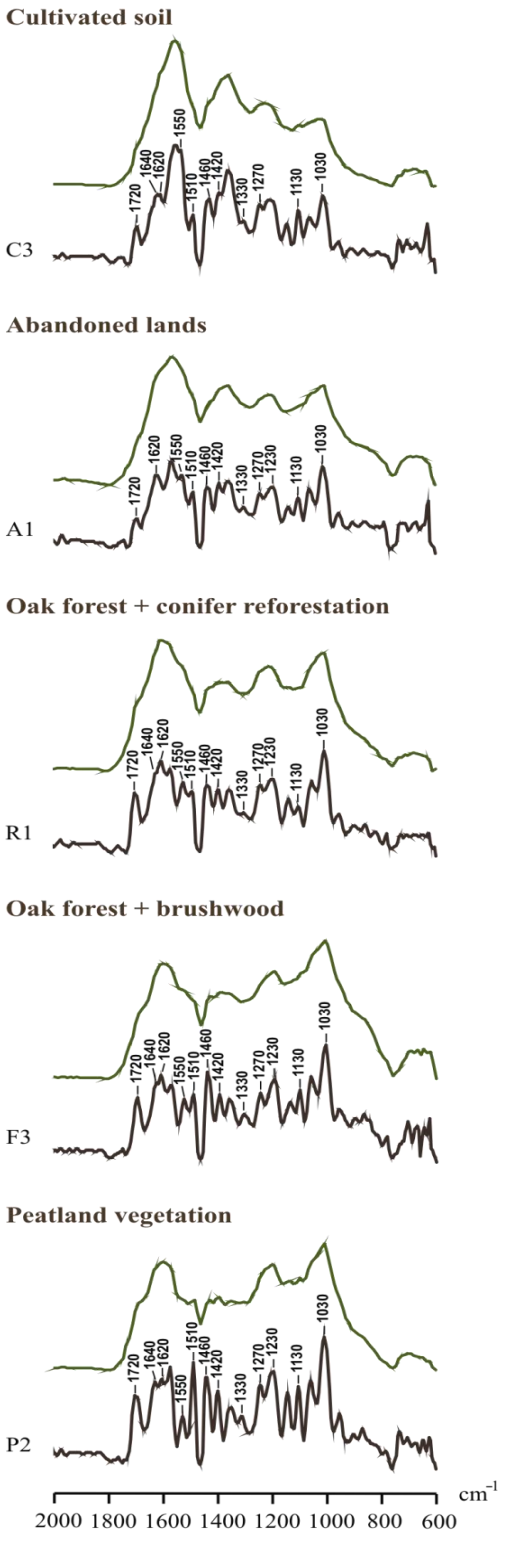


Figure 3. Infrared spectra (2000 and 600 cm^{-1} range) superimposed to its corresponding resolution-enhanced spectra.

The IR spectroscopy applied to soil HAs lead to establish useful relationships between the molecular features of the HAs and the environmental factors with a bearing on the soil C-cycle. In order to improve the pattern recognition in the IR spectra, its resolution was enhanced by a mathematical algorithm based on subtracting the raw spectrum from a positive multiple of its 2nd derivative (Almendros and Sanz, 1992). Figure 3 illustrates a series of IR spectra representative of each soil group, where the spectra are stacked (C3 to T2) in a gradient of progressive concentration of residual lignin betrayed by the above-indicated diagnostic bands.

Statistical analyses

In order to find out characteristic molecular descriptors in the SOM which could be used to forecast some typical soil physical properties which bears on soil quality, a series of linear regression models were used (Table 2). Correlation indices were calculated between soil physical variables and SOM descriptors, consisting of quantitative data for the different humic fractions as well as chemical and spectroscopic data determined in the isolated HAs.

In a second stage, and based on the Pearson's indices in the correlation matrix, a nonlinear ordination was carried out by multidimensional scaling (MDSCAL) (Kruskal, 1964). With this treatment, the different variables can be plotted as points in a plane after a dimensional reduction based on an iterative gradient which yields a final configuration where distances in the plane between pairs of points (variables) are optimized to represent the extent of the similarity between these variables defined by its correlation indices. The resulting plot is useful to illustrate clusters of variables grouped by their colinearity and including both physical characteristics and SOM descriptors showing significant correlation (and suggesting possible cause-to-effect relationships) between SOM and physical variables.

Table 2. Linear correlation indices between variables used to asses soil physical quality in addition to characteristics of the SOM.

		Bulk density	Porosity	WHC	SSI	Param. *c*	Param. *a*	Ir	V1h
Composition of SOM	**Total organic C**	-0.79	0.59	0.95	0.46	-0.34	-0.15	-0.40	-0.31
	Kjeldahl N	-0.79	0.58	0.94	0.46	-0.33	-0.15	-0.39	-0.28
	Soil C/N ratio	-0.58	0.54	0.53	0.31	-0.17	0.32	-0.50	-0.63
	C_{LIP}	-0.21	0.15	0.43	0.00	-0.18	0.16	0.01	0.11
	C_{FOM}	-0.10	0.20	-0.10	0.37	0.19	0.78	-0.32	-0.22
	C_{FFA}	0.47	-0.38	-0.48	-0.38	-0.20	-0.69	0.47	0.42
	C_{FA}	0.15	-0.10	-0.30	-0.10	0.11	0.07	-0.18	0.48
	C_{HA}	-0.37	0.40	0.41	-0.49	0.54	0.07	0.42	-0.38
	C_{HUMIN}	0.22	-0.34	-0.08	0.20	-0.63	-0.33	-0.27	0.14
Structual features of HAs	**% C**	-0.64	0.57	0.58	0.25	0.31	0.70	-0.19	-0.44
	% H	-0.46	0.40	0.39	0.52	-0.13	0.72	-0.60	-0.49
	% N	-0.11	0.09	-0.12	0.51	0.10	0.54	-0.41	0.14
	% O	0.59	-0.57	-0.46	-0.44	-0.12	-0.77	0.43	0.39
	H/C	-0.40	0.39	0.31	0.50	-0.17	0.70	-0.63	-0.48
	O/C	0.62	-0.59	-0.50	-0.40	-0.18	-0.76	0.38	0.40
	C/N	-0.06	0.06	0.27	-0.49	-0.03	-0.49	0.45	-0.17
	E_4	0.51	-0.45	-0.36	-0.54	-0.12	-0.87	0.62	0.30
	E_4/E_6	-0.54	0.40	0.66	0.42	-0.11	0.81	-0.62	-0.46
	2920 cm^{-1} IR (aliphatic C–H)	-0.42	0.51	0.18	0.17	0.12	0.66	-0.46	-0.46
	1720 cm^{-1} IR (carboxyl groups)	-0.39	0.37	0.32	0.22	0.28	0.36	0.05	-0.53
	1640 cm^{-1} IR (amides I)	-0.24	0.22	0.16	0.30	0.24	-0.53	0.43	0.13
	1620 cm^{-1} IR (aromatic C=C)	-0.35	0.34	0.21	0.39	0.25	0.59	-0.20	-0.45
	1540 cm^{-1} IR (amides II)	0.52	-0.44	-0.29	-0.50	-0.24	-0.50	0.36	0.06
	1510 cm^{-1} IR (aromatic C=C, lignin)	-0.57	0.55	0.56	0.38	0.16	0.81	-0.40	-0.01
	1460 cm^{-1} IR (aliphatic C–H, lignin)	-0.52	0.53	0.37	0.39	0.25	0.91	-0.41	-0.34
	1420 cm^{-1} IR (lignins)	-0.67	0.63	0.50	0.33	0.21	0.90	-0.49	-0.20
	1330 cm^{-1} IR (guaiacyl)	0.59	-0.55	-0.68	0.21	0.44	-0.33	0.61	0.72
	1270 cm^{-1} IR (syringyl)	-0.39	0.44	0.18	0.24	0.31	0.81	-0.40	0.17
	Aromaticity index	0.16	-0.10	-0.31	-0.30	0.02	-0.08	-0.11	-0.27
	Oxidation degree	0.08	-0.08	-0.21	-0.16	0.32	-0.16	0.36	-0.26
	Guaiacyl/syringyl units	-0.65	0.61	0.69	0.17	-0.01	0.89	-0.64	-0.22

* Significant ($P< 0.05$) indices are shown in red. WHC, water holding capacity; SSI, structural stability index; Ir, infiltration rate; V1h, volume absorbed by the soil ($m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^2$) for the first hour after water input.

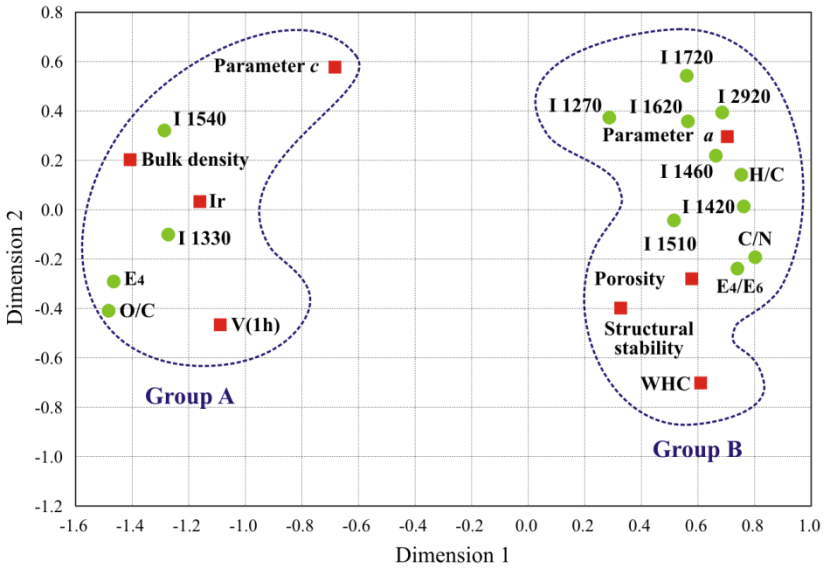


Figure 4. Multidimensional scaling used for automatic classification of the soil physical variables (red solid squares) in addition to the analytical descriptors of soil organic matter quality (green solid circles).

Discussion

The results of the statistical analyses have led to infer a series of variables (soil organic fractions and molecular characteristics of the HAs) which showed significant correlation with soil physical properties. When exclusively considering the results of the linear regression models (Table 2) some properties such as bulk density, porosity, WHC and structural stability were very significantly ($P< 0.05$) correlated with TOC. Apart from this, variability of such physical properties was also explained by the additional contribution of the SOM quality parameters, defined by the percentages of the soil humus fractions and the molecular characteristics of the HAs. In the case of bulk density and porosity, our results suggested that SOM with marked aliphatic character and relatively low degree of humification (i.e., structural resemblance with precursor plant biomacromolecules) was associated to soils with higher total porosity, which was reflected by the significant correlations found between these physical properties and diagnostic SOM characteristics such as soil C/N ratio, E_4/E_6 ratio, intensity of the 2920 cm^{-1} IR alkyl band, etc. In addition, the soil WHC showed clear correlations not only with TOC but interestingly with the relative concentration of HAs. These results supported the previous finding of the positive correlation between WHC and soil C/N ratio, which suggested that the higher evolution of the SOM was reflected in the increased water retention of the soils at field capacity. Concerning soil structural stability, there was also found a statistically significant correlation ($P< 0.05$) between this soil property and SOC. Nevertheless, the results pointed to an important additional amount of total variance which was explained by SOM qualitative descriptors, i.e., those indicating advanced diagenetic transformation of the HAs (comparatively high humification or maturity), which were associated with lower structural stability. This was the case with the concentration of HAs, soil C/N ratio and E_4 optical density of HAs.

Concerning soil hydrophysical variables, linear regression models failed in showing any statistical correlation with TOC. However, some SOM characteristics were correlated with parameter *a* (indicative of the rate of water saturation) which paralleled the amount of FOM. This indicated that a high level of FOM was associated to rapid water saturation of the soil. Moreover it was found that parameter *a* was also associated to several characteristics of the HAs in particular H/C and O/C atomic ratios, E_4 optical density, intensity of the 2920 cm^{-1} IR band, intensity of the 1510, 1460 and 1420 cm^{-1} bands and persistence in HAs of residual lignin signature. The above HA features suggested SOM of weak humification degree and dominance of aliphatic constituents that coincided with soils of high water saturation rates (immediately after the rain events). This effect could be causally associated with moderate water repellency in soils containing HAs with substantial amounts of hydrophobic alkyl constituents.

Otherwise, multivariate statistics (MDSCAL) led to identify supplementary SOM descriptors which explained additional causes of the variability in soil properties even in cases where no simple linear correlations were found between SOM descriptors and physical characteristics. Two dimensional representation of the variables processed by MDSCAL (Figure 4) revealed additional involvement of SOM descriptors in (i) water infiltration rates (Ir), total water volume absorbed by the soil for the first hour (V1h), response of the soil for the early few minutes after the rain event (parameter *c*) and soil bulk density, which showed clear colinearity with the N-containing groups, the oxidation degree and the E_4 optical density of the HAs. On the other side, (ii) WHC, porosity, structural stability and the rate to which soil saturates with water (parameter *a*) showed a well defined colinearity with SOM characteristics such as HAs C/N and H/C atomic ratios, E_4/E_6 and the intensity of several bands in IR spectra associated to persistence in HAs of a lignin pattern. These results pointed to two well-defined groups of physical properties in our semiarid soils, either associated to the occurrence of HAs with condensed macromolecular structures and high oxidation (group A) or to a series of SOM properties interpreted as comparatively early stages of humification or maturation (group B) where aliphatic structures were comparatively more accentuated.

Conclusions

The results obtained emphasized the importance of the qualitative characterization of the SOM in order to assess its bearing on soil physical properties. The only determination of TOC ought to be complemented with additional quantitative analyses of the various SOM fractions as well as with molecular level characterization of the HAs, which help to explain additional sources of variability in soil physical properties. In the present study it has been found that the more or less advanced evolution of the SOM (defined by surrogates such as aromaticity, condensation, molecular size and spectroscopic lignin pattern reflecting the extent to which non-decomposed HA precursors remain in its structure) was also correlated in a different way with each of the soil physical variables studied. For instance, the presence of HAs with

predominantly aliphatic character and comparatively low maturity tend to be associated with the successful maintenance of the soil micropores space. These could be postulated to depend on the role of aliphatic SOM constituents in favouring waterproof aggregates through its effect in hydrophobic coatings. Therefore, assuming some cause-to-effect relationships, such correlations could be pointing out to the determining role of HAs in soil organo-mineral interactions and soil water repellence, reflected in the resulting soil physical status.

From a practical viewpoint and in the case of HAs, it was found useful to study analytical characteristics at least at the spectroscopic level, which could be used in forecasting and monitoring the soil physical status as well as for the early diagnosis of possible soil degradation processes.

Acknowledgements

This research has been granted by project CGL2008-04296 of the Spanish CICYT.

References

Almendros, G., Sanz, J. (1992). A structural study of alkyl polymers in soil after perborate degradation of humin. Geoderma 53, 79–95.

Almendros, G., Sanz, J., Velasco, F. (1996). Signatures of lipid assemblages in soils under continental Mediterranean forests. European Journal of Soil Science 47, 183–196.

Baldock, J.A., Skjemstad, J.O. (1999). Soil organic carbon / Soil organic matter. In: Soil Analysis. An Interpretation Manual, K.I. Peverill, L.A. Sparrow, and D.J. Reuter, Eds., CSIRO Publishing: Collingwood, pp. 159–170.

Baldock, J.A., Nelson, P.N. (2000). Soil Organic Matter. In: Handbook of Soil Science, M.E. Sumner, Ed., CRC Press, Boca Raton, FL, pp. B25–B84

Blake, G.R., Hartge, K.H. (1986). Particle density. In: Methods of Soil Analysis, Part 1 (2nd ed.), A. Klute, ed., American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 363–375.

Bouwer, H. (1986). Intake rate: cylinder infiltrometer. In: Methods of Soil Analysis, Part 1 (2nd ed.), A. Klute, ed., American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 825–844.

Bouyoucos, G.J. 1927. The hydrometer as a new method for the mechanical analysis of soils. Soil Science 23, 343–354.

Bower, C.A., Wilcox, L.V. (1965). Chemical and Microbiological Properties. En: Methods of Soil Analysis, Part 2, American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, pp. 933–951.

Carter, M.R., Gregorich, E.G., Anderson, D.W., Doran, J.W., Janzen, H.H., Pierce, F.J. (1997). Concepts of soil quality and their significance. In: Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health, E.G. Gregorich and M.R. Carter, Eds., Elsevier, Amsterdam, pp. 1–19.

Chapman, H.D., Pratt, P.F. (1961). Methods of Analysis for Soil, Plants and Water. University of California, Division of Agricultural Science, California.

Chen, Y., Senesi, N., Schnitzer, M. (1977). Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. Soil Science Society of America Journal 41, 352–358.

Doran, J.W., Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. In: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezedick, and B.A. Stewart, Eds., Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 3–21.

Drouineau, G. (1942). Dosage rapide du calcaire actif du sol: Nouvelles données sur la séparation et la nature des fractions calcaires. Annales Agronomiques 12, 441–450.

Duchaufour, P. (1975). Manual de Edafología. Toray-Masson, Barcelona.

Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H. (1994). Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Canadian Journal of Soil Science, 74: 367–385.

Guitián, F., Carballas, T. (1976). Técnicas de Análisis de Suelos. Pico Sacro, Santiago de Compostela, pp. 288.

Haynes, R.J. (2005). Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. Advances in Agronomy, 85: 221–268.

Hendershot, W.H., Duquette, M. A. (1986). Simple barium-chloride method for determining cation-exchange capacity and exchangeable cations. Soil Science Society of American Journal 50, 605–608.

Kemper, W.D., Rosenau, R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. En: Methods of Soil Analysis, Part 1 (2nd ed.), A. Klute, ed., American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 425–441.

van Krevelen, D.W. (1950). Graphical-statistical method for the study of structure and reaction processes of coal. Fuel 29: 269–284.

Kononova, M.M. (1982). Materia Orgánica del Suelo: Su Naturaleza, Propiedades y Métodos de Investigación. Oikos-Tau, Barcelona.

Kostiakov, A.N. (1932). On the dynamics of coefficient of water-percolation in soils and on the necessity of studying it from a dynamic point of view for purposes of amelioration. Transactions of the 6th Commission of the International Society of Soil Science, pp.17–21.

Kruskal, J.B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. Psichometrika 29, 1–27.

Masri, Z., Ryan, J. (2006). Soil organic matter and related physical properties in a Mediterranean wheat-based rotation trial. Soil and Tillage Research 87, 146–154.

Munsell, A.H. (1975). Directions for the use of the Charts in the Munsell Book of Color. M.C. Company, Ed., Baltimore, Maryland, pp. 1–8.

Piper, C.S. (1950). Soil and Plant Analysis. The Hasell Press, University of Adelaide, Australia.

Reeves, D.W. (1997). The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil and Tillage Research 43: 131–167.

Stevenson, F.J. (1994). Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. Wiley, New York.

Walkley, A., Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37, 29–38.

Comportamiento del herbicida fluometurón en un suelo de olivar enmendado con organoarcilla bajo condiciones de campo

B. Gámiz, R. Celis, G. Facenda, M.C. Hermosín, J. Cornejo

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Avenida Reina Mercedes 10, Apartado 1052, 41080, Sevilla, España. E-mail: bgamiz@irnase.csic.es

Resumen

Las arcillas modificadas con cationes orgánicos u organoarcillas suelen presentar buenas propiedades adsorbentes para muchos plaguicidas y se han propuesto en diferentes aplicaciones dirigidas a reducir la movilidad de estos compuestos tras su aplicación a los suelos agrícolas. En trabajos previos realizados en condiciones de laboratorio, observamos que la modificación de una montmorillonita de Wyoming (SWy-2) con el catión orgánico de origen natural espermina (SPERM) daba lugar a una organoarcilla (SW-SPERM) con una afinidad muy elevada por el herbicida fluometurón y que la adición de SW-SPERM a suelos aumentaba el poder de retención de éstos y reducía la lixiviación del herbicida. El objetivo del presente trabajo ha sido evaluar el efecto de la adición de SW-SPERM a un suelo de olivar mediterráneo en la persistencia, lixiviación y escorrentía del herbicida fluometurón bajo condiciones reales de campo. Se utilizaron dos parcelas de 4 x 1 m, una sin enmendar y otra enmendada con SW-SPERM a 0.2 kg/m^2, a las que se aplicó fluometurón a 3 kg/ha. Se tomaron muestras de suelo a diferentes tiempos y profundidades (0-5, 5-10, 10-20 and 20-30 cm) y se determinó la cantidad de herbicida en las mismas así como en las aguas de escorrentía procedentes de cada parcela. En la parcela enmendada con SW-SPERM, el herbicida persistió durante más tiempo en los primeros 0-5 cm de suelo, presentando una menor lixiviación en comparación con la parcela sin enmendar. Las concentraciones de herbicida en las aguas de escorrentía de la parcela enmendada con SW-SPERM fueron superiores que en las aguas procedentes de la parcela sin enmendar, probablemente por la mayor persistencia del herbicida en el horizonte más superficial y el posible arrastre de herbicida asociado a partículas de arcilla. Los resultados apuntan a que SW-SPERM podría ser útil como enmienda de suelos para aumentar el tiempo de residencia de fluometurón en la zona radicular, controlando el posible riesgo por escorrentía del herbicida o aplicando la organoarcilla a una cierta profundidad en el suelo para protegerla de la escorrentía.

Introducción

El uso intensivo de herbicidas ha generado en el sur de España una gran alarma social con motivo de los repetidos episodios de contaminación de aguas destinadas al abastecimiento público que han tenido lugar, asociados a los últimos inviernos altamente lluviosos. Los problemas causados por el uso intensivo de herbicidas se agravan en los suelos de Andalucía, y en especial en los suelos de olivar, porque la mayoría de ellos son pobres en materia orgánica y poseen una escasa capacidad de retención para compuestos orgánicos como los plaguicidas, favoreciendo que se produzcan procesos de lixiviación de los agroquímicos (Hermosín et al. 2009, 2012). Por otra parte, muchos suelos de olivar presentan pendientes pronunciadas, lo que hace que tras episodios de intensas lluvias se produzcan unas escorrentías que pueden transportar importantes cantidades de herbicidas hasta aguas superficiales (Albarrán et al., 2003; Cabrera et al., 2007; Hermosín et al., 2009). Este problema adquiere especial relevancia en regiones de clima mediterráneo, ya que en ellas son frecuentes los episodios de cortas pero intensas lluvias que pueden provocar grandes pérdidas de suelos y de los agroquímicos aplicados a los mismos, especialmente si las precipitaciones tienen lugar poco después de la aplicación del producto fitosanitario (Ramos y Porta, 1994; Reichenberger et al., 2007). Estas pérdidas restan eficacia al producto y, a menudo, hacen necesario repetir su aplicación, lo que agrava aún más el riesgo de contaminación (Celis et al., 2007). En este contexto, la búsqueda de estrategias encaminadas a incidir sobre los procesos que afectan a la dinámica de los herbicidas aplicados a los suelos de olivar es de indudable interés, particularmente aquellas dirigidas a aumentar el proceso de retención y disminuir la movilidad del plaguicida.

Las organoarcillas, minerales de la arcilla modificados con cationes orgánicos, presentan una elevada afinidad por compuestos orgánicos y han sido muy estudiadas como adsorbentes de plaguicidas. Se obtienen a partir de la simple reacción de intercambio de los cationes inorgánicos interlaminares del mineral de la arcilla por cationes orgánicos, lo que cambia la naturaleza del mineral de hidrofílica a hidrofóbica (Cornejo et al., 2008a). Existen múltiples trabajos que abordan las aplicaciones de las organoarcillas como adsorbentes de plaguicidas para la depuración de aguas, para actuar como soportes en formulaciones de liberación lenta del plaguicida o para actuar como barreras inmovilizantes en suelos

(Cruz-Guzmán et al., 2004, 2005; Trigo et al., 2009); sin embargo, es escasa la información existente acerca de su utilidad como enmiendas de suelos agrícolas para aumentar la capacidad de retención de los mismos para plaguicidas móviles con el fin de aumentar su tiempo de residencia en la zona radicular y así aumentar su eficacia y reducir su dispersión en el medio ambiente (Rodríguez-Cruz et al., 2007; Cornejo et al. 2008b).

En un estudio previo de laboratorio, encontramos que la modificación de una montmorillonita de referencia (SWy-2) con el policatión orgánico espermina (SPERM) daba como resultado una organoarcilla (SW-SPERM) con una afinidad muy elevada por herbicidas del grupo de las fenilureas, como el fluometurón, y que la adición de esta organoarcilla a un suelo típico mediterráneo aumentaba la capacidad de retención del suelo para el herbicida y disminuía su lixiviación (Gámiz et al., 2010). En este trabajo se evalúa el efecto de la aplicación de la organoarcilla SW-SPERM a un suelo de olivar en la persistencia y movilidad del herbicida fluometurón bajo condiciones reales de campo, con el fin de confirmar los beneficios de la adición de la organoarcilla para aumentar la retención y atenuar la movilidad del herbicida bajo condiciones ambientales reales.

Materiales y métodos

El presente estudio se ha realizado en un suelo de olivar de la finca experimental La Hampa, que el IRNAS (CSIC) posee en el Término Municipal de Coria del Río (Sevilla, España). Se trata de un suelo de textura franco-arenosa cuyas características fisicoquímicas más importantes se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características fisicoquímicas del suelo en el que se realizó el estudio.

Textura	**Arena (%)**	**Limo (%)**	**Arcilla (%)**	**$CaCO_3$ (%)**	**C orgánico (%)**	**pH**
Franco-arcillo-arenosa	56	26	18	30	0.63	8.5

La organoarcilla empleada (SW-SPERM) ha sido una montmorillonita de Wyoming (SWy-2) modificada con el policatión orgánico de origen natural *espermina* (Figura 1). La síntesis de esta organoarcilla se detalla en trabajos previos (Celis et al., 2007; Gámiz et al., 2012) y sus principales características se resumen en la Tabla 2.

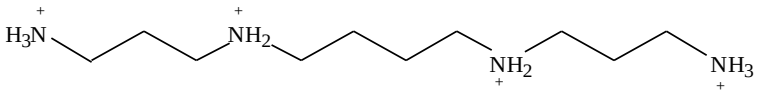


Figura 1. Estructura química del herbicida fluometurón.

Tabla 2. Principales características de la organoarcilla SW-SPERM.

Organoarcilla	**Montmorillonita**	**Catión orgánico modificador**	**OCtS[a] (%)**	**d_{001}[b] (nm)**
SW-SPERM	SWy-2	Espermina	96	1.3

[a] OCtS: Porcentaje de la capacidad de intercambio catiónico de la montmorillonita (CIC= 74.6 $cmol_c/kg$) compensada por el catión modificador.
[b] d_{001}: Espaciado basal de la organoarcilla obtenido por difracción de rayos X.

El herbicida fluometurón se aplicó al suelo en forma de formulación comercial (Athado Olivo, suspensión concentrada con un 23% p/v de fluometurón) proporcionada por Probelte S.A. El fluometurón [*3-(3-trifluorometil-fenil)-1,1-dimetilurea*] (Figura 2) es un herbicida de translocación perteneciente al grupo de las fenilureas bien absorbido por las raíces, aunque también presenta cierta acción foliar, usado en preemergencia y postemergencia temprana para el control de plantas anuales y perennes de hoja ancha y malas hierbas en cultivos y plantaciones de algodón, vid y olivo. Tiene una solubilidad en agua de 110 mg/l y una persistencia moderada en suelos, con DT_{50} entre 10 y 100 días dependiendo del tipo de suelo (Tomlin, 2006).

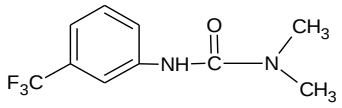


Figura 2. Estructura química del herbicida fluometurón.

El estudio de la influencia de la adición de SW-SPERM en la persistencia y movilidad del herbicida fluometurón en el suelo de olivar se llevó a cabo en dos parcelas de 4 m de longitud × 1 m de anchura con una pendiente aproximada del 5%, en cada una de las cuales existía un depósito para recoger el agua de escorrentía procedente de las mismas. A una de las parcelas se le aplicó la organoarcilla a razón de 0.2 kg/m^2, mientras que la otra se dejó sin enmendar como control. La aplicación de la formulación comercial de fluometurón a las parcelas, a una dosis de 3 kg m.a./ha, se realizó el 7 de marzo de 2011 y durante el tiempo que duró el experimento se llevó un control de las temperaturas y precipitaciones ocurridas. La Figura 3 muestra una fotografía de una de las parcelas utilizadas para el estudio.

Figura 3. Fotografía de una de las parcelas durante la aplicación de la organoarcilla.

A tiempos seleccionados, se tomaron muestras de suelo y del agua de escorrentía procedente de las parcelas. Para el estudio de la lixiviación, se recogieron muestras de suelo a cuatro profundidades (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm) y tres puntos diferentes de las parcelas, usando una barrena, y posteriormente se analizó el contenido de fluometurón de las mismas mediante la extracción de 5 g de suelo con 10 ml de metanol durante 24 horas en agitación, se centrifugó y se analizó la concentración de herbicida en el extracto metanólico por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC).

Para el estudio de la escorrentía, después de cada episodio de lluvia intensa, se procedió a la medida del volumen del agua de escorrentía presente en los depósitos y a la toma de muestra de la misma para su filtrado y posterior análisis de fluometurón por HPLC, tanto en disolución como asociado a las partículas en suspensión. La determinación de fluometurón en disolución se llevó a cabo por inyección directa del agua de escorrentía filtrada en el equipo de HPLC, mientras que la determinación de fluometurón asociado a las partículas se llevó a cabo previa separación de éstas por filtración (0.45 µm) y posterior extracción del herbicida con metanol y análisis del extracto por HPLC.

Los análisis del herbicida fluometurón en los extractos y en el agua de escorrentía se realizaron por HPLC, usando un cromatógrafo Waters con un controlador del sistema Waters 600E System Controller, un detector de radiación ultravioleta Waters 998 Photodiode Array Detector y un inyector automático de muestras Waters 717 Autosampler. Para el análisis, se utilizó una columna cromatográfica Nova Pack C18 de 150 mm de longitud y 3.9 mm de diámetro interno, un volumen de inyección de 25 µl y una fase móvil compuesta por acetonitrilo:agua al 50% a un flujo de 1 ml/min. La longitud de onda para la detección del herbicida fue de 243 nm. Para la cuantificación del herbicida se utilizó una curva de calibración externa con cuatro patrones con concentraciones comprendidas entre 0.1 y 2 mg/l.

Resultados

Las temperaturas y precipitaciones ocurridas en el transcurso del experimento se muestran en la Figura 4. En general, las temperaturas fueron moderadas y notablemente cálidas como consecuencia de la época primaveral en la que se desarrolló el experimento. La temperatura máxima osciló entre 12.2 y 35.4 ºC con una media de 26.0 ºC mientras que la temperatura mínima osciló entre 5.6 y 19.9 ºC con una media de 13.2 ºC. La precipitación acumulada durante los días que duró el experimento fue de 199 mm, registrándose los picos de máxima precipitación a tiempos poco después de la aplicación del herbicida, en los días 1 y 6 con 35 y 27 mm, respectivamente, y posteriormente hacia la mitad del experimento, en el día 54, con 29 mm (Figura 4).

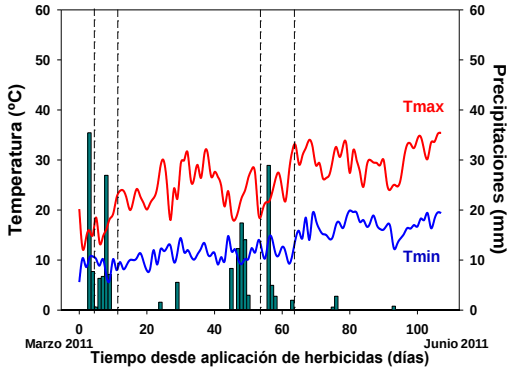


Figura 4. Datos de pluviometría y temperatura durante el experimento. Las líneas verticales discontinuas corresponden a los días de tomas de muestras de aguas de escorrentía.

Las concentraciones de fluometurón en las muestras de suelo tomadas de la parcela tratada con SW-SPERM y de la parcela sin tratar, a diferentes profundidades y a distintos tiempos después de la aplicación del herbicida, se muestran en la Figura 5. Lo más relevante que hay que resaltar es que el herbicida mostró distinto comportamiento en función del tratamiento de la parcela, alcanzando profundidades mayores en la parcela sin enmendar que en la enmendada con SW-SPERM. Así, los datos de la Figura 5 reflejan que, mientras que en la parcela enmendada con organoarcilla fluometurón se mantuvo mayoritariamente en los primeros 0-5 cm de suelo, en la parcela sin enmendar lixivió hasta horizontes más profundos, llegándose a registrar mayores concentraciones de herbicida en dichos horizontes (5-10, 10-15 y 15-20 cm) que en el horizonte más superficial (0-5 cm). A pesar de las importantes precipitaciones que tuvieron lugar poco después de la aplicación del herbicida, el tratamiento con organoarcilla permitió que fluometurón se retuviera en los primeros centímetros de suelo e impidió que grandes cantidades de agroquímico alcanzaran mayores profundidades.

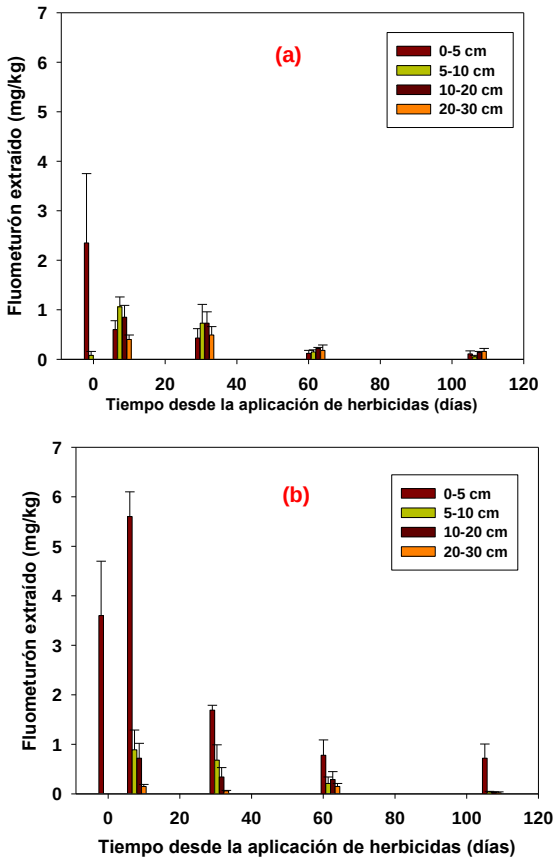


Figura 5. Concentración de fluometurón (mg/kg) en muestras de suelo de la parcela sin tratar (a) y de la parcela tratada con SW-SPERM (b) a diferentes profundidades y a distintos tiempos desde la aplicación del herbicida.

Los resultados de los análisis de las aguas de escorrentía recogidas de cada una de las parcelas en el transcurso del experimento se resumen en la Figura 6 y en la Tabla 3. Los primeros episodios de escorrentía se registraron muy poco después de la aplicación del herbicida, como consecuencia de las lluvias que se produjeron en los días 2 y 7 desde el inicio del experimento. En estos primeros episodios fueron en los que se detectaron las mayores concentraciones de fluometurón, tanto en disolución como asociado a partículas, lo que pone de manifiesto que el proceso de escorrentía de los plaguicidas aplicados al suelo adquiere una mayor relevancia cuando se produce poco después de la aplicación del producto fitosanitario. Esta circunstancia es sumamente frecuente en el caso del olivar, ya que las aplicaciones de herbicida se llevan a cabo en invierno, para la recogida, y en primavera, justo antes o en torno a la floración.

Otro aspecto a destacar de los resultados obtenidos es que las concentraciones de fluometurón detectadas en las aguas de escorrentía de la parcela tratada con SW-SPERM, tanto en disolución como asociada a la materia particulada, fueron siempre superiores a las concentraciones detectadas en las aguas de escorrentía recolectadas de la parcela sin tratar. Por lo tanto, la organoarcilla no tuvo un efecto amortiguador en cuanto a escorrentía del herbicida se refiere.

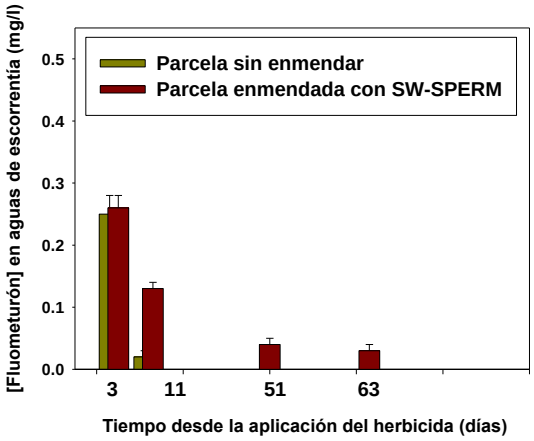


Figura 6. Concentración de fluometurón (mg/l) disuelto en las aguas de escorrentía recogidas de la parcela tratada con SW-SPERM y de la parcela sin tratar para los diferentes episodios de escorrentía registrados.

Tabla 3. Concentración de fluometurón, volumen de agua recogido y materia particulada presente en las aguas de escorrentía después de episodios fuertes de lluvias tras la aplicación del herbicida.

	Parcela sin tratar			**Parcela tratada con SW-SPERM**		
Día	**Volumen recogido (litros)**	**[Fluometurón] en disolución (mg/l)**	**[Fluometurón] en partículas (mg/kg)**	**Volumen recogido (litros)**	**[Fluometurón] en disolución (mg(l)**	**[Fluometurón] en partículas (mg/kg)**
3	5	0.25 ± 0.03[a]	4.6 ± 0.2	7.25	0.26 ± 0.02	10.6 ± 0.7
11	30	0.02 ± 0.01	n.d.	37.5	0.13 ± 0.01	1.37 ± 0.3
51	14	n.d.[b]	n.d.	11	0.04 ± 0.01	3.9 ± 0.1
63	10	n.d.	n.d.	15	0.01 ± 0.01	n.d.

[a] media ± error estándar.
[b] no detectado.

Discusión

Las condiciones ambientales que se produjeron durante el experimento fueron propias de la época primaveral en la que se desarrolló, con temperaturas de moderadas a altas y precipitaciones ocasionalmente moderadas que provocaron diversos episodios de escorrentía (Figura 4). Bajo estas condiciones, fluometurón presentó una persistencia más prolongada en el horizonte más superficial (0-5 cm) de la parcela enmendada con SW-SPERM que de la parcela sin enmendar, debido a que la organoarcilla redujo la lixiviación del herbicida en la parcela enmendada, lo que permite establecer una clara disminución de la incidencia de dicho proceso por el tratamiento del suelo con SW-SPERM. La persistencia de fluometurón en las parcelas observada en la Figura 5 durante el tiempo que duró el experimento está dentro del rango de estudios previos realizados con este herbicida (Brown et al., 1994),

si bien hay que tener en cuenta que a pesar del incremento de la adsorción provocado por la adición de la organoarcilla, esto no es causa directa de un aumento de la persistencia del mismo, hecho que se ha observado previamente para un suelo similar enmendado con SW-SPERM en condiciones de laboratorio (Gámiz et al., 2010). La causa de que el tratamiento con SW-SPERM reduzca las concentraciones de fluometurón en los horizontes más profundos del suelo (Figura 5), por tanto, se debe probablemente a la elevada capacidad de esta organoarcilla de adsorber fluometurón, como se ha recogido previamente en la bibliografía (Gámiz et al., 2010, 2012). Estudios previos han descrito aumentos similares de adsorción de herbicidas por adición de organoarcillas al suelo (Rodríguez-Cruz et al., 2007; Gámiz et al., 2010; Cabrera et al., 2011).

Las concentraciones de fluometurón registradas en las aguas de escorrentía, tanto en disolución como en la materia particulada en suspensión, ponen de manifiesto que la organoarcilla no fue capaz de reducir las pérdidas de fluometurón por procesos de escorrentía o incluso tuvo un ligero efecto adverso en este sentido. Este resultado puede atribuirse a la mayor persistencia del herbicida en el horizonte más superficial del suelo (0-5 cm), que es el más susceptible de verse afectado por la escorrentía (Leonard, 1990; Reinchenberger et al., 2007), e incluso a un posible arrastre superficial de las finas partículas de organoarcilla con fluometurón adsorbido (transporte facilitado). En este sentido, los resultados sugieren la necesidad de utilizar estrategias complementarias para el control de la erosión, como pudieran ser el uso de cubiertas vegetales o una incorporación a cierta profundidad del producto fitosanitario y/o la organoarcilla, con el fin de minimizar las pérdidas por escorrentía y optimizar el comportamiento del herbicida.

Conclusiones

Los resultados del presente trabajo permiten concluir que la práctica consistente en la adición de SW-SPERM a los suelos agrícolas puede tener un efecto beneficioso al reducir el proceso de lixiviación del herbicida fluometurón, aunque un efecto adverso al incrementar ligeramente el transporte por escorrentía. Al aumentar el proceso de adsorción en los primeros centímetros del suelo, la adición de SW-SPERM a un suelo de olivar mediterráneo provocó un menor movimiento vertical del herbicida pero lo hizo más susceptible de ser transportado superficialmente con el agua de escorrentía, bien en disolución bien asociado a las finas partículas de organoarcilla. Estrategias complementarias dirigidas a atenuar el proceso de escorrentía del herbicida podrían ayudar a reducir este afecto adverso asociado al uso de organoarcillas como enmiendas agrícolas y aprovechar los beneficios asociados al uso de éstas en cuanto a la menor lixiviación del herbicida y el aumento de su tiempo de residencia en la zona radicular.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Andalucía a través del proyecto P07-AGR-03077, cofinanciado con fondos FEDER-FSE a través del programa Operativo de Andalucía 2007-2013. Beatriz Gámiz agradece a la Junta de Andalucía la concesión de una beca de Formación de Personal Investigador, cofinanciada con fondos FSE.

Bibliografía

Albarrán A., Celis R., Hermosín M.C., López-Piñeiro A., Ortega-Clavo J.J., Cornejo J. 2003. Effects of solid olive-mill waste addition to soil on sorption, degradation and leaching of the herbicide simazine. *Soil Use and Management*, 19, 150-156.

Brown B.A., Hayes R.M., Tyler D.D., Mueller T.C. 1994. Effect of tillage and cover crop on fluometuron adsorption and degradation under controlled conditions. *Weed Science*, 42, 629-634.

Cabrera A., Cox L., Velarde P., Koskinen W.C., Cornejo J. 2007. Fate of diuron and terbuthylazine in soils amended with two-phase olive oil mill waste. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55, 4828-4834.

Cabrera A., Cox L., Spokas K.A, Celis R., Hermosín M.C., Cornejo J., Koskinen W.C. 2011. Comparative sorption and leaching study of the herbicides fluometuron and 4-chloro-2-methylphenoxyacetic acid (MCPA) in a soil amended with biochars and other sorbents. *Journal of Agricultural and Food* Chemistry, 59, 12550-12560.

Celis R., Trigo C., Facenda G., Hermosín M.C., Cornejo J. 2007. Selective modification of clay minerals for the adsorption of herbicides widely used in olive groves. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55, 6650-6658.

Cornejo J., Celis R., Pavlovic I., Ulibarri M.A. 2008a. Interactions of pesticides with clays and layered double hydroxides: a review. *Clay Minerals*, 43, 155-175.

Cornejo L., Celis R., Domínguez C., Hermosín M.C., Cornejo J. 2008b. Use of modified montmorillonites to reduce herbicide leaching in sports turf surfaces: laboratory and field experiments. *Applied Clay Science*, 42, 284-291.

Cruz-Guzmán M., Celis R., Hermosín M.C., Cornejo J. 2004. Adsorption of the herbicide simazine by montmorillonite modified with natural organic cations. *Environmental Science and Technology*, 38,180-186.

Cruz-Guzmán M., Celis R., Hermosín M.C., Koskinen W.C., Cornejo J. 2005. Adsorption of pesticides from water by functionalized organobentonites. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53, 7502-7511.

Gámiz B., Celis R., Hermosín M.C, Cornejo J. 2010. Organoclays as soil amendments to increase the efficacy and reduce the environmental impact of the herbicide fluometuron in agricultural soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58, 7893-7901.

Gámiz B., Celis R., Hermosín M.C, Cornejo J., Johnston C.T. 2012. Preparation and characterization of spermine-exchanged montmorillonite and interaction with the herbicide fluometuron. *Appied Clay* Science, 58, 8–15.

Hermosín M.C., Rodríguez-Lizana A., Cornejo J., Ordóñez-Fernández R. 2009. Efecto del uso de agroquímicos en olivar sobre la calidad de las aguas. En: Gómez-Calero, J.A. (Ed.) Sostenibilidad de la Producción de Olivar en Andalucía. Pp. 87-108. Junta de Andalucía, Sevilla.

Hermosín M.C., Calderón M.J., Real M., Cornejo J. 2012. Impact of herbicides used in olive groves in waters of the Guadalquivir river basin (South Spain). Agriculture, Ecosystems & Environment (enviado)

Leonard R.A. 1990. Movement of pesticides into surface waters. En: Cheng, H.H. (ed.): *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling*. pp. 303-320. Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI.

Ramos M.C., Porta J. 1994. Rainfall intensity and erosive potentiality in the NE Spain Mediterranean area: first results on sustainability of vineyards. *Nuovo Cimento della Societá Italiana di Fisica*, 17, 291-299.

Reichenberger S., Bach M., Skitschak A., Frede H.G. 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness: A review. *Science of the Total Environment*, 384, 1-35.

Rodríguez-Cruz M.S., Sánchez-Martín M.J., Andrades M.J., Sánchez-Camazano M. 2007. Retention of pesticides in soil columns modified *in situ* with a cationic surfactant. *Science of the Total Environment*, 378, 104-108.

Tomlin C.D.S. 2006. The Pesticide Manual, fourteenth Ed., British Crop Protection Council, Hampshire, U.K.

Trigo C., Celis R., Hermosín M.C., Cornejo J. 2009. Organoclay-based formulations to reduce the environmental impact of the herbicide diuron in olive groves. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1652-1657.

Efecto a corto plazo de la aplicación de sustrato agotado de cultivo de Champiñón en el N disponible y en la agregación del suelo en un viñedo bajo clima semiárido

Fernando Peregrina, Clara Larrieta, Ignacio Martín, José Mª Martínez-Vidaurre, Enrique García-Escudero

Instituto de las Ciencias de la Vid y el Vino (CSIC-Universidad de La Rioja-Gobierno de La Rioja); Servicio de investigación y Desarrollo Tecnológico Agroalimentario (CIDA); email: fernandopergrina@hotmail.com; viticultura4.cida@larioja.org

Resumen

La Rioja genera anualmente 306.000 Tm de Sustrato de Postcultivo de Champiñón (SPCH), los cuales se depositan en vertederos y pueden constituir una fuente de contaminación de aguas subterráneas. Este residuo es un material rico en materia orgánica (50-65 % m.s.), lo que puede resultar una alternativa para enmendar los suelos de viñedo de La Rioja, que se caracterizan por tener niveles bajos de materia orgánica y en los que predomina el riesgo moderado-alto de formación de costra superficial. Así, la aplicación de SPCH podría incrementar los niveles de materia orgánica del suelo y en consecuencia la agregación. Sin embargo, en trabajos previos se ha constatado que la aplicación de SPCH incrementa las fracciones lábiles de C orgánico y el N potencialmente mineralizable. Esto podría incrementar el $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo, con el consiguiente riesgo de lixiviación y de pérdida por erosión superficial del $N\text{-}NO_3^-$. Además puede causar un exceso de vigor en la vid que podría afectar negativamente a la calidad de la uva y al mosto. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de dos formas de SPCH a corto plazo (4 meses después de la aplicación) en el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ y en los agregados estables al agua del suelo. El ensayo se realizó en un viñedo de cv. Tempranillo (*Vitis viniferea* L.), con un suelo *Typic Haploxerept*. Se utilizaron dos tipos de SPCH: fresco sin ningún tratamiento (SPCH-Fresco) y compostado en condiciones aeróbicas (SPCH-Compostado), y dos dosis distintas de 8 y 25 Mg ha^{-1}. Los tratamientos se aplicaron en la primavera de 2011. En el envero de la vid (16 agosto 2011) se muestreó el suelo de 0-5, 5-15 y 15-30 cm. Se determinó el porcentaje de agregados estables al agua y el $N\text{-}NO_3^-$ extraíbles en KCl 1 N. Los resultados indican que a corto plazo (4 meses) la aplicación de SPCH no incrementa la agregación del suelo. Además, la aplicación de 25 Mg ha^{-1} de ambos tipos de SPCH incrementó el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en la zona de aplicación (0-15 cm). Por tanto, las dosis elevadas de SPCH deberían ser evitadas por el riesgo de pérdida de calidad de la producción vitivinícola y por el riesgo de contaminación de los acuíferos por $N\text{-}NO_3^-$, debido a procesos de lixiviación o de erosión superficial.

Introducción

Los productores de champiñón de La Rioja usan un substrato de cultivo de champiñón compuesto de un 50 % de paja de cereal, 40-35 % de gallinaza, 10 % de yeso y algunos aditivos de N (1%) como la urea, sulfato amónico o nitratoamónico. Este substrato de cultivo se considera agotado cuando disminuye la producción del champiñón. De esta manera, en La Rioja se producen anualmente 306.000 Tm de sustrato de postcultivo de champiñón agotado (SPCH) con un contenido en materia orgánica (50-65 % m.s.), que actualmente se depositan en vertederos al aire libre. Por otra parte, La Rioja tiene aproximadamente 60.000 ha de viñedos que representan el 34 % del total del área cultivada. Estos suelos de viñedo presentan valores bajos de materia orgánica (< 1 %) y textura franco-limosa con alta susceptibilidad a la formación de costra superficial y la erosión (Peregrina et al., 2010). Por tanto se plantea la reutilización del SPCH como enmienda orgánica en los suelos de viñedo para incrementar el contenido de carbono del suelo y mejorar la calidad del suelo. La aplicación de enmiendas orgánicas puede incrementar la agregación en suelo bajo clima mediterráneo (Ojeda et al., 2008). Debido a que en los suelos de viñedo con laboreo bajo clima mediterráneo se pueden producir grandes pérdidas de suelo por erosión (Ramos y Martínez-Casasnovas, 2004) y es interesante incrementar los agregados estables en el suelo que podría reducir la susceptibilidad a la erosión de estos suelos de viñedo.

Por otra parte, en trabajos previos donde se ha estudiado la aplicación de SPCH a suelos de viñedo durante 4 años, se ha observado que su aplicación incrementa el contenido de Carbono Orgánico, de Carbono soluble y de Nitrógeno potencialmente mineralizable (Peregrina et al., 2012), así estos incrementos se relacionan positivamente con los incrementos de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo en la zona de aplicación del SPCH (0-15 cm). Esto puede tener implicaciones medioambientalmente negativas ya que en los suelos de viñedo labrados se pueden producir importantes pérdidas de nutrientes por efectos de la erosión superficial (Ramos y Martínez-Casasnovas, 2004). Además en las condiciones de suelo y clima

de La Rioja el incremento de la disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$ durante el período de máximo desarrollo vegetativo (final del la primavera principio del verano) se relaciona con incrementos en el vigor de la vid y disminución de la calidad de la uva y el mosto (Pérez-Álvarez et al., 2012).
Por tanto el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de dos tipos de SPCH con dos niveles de aplicación sobre la agregación y la disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$ del suelo en el verano a los 4 meses de su aplicación.

Materiales y Métodos

El ensayo se planteó con un diseño en bloques al azar con cinco tratamientos y tres repeticiones, en un viñedo plantado en 1994, con la variedad Tempranillo (clon 26) injertado sobre R-110, con un marco de plantación de 2,90 m x 1,15 m con un sistema de conducción en espaldera. Cada repetición consistió en parcelas de dimensiones 8 m x 5 m y 10 cepas. El suelo se clasificó como *Typic Haploxerepts* (Soil Survey Staff, 2006). La textura en los 30 cm superficiales queda definida por un 33,7 % de arena, 43,3 % de limo y 23,0 % de arcilla. El contenido en carbonatos es del 14,9 %, un pH en agua 8,62 y un contenido de materia orgánica de 0,93 %. La pendiente promedio de la parcela es de 10, 2 %.
Se emplearon dos tipos de sustrato de postcultivo de champiñón, SPCH-Fresco; sustrato sin tratamiento de compostaje tras la finalización del cultivo de champiñón y SPCH-Compostado; sustrato fresco que se ha compostado en condiciones aeróbicas durante 90 días. Las principales características de los dos tipos de SPCH se muestran en la Tabla 1.
Los tratamientos fueron: Control, laboreo convencional a ambos lados de la línea de plantación. F8, aplicación de SPCH-fresco de 8.000 kg ha^{-1} en peso seco; C8, aplicación de SPCH-compostado en peso seco de 8.000 ha^{-1}; F25, aplicación de SPCH-fresco en peso seco de 25.000 kg ha^{-1}; C25, aplicación de SPCH-compostado en peso seco de 25.000 kg ha^{-1}.
La aplicación de las enmiendas se realizó de forma manual el 14 de Abril de 2011. En los tratamientos de SPCH la vegetación adventicia se eliminó de la calle mediante laboreo convencional al igual que en el tratamiento control. En todos los tratamientos la línea se ha mantenido libre de vegetación con la ayuda de tratamientos herbicidas localizados. No se aplicó ninguna fertilización durante el ensayo.
El muestro de suelo fue realizado el 16 de Agosto de 2011, tomándose muestras compuestas provenientes de 6 puntos a las profundidades de 0-5,5-15 y 15-30 cm. Las muestras de suelo se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm.
El $N\text{-}NO_3^-$ se extrajo con una solución de KCl 1 N en relación 1:5, determinándose el $N\text{-}NO_3^-$ por reducción con columna de Cd y colomimetría (Mulvaney 1996).
Para determinar el porcentaje de agregados estables al agua se separaron los agregados entre 1 y 2 mm de la muestra tamizada a 2 mm. Se usó el método de Kemper y Rosenau (1986), 4 g de agregados secos al aire 1-2 mm se colocan en un tamiz de 0,25 mm y se tamizan con agitación durante 3 minutos sobre agua destilada, con un amplitud de oscilación de 1,3 cm y una frecuencia de 34 agitaciones por minuto. El suelo retenido en cada tamiz se seca y se pesado. La corrección de la arena se realiza después de dispersar los agregados estables al agua con hexametafosfato y tamizarse a 0,25 mm.
Para el tratamiento estadístico de los resultados, se utilizó el programa Statgraphics Plus for Windows 4.0., y realizándose el análisis ANOVA de comparación de medias empleando el test la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

Tabla 1. Caracterización de los dos tipos de substrato de cultivo de champiñón (SPCH) empleados en el ensayo.

	Materia seca %	pH (H_2O)	C.E. 1:5 mS cm^{-1}	M.O. %	N Total %	C/N	P %	K	Mg	Na
SPCH Fresco	30,5	6,5	4,6	65,8	2,51	15.2	0,76	2,66	0,72	0,32
SPCH Compostado	59,1	7,6	8,3	50,9	2,67	11	0,88	2,92	1,11	0,41

Resultados

A 0-5 cm de profundidad, los tratamientos F8 y F25 redujeron el porcentaje de agregados estables respecto del control. En las profundidades de 5-15 y 15-30 cm no hubo diferencias significativas entre tratamientos (Fig. 1).
Respecto al contenido de $N\text{-}NO_3^-$, en la profundidad de 0-5 cm los tratamientos con SPCH-Compostado incrementaron el $N\text{-}NO_3^-$ respecto del control y de los tratamientos del SPCH-Fresco (Fig. 2). En la profundidad de 5-15 cm, el tratamiento de C25 incrementó el $N\text{-}NO_3^-$ respecto de los tratamientos F8, C8, F25 y del Control. Además los tratamientos C8 y F25 incrementaron el $N\text{-}NO_3^-$ respecto del Control. Si se considera la media ponderada de los 15 cm superiores del suelo se observa que a igual dosis el SPCH-C presenta mayor contenido de $N\text{-}NO_3^-$ que el SPCH-Fresco. También de 0-15 cm los tratamientos C8, F25 y C25 incrementaron el $N\text{-}NO_3^-$ respecto del Control, además el tratamiento C25 incrementó el $N\text{-}NO_3^-$ respecto de los tratamientos C8 y F25.
Finalmente, en la profundidad de 15-30 cm no existen diferencias entre los tratamientos.

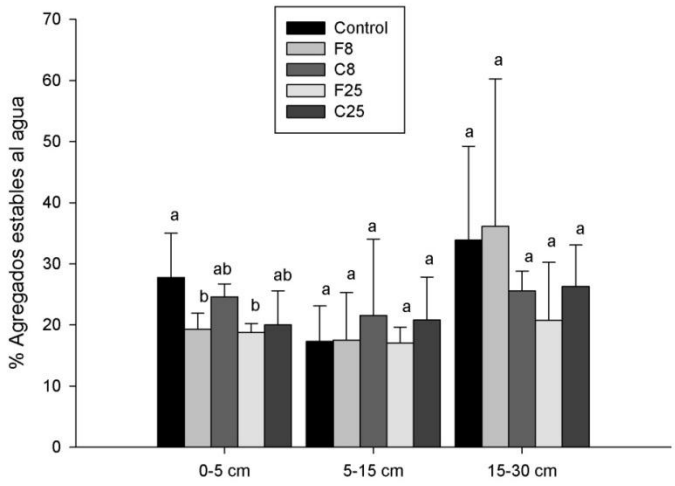


Fig. 1. Porcentaje de agregados estables al agua en los diferentes tratamientos y profundidades. El error estándar se indica con barras y las letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamiento al 95 % con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

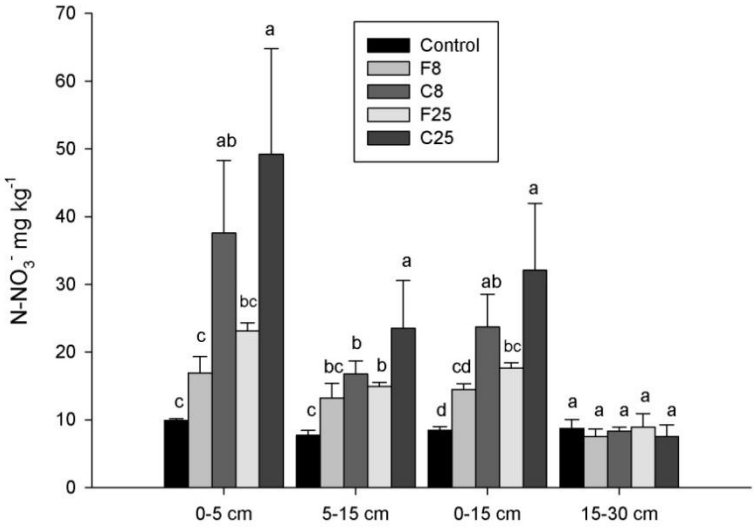


Fig. 2. Contenido en $N\text{-}NO_3^-$ en los diferentes tratamientos y profundidades. El error estándar se indica con barras y las letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos al 95 % con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

Discusión

La aplicación de SPCH no ha tenido efecto positivo en la agregación, este resultado concuerda con el resultado encontrado en este mismo suelo después de 4 años de aplicaciones de SPCH (Peregrina et al. 2012). Además, el resultado de nuestro ensayo indica el SPCH puede tener un efecto negativo en la agregación. Sin embargo en la bibliografía se encuentra que las enmiendas orgánicas pueden incrementar la agregación en suelos calcáreos bajo clima mediterráneo (Ojeda et al. 2008). Es posible que esta diferencia se deba a un efecto negativo del SPCH en la agregación que contrarresta el efecto de agregación de la materia orgánica aportada. Así, debido a su origen, el SPCH tiene altas concentraciones de Na, Mg y K que puede incrementar la conductividad y las concentraciones de iones en el suelo (Larrieta et al. 2010). En la literatura está bien establecido que el incremento de la concentraciones de iones, especialmente Na, por aplicaciones de estiércoles de origen animal incrementan la susceptibilidad a la dispersión y reducen la estabilidad de los agregados (Bronick y Lal, 2005).
El incremento del contenido de $N\text{-}NO_3^-$ con los tratamientos de SPCH, podría debersse al incremento del N potencialmente mineralizable que se produce por el aporte de SPCH (Peregrina et al., 2012). En cuanto al mayor contenido de NO_3^- en los tratamientos de SPCH-Compostado respecto del SPCH-Fresco, podría ser debido a que el proceso de compostado aerobio puede hacer más fácilmente mineralizable una fracción del N orgánico del SPCH. Por otra parte, el incremento de $N\text{-}NO_3^-$ se da en los 15 cm superficiales, que es donde se ha aplicado el SPCH con la labor del suelo. Este incremento de $N\text{-}NO_3^-$ con los tratamientos de SPCH podría afectar negativamente a la calidad de la uva y el mosto, ya que en viñedos de La Rioja con suelos similares al de nuestro estudio, el incremento de 3 a 14 mg kg^{-1} de $N\text{-}NO_3^-$ en los 15 cm superficiales del suelo, se correlacionó negativamente con el contenido de antocianos y polifenoles del mosto (Pérez-Álvarez et al., 2012).
Por tanto, desde un punto de vista medioambiental, la reutilización del SPCH como enmienda orgánica en suelos de viñedo, debería realizarse con las dosis más bajas. Debido a que el incremento de dosis no es capaz de aumentar la estabilidad de los agregados ni reducir el riesgo de erosión superficial. En consecuencia, el riesgo de contaminación por $N\text{-}NO_3^-$ se incrementa ya que la aplicación de SPCH aumenta el $N\text{-}NO_3^-$ del suelo en el horizonte superficial. También desde el punto de vista agronómico, no resultaría interesante utilizar dosis altas de SPCH ya que incrementan en mayor medida la disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo, y se pueden alcanzar concentraciones de $N\text{-}NO_3^-$ que hagan disminuir la calidad de la uva y el mosto.

Agradecimientos

Este trabajo se ha podido realizar gracias a un contrato del autor principal financiado por el INIA y el Fondo Social Europeo y al proyecto PR-07-11 del Gobierno Autónomo de La Rioja.
También queremos agradecer al Laboratorio regional de La Rioja y a Mª Carmen Arroyo por su colaboración en la realización de los análisis de Nitrato.

Bibliografia

Bronick, C.J. and R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. Geoderma 124:3-22.

Larrieta, C., E. García-Escudero, N. Domínguez, A. Benito, J.Mª. Martínez, N. Gómez, F. Pavón, M. Pérez, and I. Martín. 2010a. Study of the application of SMS as fertilizer and as organic amendment on a vineyard soil. Revista de Ciências Agrárias 33:119-127.

Larrieta, C., F. Peregrina, I. Martín, J.M. Martínez-Vidaurre, and E. García-Escudero. 2010b. Effect of spent mushroom compost on P and K fertility in a vineyard soil of the La Rioja region (Spain). p 735–738. *In*: C. Cordovil, L. Ferreira (ed.) Treatment and use of organic residues in agriculture. Challenges and opportunities towards sustainable management. Lisboa, Portugal.

Mulvaney, R.L. 1996. Nitrogen—inorganic forms. p 1123-1184. *In*: J.M. Bigham (ed.), Methods of soil analysis part 3: Chemical methods. Soil Science Society of America, Inc. Madison,

Ojeda, G., J.M. Alcañiz, and Y. Le Bissonnais. 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. Agr. Ecosyst. Environ. 125: 48-56.

Peregrina, F., López, D., Zaballa, O., Villar, M.T., González, G., García-Escudero, E., 2010a. Soil quality of vineyards in the Origin Denomination Rioja: Index of overcrusting risk (FAO-PNUMA), content of organic carbon and relation with soil fertility. Revista de Ciências Agrárias, 33 :338-345

Peregrina, F., Larrieta C., Colina, M., Mariscal-Sancho, I., Martín, I., Martínez-Vidaurre, J. M., García-Escudero E. 2012. Spent Mushroom substrate influence soil quality and N availability in a semiarid vineyard soil. Soil Sci. Soc. Am. J. in press

Pérez-Álvarez E.P.; Martínez-Vidaurre J.M.; Martín I.; García-Escudero E.; Peregrina F. 2012. Relation between soil NO_3^--N and N nutritional status, yield components and must quality in semiarid vineyards from D.O.Ca. Rioja (Spain). Comm. Soil Sci. Plant Anal..43 - 1-2 ,pp. in press.

Ramos, M.C., and J.A. Martínez-Casasnovas. 2004. Nutrient losses from a vineyard soil in Northeastern Spain caused by an extraordinary rainfall event. Catena. 55: 79-90.

Ramos, M.C. and J.A. Martínez-Casasnovas. 2006. Erosion rates and nutrient losses affected by composted cattle manure application in vineyard soils of NE Spain. Catena 68:177-185.

Sempere, A., J. Oliver, and C. Ramos. 1993. Simple determination of nitrate in soils by second-derivative spectroscopy. J. Soil Sci. 44: 633-639

Efecto de la aplicación continuada de alperujo en la adsorción y lixiviación del herbicida mcpa en un luvisol cutánico: ensayos en columnas inalteradas

Peña, D[1]., López-Piñeiro, A[1].; Albarrán, A[2].; Becerra, D[2].; Sánchez-Llerena, J[1].; Rato-Nunes., J.M.[3]

[1]Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura, Avda. de Elvas S/N, 06071, Badajoz, España. dpenaaba@alumnos.unex.es
[2]Área de Producción Vegetal. Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres S/N, 06071, Badajoz, España.
[3]Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre, Av. 14 de Janeiro, S/N 7350-903, Elvas, Portugal.

Resumen

El MCPA es un herbicida ampliamente utilizado en pre-emergencia para el control de malas hierbas en una gran variedad de cultivos. En el suelo se encuentra presente, mayoritariamente, en forma aniónica, por lo que es débilmente adsorbido por los coloides del suelo. Tratándose por tanto de un compuesto altamente móvil, con lo riesgos que esto supone en términos de contaminación de aguas. Aplicaciones de enmiendas orgánicas, como el alperujo, pueden jugar un papel fundamental en la dinámica de herbicidas, especialmente en suelos de ambiente mediterráneo caracterizados por su bajo contenido en materia orgánica. Con el objetivo de determinar el efecto que la aplicación de alperujo ejerce en la adsorción y lixiviación del MCPA, una serie de experiencias se han llevado a cabo en un Luvisol cutánico que ha recibido repetidas aplicaciones de alperujo, seleccionándose tres dosis: 30 y 60 Mg ha^{-1} y un control en el que no se aplicó enmienda. Los experimentos de adsorción se realizaron usando el método de batch y para los experimentos de lixiviación se utilizaron columnas inalteradas de suelo [30 cm (l) x 20 cm (d.i.)], ambos experimentos se realizaron por triplicado, para cada uno de los tratamientos estudiados. Incrementos significativos en la adsorción del MCPA fueron observados en los suelos enmendados, hecho que puede ser atribuible al incremento en el carbono orgánico total que experimentan los mismos. La aplicación de alperujo en las dosis estudiadas producen un significativo descenso en la cantidad de herbicida lixiviado, de forma que, para el tratamiento que incorpora una mayor dosis, este descenso es cercano al 60% con respecto al control. Los resultados obtenidos muestran que la aplicación de alperujo puede ser considerada como una técnica eficaz en la prevención de contaminación de aguas subterráneas por ciertos herbicidas.

Palabras clave
Alperujo, adsorción, lixiviación, columnas inalteradas, MCPA

Introducción

España es el primer productor y exportador mundial de aceite de oliva y de aceitunas de mesa, con la mayor superficie de olivar y el mayor número de olivos. A nivel nacional, el olivar es el segundo cultivo en extensión, después de los cereales, y está presente en 34 de las 50 provincias españolas. Además de su enorme proyección territorial, el cultivo del olivo y sus producciones, el aceite de oliva y las aceitunas de mesa, configuran uno de los principales sectores del sistema agroalimentario español, tanto por su importancia económica, como social, medioambiental o de salud pública (AAO, 2012).

El aceite de oliva se obtiene en industrias denominadas almazaras mediante procedimientos exclusivamente mecánicos: molienda, centrifugación, decantación y filtrado. Además del aceite de oliva, en estas industrias se obtienen también otros subproductos, los cuales variarán en función del tipo de sistema de centrifugación que utilice la almazara en cuestión. En la actual tecnología de sistema continuo de extracción de dos fases para el procesado de la aceituna se genera un primer subproducto conocido como alperujo (Cabrera et al., 2010). Las alternativas de uso para el alperujo son variadas, pero debido a su alto contenido en materia orgánica, entre un 85 y un 97% (Alburquerque et al., 2004), el aprovechamiento de este residuo como enmienda orgánica puede ser una solución muy importante en la gestión del mismo. Considerando que los suelos de la Península Ibérica se caracterizan por su bajo contenido en materia orgánica, junto con sus problemas de erosión y desertificación (Nunes et al., 2007), el uso de los residuos de almazas como enmienda orgánica cobra un valor añadido, desde el punto de vista agronómico y ambiental (López-Piñeiro et al., 2010).

El MCPA es un herbicida utilizado en pre-emergencia para el control de malas hierbas en gran variedad de cultivos. Debido a los valores de pH presentes en la mayoría de los suelos agrícolas, el MCPA se encuentra en forma aniónica, por lo que es débilmente adsorbido por los coloides del suelo. Tratándose, por tanto, de un compuesto altamente móvil, con lo riesgos que esto supone en términos de contaminación de aguas (Cabrera et al., 2008). La elevada movilidad del MCPA se puede incrementar en suelos con bajo contenido en materia orgánica, debido a que esta es la principal responsable del proceso de la retención de los plaguicidas en el suelo, siendo la adsorción uno de los principales procesos que reducen la lixiviación de estos compuestos (Cabrera et al., 2008). Por tanto, la aplicación de alperujo al suelo como enmienda orgánica, podría representar una eficaz estrategia de gestión para reducir la lixiviación del herbicida.

Varios estudios han demostrado los efectos beneficiosos de la aplicación de alperujo como enmienda orgánica en las propiedades edáficas así como en la productividad de los cultivos (López-Piñeiro et al., 2006, 2008). Pero muy pocos estudios han investigado el efecto del alperujo en el comportamiento del MCPA (Cabrera et al., 2008; Cabrera et al., 2011) y menos aún se han llevado a cabo in situ bajo condiciones de campo, debido al alto coste y dificultad que entrañan este tipo de estudios. Además en la medida de nuestro conocimiento, no hay información sobre el efecto que la transformación del alperujo a lo largo de los años ejerce en la dinámica del MCPA bajo condiciones de campo, derivado de la aplicación continuada de este residuo, aunque esta información sería muy útil desde el punto de vista ambiental para el manejo de este herbicida en suelos que reciben este tipo de enmiendas.

Objetivos

Este trabajo tiene como objetivo determinar el efecto que la aplicación directa, a diferentes dosis, y continuada durante siete años consecutivos de alperujo fresco, ejerce en la adsorción y lixiviación del herbicida MCPA utilizando columnas inalteradas de un Luvisol cutánico, representativo de suelos agrícolas en ambiente Mediterráneo.

Materiales y Métodos

1 Suelos y enmienda orgánica

Para el desarrollo de este trabajo se han tomado muestras de suelos procedentes de una experiencia desarrollada sobre un suelo clasificado como Luvisol cutánico (FAO 2007). El diseño experimental se ha planteado en bloques al azar, con tres réplicas por tratamiento, incorporando alperujo durante siete años consecutivos en las siguientes dosis: 0, 30 y 60 Mg ha^{-1} (Control, ALP30 y ALP60 respectivamente). La aplicación de alperujo se realiza en Febrero realizando una labor posterior a la aplicación de 15-20 cm de profundidad. Las tomas de muestras de suelo se efectúan en Octubre, previa a la aplicación de ningún producto químico, para una profundidad de 0 a 25 centímetros.

El alperujo utilizado en este trabajo procede de una almazara que utiliza el sistema de extracción de dos fases situada en Portugal (alto Alentejo). El alperujo utilizado en el laboratorio fue secado, posteriormente molido y tamizado a un diámetro de luz de malla de 0.5 mm. Características generales de los suelos utilizados y de la enmienda orgánica se presentan en la Tabla 1.

2 Herbicida

El herbicida MCPA (Ácido (4-cloro-2-metilfenoxi)acético), cuya fórmula química es $C_9H_9ClO_3$ fue suministrado por los laboratorios Dr. Ehrenstorfer-Schäfers Augsburg (Alemania), con una pureza del 98.0%. Su temperatura de fusión es de 118.7 ºC, con una presión de vapor de 0.2 mPa (21 ºC), una solubilidad en agua de 0.825 g L^{-1} para 20 ºC y su peso molecular es de 200.62 g mol^{-1}.

3 Análisis fisicoquímico de los suelos y la enmienda

El análisis granulométrico de los suelos fue realizado mediante el método de la pipeta de Robinson (Day 1965). El contenido en carbono orgánico total fue determinado mediante la oxidación con dicromato (Nelsson & Somers 1996). El carbono orgánico hidrosoluble fue extraído con agua destilada en una proporción 100:1 agua/suelo y en proporción 100:0.1 agua/alperujo. El pH fue medido en una proporción 1:1 agua/suelo y en un proporción 5:1 agua:alperujo mediante un electrodo combinado. La conductividad eléctrica fue medida en condiciones de saturación (U.S. Salinity Laboratory Staff 1954).

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos utilizados y enmienda orgánica

Propiedades	Unidades	Control	ALP30	ALP60	Alperujo
Arcilla	(%)	19.67			
Limo	(%)	19.72			
Arena	(%)	60.61			
Carbono Orgánico Total	(g kg^{-1})	11.25	27.02	34.10	535
Carbono Orgánico Hidrosoluble	(g kg^{-1})	0.072	0.390	0.644	36.5
pH (H2O)		8.18	7.92	7.72	5.70
Conductividad Eléctrica	(dS m^{-1})	0.422	0.868	0.960	5.02

4 Estudios de adsorción-desorción

Las isotermas de adsorción-desorción del herbicida MCPA se obtuvieron haciendo interaccionar 5 g de suelo con 10 ml de una solución de $CaCl_2$ 0.01 M, a diferentes concentraciones iniciales del herbicida MCPA: 5, 10, 20, 40 y 50 μM. Las suspensiones, obtenidas por triplicado, se agitaron a 20 ºC durante 24 horas, tiempo suficiente para alcanzar el equilibrio. Posteriormente, las suspensiones fueron centrifugadas a 3500 rpm y del sobrenadante se tomó una alícuota de 5 mL que fue filtrada y analizada mediante HPLC. La desorción se realizó inmediatamente después de la adsorción a través de diluciones sucesivas para las concentraciones iniciales de 5, 20 y 50 μM. Los resultados obtenidos se ajustaron a la ecuación linealizada de Freundlich:

$$\log(C_s) = \log(K_f) + n_f \cdot \log(C_e),$$

donde Cs es la cantidad de MCPA adsorbida a la concentración de equilibrio Ce, mientras que K_f y n_f son las constantes empíricas de Freundlich.

A partir de los parámetros obtenidos de la ecuación de Freundlich, se ha obtenido el coeficiente de distribución K_d10 μM, a partir de la ecuación:

$$C_s = k_d \cdot C_e,$$

para Ce=10 μM. También se han obtenido a partir de los parámetros derivados de la ecuación de Freundlich las histéresis, expresadas en porcentajes mediante la ecuación:

$$\%H = \frac{n_{fadsorción}}{n_{fdesorción}} \cdot 100$$

5 Estudios de lixiviación

El experimento de la movilidad del herbicida MCPA se realizó a través del ensayo de columnas de PVC con unas dimensiones de 30 cm de longitud por 20 cm de diámetro interior, las cuales se extrajeron de la parcela de estudio, colocando en la parte inferior lana de vidrio, y una malla de 0.05 mm de luz, obteniendo muestras de suelo sin alterar su estructura. Previo a la aplicación del herbicida, se saturaron las columnas con $CaCl_2$ 0.01 M, para calcular el volumen de poro. El herbicida se incorporó, en la parte superior de la columna, a razón de 1.5 kg ha^{-1}, de materia activa, dosis usualmente aplicada en suelos similares al de la parcela de investigación. Diariamente, se añadieron 300 mL de $CaCl_2$ 0.01 M a las columnas y se recogieron los lixiviados que, posteriormente, fueron analizados por HPLC. Una vez terminados los experimentos de lixiviación, se tomaron muestras de suelo, por triplicado, con una barrena de media caña a cuatro profundidades diferentes para una posterior cuantificación del herbicida residual del interior de la columna.

6 Método de análisis

El análisis del herbicida se realizó utilizando la técnica de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC: Waters 2695 Separations Module acoplado a un detector Waters 2696 diode-array). La fase estacionaria utilizada fue la columna Nova Pack C18 de Waters de 150 mm de longitud y 3.9 mm de

diámetro interno. La temperatura del horno fue de 35º C y el volumen de inyección de 25 µl, con un flujo de 1 mL min^{-1}. La fase móvil empleada fue 60% de metanol más 40% de agua destilada con Ácido Ortofosfórico 1N y la longitud de detección del herbicida MCPA fue de 228 nm.

Resultados y Discusión

Adsorción-desorción

Tras realizar el estudio de adsorción-desorción, se han elaborado las isotermas de adsorción para todos los tratamientos, representando Cs frente a Ce (Figura 1). Observando las isotermas y de acuerdo con Giles et al 1960, el suelo control presenta una isoterma de tipo L (nf < 1), lo cual indica que a medida que transcurre la isoterma, aumenta la dificultad de adsorción de las moléculas del MCPA por no encontrar sitios de adsorción vacantes. Sin embargo, los suelos enmendados, independientemente de la dosis, presentan isotermas de tipo C (nf = 1), las cuales se caracterizan por existir una relación lineal entre la cantidad de soluto adsorbido y la concentración del mismo en la solución de equilibrio. Estas isotermas de tipo C, se corresponden con situaciones en las que existen, un gran número de centros de adsorción en relación con el número de moléculas de adsorbatos presentes en la solución (Giles et al 1960), por lo cual este gran número de centros de adsorción esta provocado por la aplicación continuada de alperujo en los suelos estudiados.

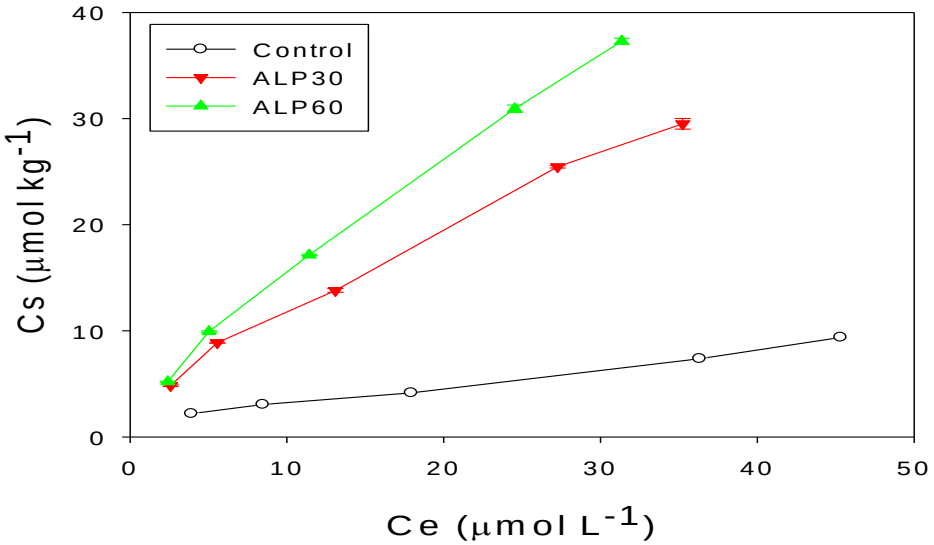


Figura 1. Isotermas de adsorción para el suelo control y los enmendados con alperujo

Con el fin de poder comparar numéricamente las diferentes isotermas de adsorción de los distintos suelos, se han ajustado los valores de adsorción a la ecuación de Freundlich, calculando tanto los coeficientes $K_{d10\mu M}$ como n_f . Estos parámetros están recogidos en la Tabla 2, junto con el factor de ajuste o coeficiente de correlación R^2 a la ecuación de Freundlich. Los altos valores obtenidos para dicho coeficiente de correlación (R2 = 0.968-0.998) indican que el ajuste a la ecuación de Freundlich es correcto (Tabla 2).

La aplicación continuada de alperujo incrementó la capacidad de adsorción del MCPA, con respecto al control, por un factor de 3.5 y 4.5 para ALP30 y ALP60, respectivamente (Tabla 2). De forma similar el contenido en materia orgánica incrementó por un factor de 2.4 y 3.0 para el ALP30 y ALP60 (Tabla 1). Estos resultados ponen de manifiesto que la materia orgánica en la adsorción del herbicida MCPA juega un papel fundamental. Resultados similares han sido descritos por Cabrera et al., 2008 donde también se estudio la adsorción del MCPA con alperujo, aunque realizando las enmiendas a nivel de laboratorio.

Bajos valores de histéresis (alta reversibilidad) fueron encontrados en los suelos enmendados con respecto al suelo control (Tabla 2), estos resultados coinciden con investigaciones previas que indican que el alto contenido en carbono orgánico hidrosoluble de algunos compuestos orgánicos utilizados como enmienda, como es el caso del alperujo (Tabla 1), darían lugar a una mayor reversibilidad en la adsorción del plaguicida (Albarrán et al, 2003; Cabrera et al, 2007), y esto podría promover la desorción del plaguicida

y mejorar su aparente solubilidad en el agua a través de interacciones estables en solución entre plaguicida y la materia orgánica soluble (Graber et al, 2001; Navarro et al., 2003).

Tabla 2. Valores de intensidad de adsorción, coeficiente de distribución, histéresis y coeficiente de correlación de ajuste a la ecuación de Freundlich para el estudio de adsorción-desorción del herbicida MCPA.

Suelos	n_f	$K_{d10\mu M}$	H	R^2
Control	0.583 ± 0.061	0.35 ±0.09	32.3	0.968
ALP30	0.684 ± 0.029	1.24 ± 0.11	29.6	0.992
ALP60	0.755 ± 0.018	1.58 ± 0.10	26.0	0.998

Lixiviación

En la Figura 2 se observan las curvas de elución del herbicida MCPA en los distintos suelos estudiados. Dichas curvas adquieren, en todos los tratamientos, una forma de campana. Así, existe nula lixiviación del herbicida en la fase inicial del proceso, debido a que el $CaCl_2$ adicionado a la columna hasta el momento no ha sido el suficiente para provocar la lixiviación del herbicida. A medida que se continúa añadiendo $CaCl_2$ a la columna, se produce un incremento paulatino de la concentración de herbicida en la elución, terminando con un descenso de la misma en la fase final, una vez que todas las moléculas del herbicida disponibles para la lixiviación ya han sido arrastradas. La Figura 2 muestra claramente, observando el eje de abcisas, el retraso que sufre el herbicida en la lixiviación para suelos enmendados. Debido a que en el suelo control comienza la lixiviación del MCPA para un valor de volumen de poro 0.31 frente a 0.71 y 0.83 de los tratamientos ALP30 y ALP60, respectivamente. Otro aspecto a destacar de la Figura 2, es que la curva de elución del suelo control alcanza una mayor altura si se compara con las curvas de los suelos enmendados, de forma que la mayor cantidad de herbicida lixiviado para un día en concreto en este tratamiento es de 1.66%, frente a 0.76% y 0.47% en los tratamientos ALP30 y ALP60. La aplicación de enmienda orgánica al suelo, por tanto, disminuye las concentraciones máximas de herbicida lixiviado para un día en concreto y, a su vez, retrasa la lixiviación, persistiendo así en el lugar donde es más eficaz y donde se requiere. Resultados similares han sido descritos por Majumdar and Sing 2007, Cabrera et al., 2010; López-Piñeiro et al., 2010 usando diferentes enmiendas orgánicas y pesticidas, circunstancia que puede deberse al incremento en la capacidad de adsorción tras la aplicación de la enmienda.

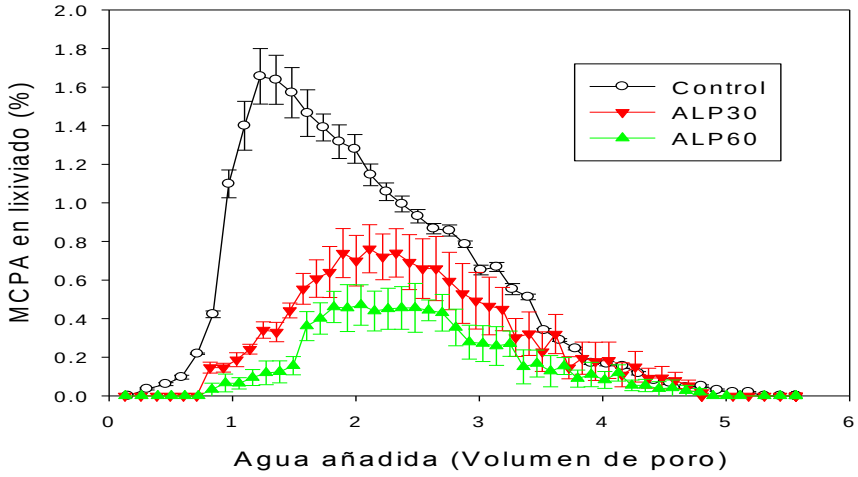


Figura 2. Lixiviación eluida del herbicida MCPA en los suelos estudiados

En la figura 3 se muestran los lixiviados acumulados de los diferentes suelos, observando que el suelo control lixivia 24.2% del herbicida aplicado, mientras que en los suelos ALP30 y ALP60 disminuye un 54.2% y un 83.8%, respectivamente, la lixiviación del herbicida MCPA con respecto al control. Los resultados obtenidos en el estudio de lixiviación se relacionan con los resultados obtenidos en el estudio de adsorción, debido a que el tratamiento ALP60 con una mayor intensidad y capacidad de adsorción (Tabla 2) es donde se produce una menor lixiviación del herbicida (Figura 3), y el caso contrario lo encontramos en el tratamiento control, donde existe una menor capacidad de adsorción para el herbicida y una mayor lixiviación del mismo. Estudios recientes de movilidad del herbicida MCPA en columnas alteradas (modificando la estructura existente en el suelo, Cabrera et al., 2011) demuestran que en suelos con un contenido alto de carbono orgánico hidrosoluble, el herbicida se lixivia con facilidad, aun teniendo

una mayor capacidad de adsorcion. La diferencia de resultados obtenidos en ambos casos justifica la realización de estudios con suelos sin perturbar, manteniendo su estructura original. Por tanto, estudios previos sobre el efecto de las enmiendas del suelo en la adsorción y lixiviación de los herbicidas se recomienda antes de su aplicación en los suelos agrícolas para evitar el riesgo de contaminación del agua debido a un posible aumento de la movilidad de los herbicidas (Cabrera et al., 2011).

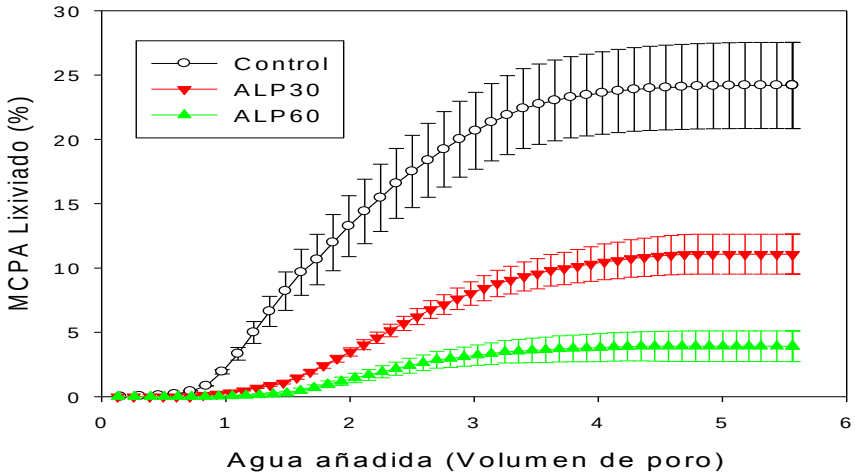


Figura 3. Lixiviación acumulada del herbicida MCPA en los suelos estudiados

Una vez terminado el experimento de lixiviación, se tomaron muestras de suelos a profundidades diferentes con el objeto de cuantificar el herbicida existente en el interior de las columnas (Figura 4).

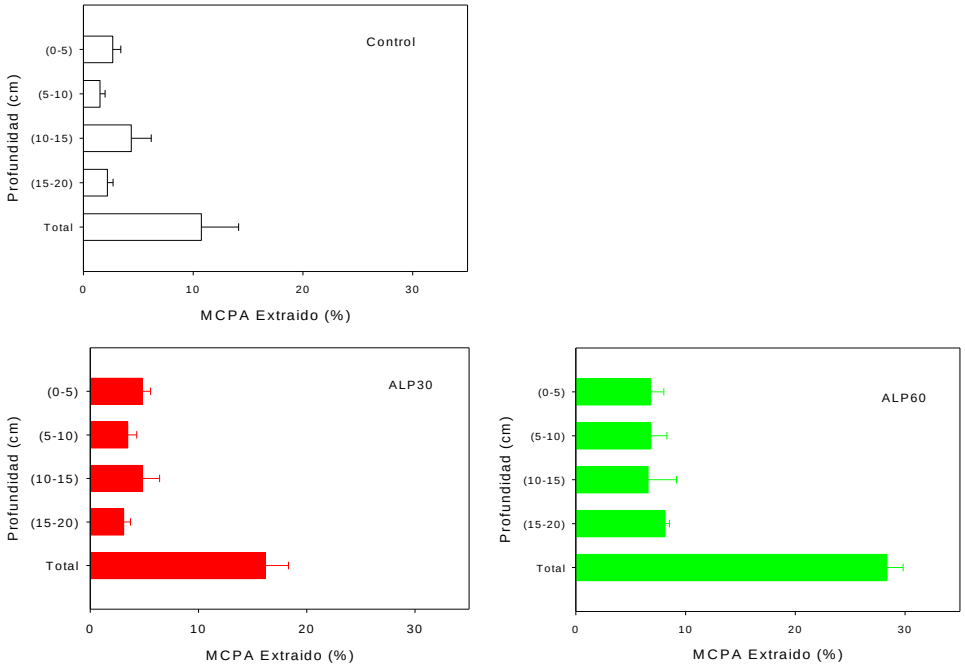


Figura 4. Distribución del MCPA en las columnas inalteradas después de finalizar la lixiviación

Los suelos que contienen mayor cantidad de herbicida retenida son los suelos enmendados (Figura 4). De manera que la cantidad de herbicida extraída fue un 16.19% y un 28.37% del herbicida aplicado para los tratamientos ALP30 y ALP60, respectivamente, frente a un 10.74% que fue la cantidad de herbicida extraída en el control. Estos resultados están relacionados directamente con la mayor capacidad de adsorción y la menor lixiviación que presentan los suelos enmendados así como a una mayor reversibilidad de la adsorción por el alto contenido en carbono orgánico hidrosoluble de la enmienda empleada (Tabla 1), lo que facilita la extracción del herbicida (Albarrán et al, 2003; Cabrera et al, 2007).

Conclusiones

La aplicación continuada de alperujo como enmienda orgánica tiene una gran influencia en la adsorción y lixiviación del herbicida MCPA. De forma que la adición continuada de alperujo incrementó la adsorción y disminuyó la lixiviación del herbicida MCPA en un luvisol cutánico. La utilización de alperujo como enmienda orgánica puede contribuir a disminuir el riesgo de contaminación de los acuíferos para un herbicida como el MCPA.

Agradecimientos

Los autores desean hacer constar que este trabajo ha sido financiado por la Junta de Extremadura (Expediente GR10090), por el Ministerio de Educación y Ciencia (Proyecto AGL2007-655771-C02-02) y por el Ministerio de Ciencia e Innovación (Proyecto AGL2010-21421-C02-02). D. Peña y D. Becerra agradecen a la Junta de Extremadura la concesión de su beca FPI.

Bibliografia

AAO. Agencia para el Aceite de Oliva. 2012. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. "aplicaciones.magrama.es/pwAgenciaAO/index.jsp"

Albarrán, A., Celis, R., Hermosín, M.C., López-Piñeiro, A., Ortega-Calvo, J.J., Cornejo, J., 2003. Effects of solid-olive mill waste addition to soil on sorption, degradation and leaching of the herbicide simazine. Soil Use Manage. 19, 150–156.

Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., García, D., Cegarra, J., 2004. Agrochemical charcaterisation of "alperujo", a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. Bioresource Technol. 91, 195–200.

Cabrera, A., Cox, L., Velarde, P., Koskinen, W.C., Cornejo, J., 2007. Fate of diuron and terbuthylazine in soils amended with two-phase olive mill waste. J. Agric. Food Chem. 55, 4828–4834.

Cabrera, A.; Trigo, C.; Cox, L.; Celis, R.; Cornejo, J. A. 2008. Comparative study of the use of organoclay-based formulations and organic amendment to reduce the leaching of the herbicide MCPA in soil. Clean: Soil, Air, Water, 36, 990–995.

Cabrera, D.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A., Peña, D. 2010. Direct and residual effects on diuron behaviour and persistence following two-phase olive mill waste addition to soil: Field and laboratory experiments. Geoderma 157, 133–141

Cabrera, A.; Cox, L.; Kurt, A.; Celis, R.; Hermosín, C.; Cornejo, J.; Koskinen, W. 2011. Comparative Sorption and Leaching Study of the Herbicides Fluometuron and 4-Chloro-2-methylphenoxyacetic Acid (MCPA) in a Soil Amended with Biochars and Other Sorbents. J. Agric. Food Chem. 59, 12550–12560

Day, P.R., 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. En Methods of Soil Analysis. eds. Am. Soc. Agron., 545-567. Madison,

FAO, 2007. Base referencial mundial del recurso suelo. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos Nº 103, Roma

Giles, C.H.; MacEwan, S.N.; Nakhwa, S.N. and Smith, D., 1960. Studies in adsorption. Part XI. A system of clasification of solution adsorption isotherm, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface area in solids. J. Chem.Soc.111, 3973-3993

Graber, E.R., Dror, I., Bercovich, F.C., Rosner, M., 2001. Enhanced transport of pesticides in a field trial with treated sewage sludge. Chemosphere 44, 805–811.

López-Piñeiro, A.; Fernández, J.; Rato Nunes, J.M.; García, A. 2006. Response of soil and wheat crop to the application of two-phase olive mill waste to Mediterranean agricultural soils. Soil Sci. 171, 728–736.

López-Piñeiro, A.; Fernández, J.; Albarrán, A.; Rato Nunes, J.M.; Barreto, C. 2008. Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on Mediterranean agricultural soils and the wheat crop. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 424–430.

López-Piñeiro, A.; Cabrera, D.; Albarrán, A., Peña, D. 2010. Cumulative and residual effects of de-oiled two-phase olive mill waste application to soil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistence. Chemosphere 78, 139–146

Majumdar, K., Singh, N., 2007. Effect of soil amendments on sorption and mobility of metribuzin in soils. Chemosphere 66, 630–637.

Navarro, S., Vela, N., García, C., Navarro, G., 2003. Persistence of simazine and therbuthylazine in a semiarid soil after organic amendment with urban sewage sludge. J. Agric. Food Chem. 51, 7359–7365.

Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. SSSA Boock Ser.5 SSSA. Madison, WI, pp. 961–1010.

Nunes, J.M.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Muñoz, A.; Coelho, J.P. 2007. Changes in selected soil properties caused by 30 years of continuous irrigation under Mediterranean conditions. Geoderma 139, 321–328.

United State Salinity Laboratory Staff, 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils, US Department of Agriculture, Handbook n_60, Washington DC.

Evolução de características físico-químicas durante a compostagem de espécies invasoras de acácia

Evolution of acacia invasive species physicochemical characteristics during composting

Luis Miguel Brito[1], Isabel Mourão[1], Hartmut Nestler[2], João Coutinho[3]

[1] Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Refóios, 4990-706 Ponte de Lima, Portugal. E-mail: miguelbrito@esa.ipvc.pt
[2] Grupo Leal & Soares, Zona Industrial, Apartado 9 EC Mira, 3071-909 Mira, Portugal
[3] C Química, DeBA, EC Vida e Ambiente, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, ap 1013, 5001-911 Vila Real, Portugal.

Resumo

As acácias são espécies invasoras da família Fabaceae que poderão ser valorizadas através da compostagem para produção de corretivos orgânicos e substratos hortícolas. Com esse objetivo construíram-se duas pilhas de grandes dimensões com detritos de acácia e diferente número de revolvimentos, para analisar as características físico-químicas durante a compostagem e modelar a decomposição da matéria orgânica (MO). As temperaturas foram superiores a 65ºC durante um período de tempo suficiente para a inativação de microrganismos patogénicos e a destruição de sementes de infestantes, devido à elevada quantidade de MO biodegradável deste material (753-756 g kg^{-1} de MO inicial). A elevada temperatura e o elevado pH terão contribuído para as fortes perdas de N (484-490 g kg^{-1} de N inicial). No entanto, estas foram inferiores às perdas de C, e assim a razão C/N diminuiu de 50 no início, para 23-26 no final de compostagem. Este estudo indicou que acácia pode ser compostada para produzir corretivos orgânicos, com um teor elevado de MO e baixa condutividade elétrica (<1,2 dS m^{-1}). No entanto, é necessário um longo período de compostagem para atingir um elevado grau de maturação do composto.

Palavras-chave: Azoto, matéria orgânica, mineralização, razão C/N, temperatura

Abstract

Acacias are invasive Fabaceae species that can be composted to produce organic amendments and horticultural substrates. With this aim, two big piles were set up with ground and screened acacia residues, and managed with different turning frequency, to analyze the physicochemical characteristics during composting and to model the breakdown of acacia organic matter (OM). Temperatures were > 65ºC for several months, indicating pathogen inactivation, seed destruction and high amount of biodegradable OM (753-756 g kg^{-1} of initial OM). High temperature and high pH conditions promoted significant N losses (484-490 g kg^{-1} of initial N). Nevertheless, these were smaller compared to C losses and so the C/N ratio decreased from 50 at the beginning to 23-26 at the end of composting. This study indicates that composting acacia can produce organic amendments with high OM content, and low electrical conductivity (< 1.2 dS m^{-1}). However, a long period of composting is required to achieve advanced compost maturation.

Key-words: C/N ratio, mineralization, nitrogen, organic matter, temperature

Introdução

Acacia longifolia (Andrews) Willd. e *Acacia melanoxylon* R. Br. são espécies da família Fabaceae, que foram introduzidas em Portugal para evitar a erosão de solos arenosos das zonas costeiras devido à capacidade que possuem para assimilar azoto (N) biológico, sendo posteriormente divulgadas como arbustos ornamentais e para produção de madeira. No entanto, para além de constituírem um elevado risco para o alastramento de incêndios, as acácias são espécies altamente competitivas, capazes de invadir o território das espécies nativas e de ameaçar a conservação dos habitats naturais. Atualmente são necessárias novas formas de valorização para estes arbustos, tendo em conta a sua abundância em Portugal. A compostagem, para utilização do compostado como substrato hortícola e como corretivo orgânico do solo, poderá ser uma das soluções. No entanto, as acácias poderão ter taxas de decomposição baixas devido aos seus teores relativamente elevados de lenhina, polifenóis e celulose (Baggie et al.,

2004; Gallardo & Merino, 1999). Baggie et al. (2004) reportaram um elevado teor de lenhina (20%) em resíduos das acácias e sugeriram que o elevado teor de material recalcitrante poderia estar relacionado com a dureza das folhas (filóides) e a proteção física da celulose.
A produção de calor no interior de uma pilha de compostagem depende da velocidade a que os microrganismos crescem e atuam, e esta depende do teor de humidade, do arejamento, da razão C/N da biomassa e do sistema de compostagem utilizado (Tchobanoglous et al., 2003). Por outro lado, a dissipação do calor do interior da pilha depende da superfície específica das pilhas, e portanto, da sua dimensão (Brito, et al., 2008). Contudo, quanto maior a dimensão de uma pilha, maior é o número de locais no seu interior com anaerobiose e, por isso, a dimensão da pilha influencia o tipo de microrganismos presentes, a temperatura e o tipo de emissões que se produzem.
O material recalcitrante não contribui para intensificar a atividade microbiana e**,** consequentemente**,** para alcançar a temperatura necessária para eliminar a viabilidade das sementes de acácia, considerando que estas podem permanecer viáveis após 6 dias a temperaturas de 55-70ºC (Handreck & Black, 2005). No entanto, as acácias são Fabaceas e possuem um apreciável teor de N que contribui para o rápido ataque microbiano e consequente elevação da temperatura. Os fungos que decompõem a lenhina, como os basidiomicetas (que possuem lenhinases), têm um crescimento lento e não conseguem competir com as bactérias que, na presença de N disponível, possuem um crescimento muito mais rápido e eliminam os fungos da comunidade microbiana (Coûteaux et al., 1995). Posteriormente, durante a maturação do compostado, a lenhina poderá contribuir para a formação de complexos húmicos estáveis que indisponibilizam o N, porque durante a decomposição da lenhina e da celulose libertam-se polifenóis e hidratos de carbono que são percursores das substâncias húmicas (Stevenson, 1994). A forte imobilização do N em moléculas húmicas poderá contribuir para a conservação do N e para a descida da razão C/N durante o processo de compostagem.
Apesar de se terem realizado alguns estudos sobre a decomposição da acácia no solo (Lindsay & French, 2004; Baggie, 2004; Marchante et al., 2008)**,** o mesmo não se verifica para a compostagem de resíduos dos ramos e folhas de acácia. Neste estudo, construíram-se pilhas estáticas de grandes dimensões para analisar as características físico-químicas, a evolução da degradação da MO e das perdas de N, e o efeito do revolvimento das pilhas durante processo de compostagem da biomassa de acácia, com o objetivo de investigar se a compostagem destes arbustos, triturados e crivados, pode atingir temperaturas elevadas o tempo suficiente para destruir a viabilidade das sementes e produzir um compostado com características benéficas para utilização como corretivo orgânico do solo e componente de substratos hortícolas.

Materiais e métodos

Construíram-se duas pilhas de compostagem ao ar livre, aproximadamente cónicas, com 80-100 m^3 de volume (8 m de diâmetro da base e 3 m de altura), constituídas por detritos resultantes de arbustos e ramagem de *Acacia longifolia* (60%) e *Acacia melanoxylon* (40%), recolhidas em Mira (40º25'N 8º44'W), com o objetivo de analisar as características físico-químicas durante o processo de compostagem com cinco revolvimentos (pilha A) e com apenas três revolvimentos (pilha B), durante um longo período de compostagem (420 dias). Os detritos foram triturados com uma trituradora de alta rotação com moinho tipo martelos (Doppstadt; AK 403 Profi), e posteriormente crivados (< 40 mm) com um crivo de estrelas amovível (Neuenhauser Super Screener Portable Star Screen). As pilhas foram construídas em Janeiro de 2011, sobre uma camada de casca de pinheiro com aproximadamente 30 cm de altura, e foram monitorizadas até Março de 2012. Durante os revolvimentos, realizados com uma grua florestal e uma pá frontal de um trator, impediu-se a entrada de qualquer matéria mineral do exterior para a massa em compostagem, para não afetar o cálculo da mineralização da matéria orgânica (MO) da biomassa em compostagem. A pilha A foi revolvida aos 28, 56, 84, 147, e 273 dias após o início da compostagem, enquanto a pilha B foi revolvida apenas aos 28, 147 e 273 dias de compostagem.
As temperaturas das pilhas (registadas próximo da base, do centro e do topo das pilhas, aproximadamente à altura de 0,5 m, 1,5 m e 2,5 m de altura, respetivamente), e a temperatura do ambiente exterior, foram determinadas com três termístores (tipo ST1, Delta-T Devices) em cada pilha, e dois no exterior, sendo os valores horários registados com base em leituras a cada minuto, através de um registador de dados (Delta-T Devices). Com base nos registos horários calcularam-se as médias diárias de temperatura do exterior e do interior de cada pilha. Realizaram-se colheitas de quatro amostras por cada pilha, recolhidas independentemente, da zona central das pilhas, nos seguintes dias de compostagem: 0, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56, 70, 84, 105, 126, 154, 182, 210, 231, 273, 308, 343, 378 e 420. As amostras foram analisadas individualmente.
Recorreram-se às normas europeias (CEN, 1999) para a determinação das seguintes características: humidade, com base em 50 g de material original (EN 13040); pH por potenciometria (Methrohm-632) utilizando extratos de 60 cm^3 de amostra por 300 ml de água (EN 13037); condutividade elétrica dos

extratos aquosos obtidos de acordo com a norma do pH (1+5, v/v), após filtração (EN 13038), com um condutivímetro (Crison-CDTM/522), e os resultados ajustados à temperatura de 25°C; MO por calcinação numa mufla (Heraus-MR170E) a 550°C durante 6 horas (EN 13039) após moagem da matéria seca num moinho ultra-centrífugo de precisão (Retsch® ZM200); e azoto Kjeldahl modificado (EN 13654) (com um digestor Gerhardt-KT12S e uma unidade de destilação Vadopest-3). Parte das amostras foram congeladas imediatamente após a colheita, para a determinação do azoto mineral, por espetrofotometria de absorção molecular, em autoanalisador de fluxo segmentado, após extração com KCl 2M (1/5), A concentração de carbono total, destinado ao cálculo da relação C/N, foi determinada pela fração entre a concentração da matéria orgânica e a constante 1,8 (Gonçalves & Baptista, 2001).

A mineralização da MO foi estimada com base nas perdas de MO (g kg^{-1}) que foram calculadas pela seguinte fórmula (Paredes et al., 2000):

Perdas de MO (g kg^{-1}) = 1000 – 1000 [X_1 (1000 – X_2)] / [X_2 (1000 – X_1)] [1]

em que X_1 e X_2 representam o teor de cinzas (g kg^{-1}), respetivamente no início da compostagem e no fim de cada período de compostagem.

As perdas de massa foram calculadas pela fórmula (Tang et al., 2007):

Perdas de massa (g kg^{-1}) = 1000 [1- (X_1 / X_2)] [2]

em que que X_1 e X_2 representam o teor de cinzas (g kg^{-1}), respetivamente no início da compostagem, e no fim de cada período de compostagem. As perdas de N foram calculadas pela seguinte fórmula (Paredes et al., 2000):

Perdas de N (g kg^{-1}) = 1000 – 1000 [X_1 N2)] / [X_2 N_1)] [3]

em que X_1 e X_2 representam o teor de cinzas (g kg^{-1}), e N_1 e N_2 o teor de N, respetivamente no início da compostagem e no fim de cada período de compostagem.

A mineralização da MO foi estimada pelas perdas de MO utilizando uma função cinética de 1ª ordem, expressa pela seguinte equação:

$MO_m = MO_0 (1 - e^{-kt})$ [4]

em que MO_m representa o teor de MO (g kg^{-1}) mineralizada no tempo t (dias), MO_0 representa o teor de MO potencialmente mineralizável (g kg^{-1}) e k representa a taxa de mineralização (dia^{-1}).

Apesar dos resultados experimentais da mineralização da MO se terem ajustado bem ao modelo expresso na equação anterior em diversos estudos para diferentes materiais orgânicos (Paredes et al., 2000; Bustamante et al., 2008; Brito et al., 2008; Brito et al., 2010; Serramiá, 2010), no presente estudo, devido ao facto dos resíduos de acácia possuírem um elevado teor de lenhina, polifenóis e celulose, e por isso, ser esperada a existência de um reservatório de MO dificilmente biodegradável considerou-se, também, outro modelo que contemplasse dois reservatórios distintos de MO mineralizável com diferente resistência à mineralização:

$MO_m = MO_1 (1 - e^{-k1t}) + MO_2 (1 - e^{-k2t})$ [5]

em que, MO_m representa a MO mineralizada no tempo t (dias), MO_1 e MO_2, são reservatórios de MO mineralizável e k_1 e k_2 são as constantes de mineralização da MO desses reservatórios. Este modelo foi adaptado do modelo utilizado por Molina et al. (1980) para ajustar os resultados da mineralização do N de compostados aplicados ao solo.

Os resultados das perdas de MO durante a compostagem foram ajustados às funções cinéticas pelo método do algoritmo de Levenberg-Marquardt, para minimizar as diferenças entre as somas dos quadrados dos valores observados e dos valores previstos da variável dependente. O mesmo procedimento de regressão não linear foi utilizado para ajustar as perdas de N em cada período de compostagem a equações semelhantes às anteriores, nas quais a MO foi substituída por N mineralizado e perdido durante a compostagem. Utilizou-se o teste da menor diferença significativa ($P < 0,05$) para a comparação entre as médias dos parâmetros químicos analisados nas pilhas experimentais, e recorreu-se ao programa SPSS v. 15.0. (SPSS Inc.) para a análise estatística de comparação entre médias e para a análise de regressão não-linear.

Resultados e discussão

Inicialmente, as temperaturas das pilhas de compostagem aumentaram até uma temperatura máxima de 76ºC, encontrada no topo da pilha A (Figura 1), indicando a rápida degradação de compostos imediatamente disponíveis, tais como açúcares, aminoácidos e proteínas. Nesta fase, os microrganismos termófilos degradam, também, gorduras, celulose, hemicelulose e alguma lenhina (Bernal et al., 2009). Vinte e oito dias após o início de compostagem, as pilhas foram revolvidas e humedecidas. Após a queda inicial, a temperatura subiu novamente de forma constante até valores termófilos (> 55ºC) no prazo de 2-5 dias em ambas as pilhas, atingindo o pico (77ºC) no topo da pilha A, duas semanas depois do revolvimento. Após o segundo revolvimento da pilha A, o tempo necessário para atingir temperaturas máximas aumentou em comparação com o primeiro revolvimento, revelando um menor teor de MO

facilmente biodegradável. No dia 147, depois de revolver ambas as pilhas, as temperaturas subiram mais rapidamente na pilha B onde se alcançaram temperaturas superiores a 70ºC na parte superior da pilha, porque haveria mais MO facilmente biodegradável nas camadas exteriores da pilha B que foi menos revolvida. O mesmo se verificou após o revolvimento efetuado aos 273 dias de compostagem em que as temperaturas diminuíram progressivamente em ambas as pilhas.

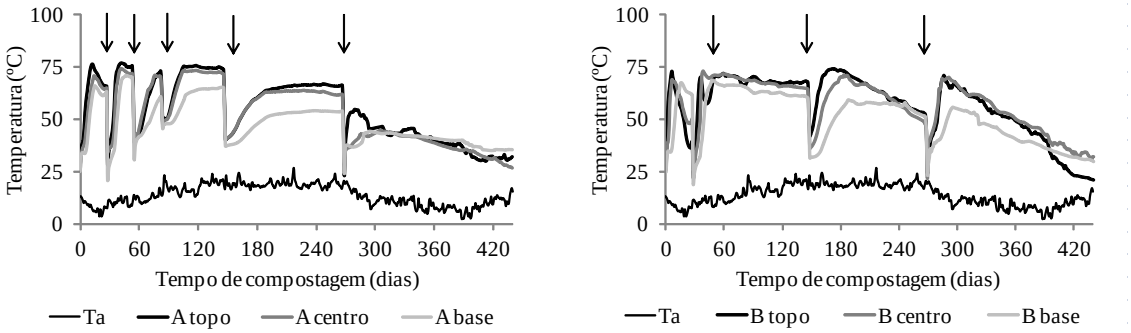


Figura 1. Temperatura das pilhas de compostagem com (A) cinco e (B) três revolvimentos, e temperatura ambiente (Ta). As setas indicam os momentos dos revolvimentos.

As temperaturas no centro e no topo das pilhas foram geralmente superiores em comparação com a base das mesmas (Figura 1), o que pode ser explicado pelo movimento do ar frio que entra pela base e ascende até ao topo das pilhas (Gao, 2010). Contudo, o revolvimento das pilhas terá contribuído para que todo o material fosse sujeito às temperaturas termófilas por muito tempo. Deste modo, as condições de temperatura nas pilhas de acácia satisfizeram o requisito sanitário para os compostados (Wu & Smith, 1999), equivalente a 55 °C durante ≥ 15 dias, já que as temperaturas foram mantidas entre 65ºC e 75ºC durante vários meses, indicando uma elevada quantidade MO biodegradável. O tamanho das pilhas também contribuiu para a produção e retenção de calor, já que as perdas de calor diminuem com a diminuição da superfície específica das pilhas e consequentemente com o aumento do seu volume (Füleky, 2010).

O teor inicial de humidade nas pilhas foi de 62% e a compostagem decorreu com uma humidade adequada para a atividade microbiana (Figura 2), considerando que o nível de humidade mais favorável para a compostagem se situa entre 50 e 70% (Kader et al., 2007). A evaporação da água foi compensada pela precipitação ocorrida (as pilhas ficaram destapadas durante a compostagem) e pela água produzida durante o processo de decomposição da MO. O elevado teor de humidade também terá contribuído para a manutenção das temperaturas elevadas nas pilhas de compostagem, porque a humidade favorece a acumulação do calor e a sua retenção na pilha (Petric et al., 2009).

Como consequência da degradação e mineralização de ácidos orgânicos e da produção de amónia, o pH aumentou no início do processo (Figura 2). Posteriormente, o pH do material em compostagem tornou-se geralmente alcalino, variando entre 7,1 e 7,8 durante o processo de compostagem. Estes valores de pH não limitam a utilização deste compostado como corretivo do solo, mas poderão limitar a sua utilização como componente de substratos, que frequentemente apresentam valores de pH inferiores (Cáceres, et al. 2006). A condutividade elétrica (CE) de material de acácia foi de 1,5 dS m^{-1} no início da compostagem e diminuiu após duas semanas para valores de 0,5-1,3 dS m^{-1} (Figura 2). Esta diminuição de CE pode ser explicada pela volatilização de amónia e a precipitação de sais minerais**,** como sugerido por Gao (2010) e Bustamante et al. (2008). Elevadas concentrações de sais podem causar problemas de fitotoxicidade, sendo o valor da CE do compostado importante na avaliação da adequação e segurança do mesmo para fins agrícolas. Nesta investigação, os valores finais CE de compostados foram muito inferiores ao valor máximo de 3 dS m^{-1} recomendado para aplicação de compostados ao solo (Soumaré et al., 2002) e também referido como um CE aceitável para a produção substratos por Cáceres et al. (2006).

A perda de matéria seca (resultados não apresentados) foi de 644 e 642 g kg^{-1}, respetivamente, para pilha de A e B, após 420 dias de compostagem. Portanto, o número de revolvimentos não afetou significativamente a perda de biomassa em compostagem. Perdas de massa inferiores foram referidas por Pereira et al. (1998) para a *Acacia longifolia* durante a decomposição no solo (44%, após 16,5 meses). Pelo contrário Baggie et al. (2004) registaram perdas superiores para a *Acacia mangium*, nomeadamente, perdas de cerca de 500 g kg^{-1} de massa seca durante 8 semanas de incubação, enquanto no presente estudo, para o mesmo período de tempo, as perdas de massa foram 406 e 385 g kg^{-1}, respetivamente, para as pilhas A e B.

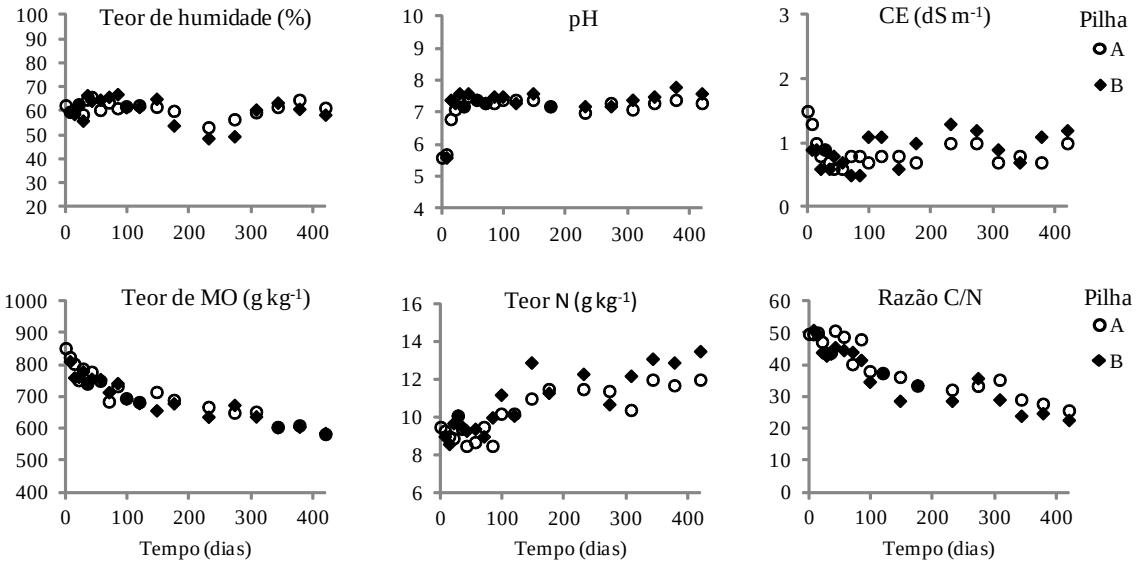


Figura 2. Teor de humidade, pH, condutividade elétrica (CE), teores de matéria orgânica (MO) e de azoto (N) total, e razão carbono/azoto (C/N) das pilhas com maior (A) e menor (B) frequência de revolvimento.

O teor de MO diminuiu de 852 ± 36 g kg^{-1} no início da compostagem, para 583-586 g kg^{-1} de MO no final da compostagem (Figura 2). As perdas de MO (Figura 3) revelaram duas fases diferentes de degradação da MO. A primeira fase (35 dias) foi indicativa da rápida decomposição do substrato facilmente biodegradável e de uma taxa muito elevada de atividade microbiana. A segunda fase mostrou um ritmo mais lento de degradação da MO, quando permaneciam apenas os substratos mais resistentes à biodegradação. O modelo [5] revelou um melhor ajustamento aos resultados das perdas de MO (valor de R^2 superior) do que o modelo [4]. Estas perdas (Figura 3) revelaram e existência de dois reservatórios de MO biodegradável, ambos com uma fração da MO mineralizável total semelhante, mas com taxas muito distintas de mineralização. No entanto, quando se comparam as perdas de N de ambos os reservatórios (Figura 4), verificou-se que no segundo reservatório essas perdas foram apenas cerca de metade das do primeiro reservatório. O que significa que as perdas de N foram muito elevadas na primeira fase da compostagem e mais reduzidas na segunda fase da compostagem, devido ao ataque microbiano mais lento à MO remanescente, onde predominaria celulose e lenhina em partículas de maior dimensão. As perdas de N não variaram significativamente entre as pilhas A e B, provavelmente porque a diferença de tratamentos foi apenas de dois revolvimentos.

Aproximadamente 750 g kg^{-1} da MO dos resíduos de acácia foram mineralizados durante um período de 420 dias de compostagem. Este valor é comparável com outros materiais orgânicos durante a compostagem realizada num período de tempo sempre muito inferior ao considerado neste estudo: (i) 620–660 g kg^{-1} de MO de estrume com palha (Vuorinen & Saharinen, 1997); (ii) 460–760 g kg^{-1} com estrume de bovinos leiteiros com serrim (Michel et al., 2004); (iii) 630–670 g kg^{-1} com a fração sólida do chorume (Brito et al., 2008); e 645–672 g kg^{-1} com estrume de suínos (Zhu et al., 2004).

O aumento no teor de N total durante a compostagem (Figura 2) foi devido ao facto das perdas de N serem inferiores às perdas de MO. Este aumento no teor de N encontra-se bem documentado para diferentes materiais durante a compostagem (de Bertoldi e Civilini, 2006; Brito et al, 2008; Brito et al., 2010). Neste estudo, o teor de N total aumentou de valores iniciais de 9,5 ± 0,7 g kg^{-1} de MS para valores finais de 12 g kg^{-1} na pilha A e 13,5 g kg^{-1} na pilha B, após 420 dias de compostagem (Figura 2). A razão C/N diminuiu de valores iniciais de 50 ± 2,7 no início do processo para valores finais de 26 e 23, respetivamente, para pilhas A e B (Figura 2). As variações na razão C/N durante a compostagem ocorrem tanto como resultado da mineralização de MO (perda de CO_2) como das perdas de N por volatilização de amónia (de Bertoldi e Civilini, 2006). Portanto, a redução na razão C/N resultou do facto da mineralização da MO ter sido superior às perdas de N por volatilização. A forte diminuição na razão C/N dos compostados finais em comparação com a razão C/N do material original foi indicativa de que compostados estavam num estado avançado de maturação (Larney & Hao, 2007; Zucconi e de Bertoldi, 1987). No entanto, a razão C/N final foi superior à que se verifica frequentemente com outros materiais orgânicos compostados e bem maturados, devido ao elevado teor de lenhina nos resíduos de acácia (Baggie, 2004).

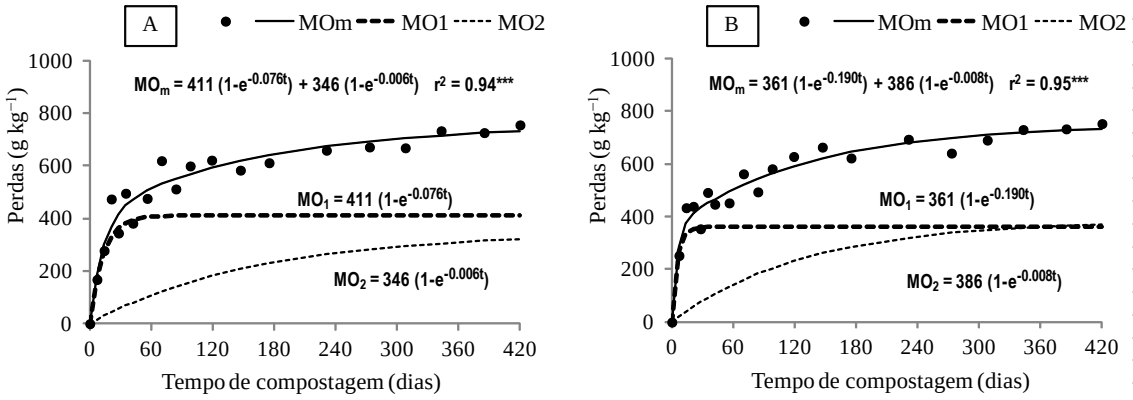


Figura 3. Perdas de matéria orgânica (g kg^{-1} de MO inicial) durante a compostagem de arbustos de acácia em pilhas com (A) cinco e (B) três revolvimentos. MO_m representa a MO mineralizada durante a compostagem, MO_1 e MO_2 são reservatórios de MO de fácil e difícil mineralização, respetivamente, e t o tempo (dias) *** (P <0.001).

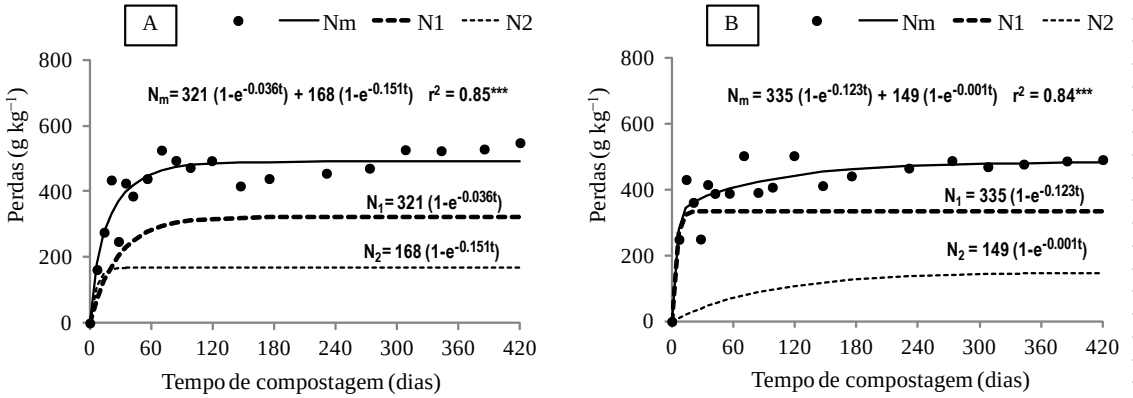


Figura 4. Perdas de de azoto (g kg^{-1} de N inicial) durante a compostagem de arbustos de acácia em pilhas com (A) cinco e (B) três revolvimentos. Nm representa o N mineralizado e perdido durante a compostagem. N_1 e N_2 representam as perdas de N dos reservatórios de fácil e difícil mineralização, respetivamente, e t o tempo (dias).*** (P <0.001).

O teor de N mineral ($N\text{-}NH_4^+$ + $N\text{-}NO_3^-$) foi muito reduzido durante o processo de compostagem (resultados não apresentados), com exceção do $N\text{-}NO_3^-$ que aumentou significativamente no período final de compostagem. O teor de $N\text{-}NH_4^+$ variou geralmente entre 20 e 120 mg kg^{-1} MS durante a compostagem, enquanto o teor de $N\text{-}NO_3^-$ foi geralmente inferior a 10 mg kg^{-1} MS até aos 343 dias de compostagem, e aumentou até um valor médio de 325 mg kg^{-1} MS no final da compostagem.

A ocorrência de lixiviados não foi observada nas pilhas durante a compostagem, provavelmente devido à grande dimensão das pilhas e consequentemente reduzida superfície específica. Portanto, além de manter as temperaturas elevadas, as pilhas com grande volume podem ser vantajosas por não necessitarem de cobertura, já que a água da chuva é necessária para manter a humidade da pilha e não é demasiada para lixiviar os nutrientes, dentro das condições em que decorreu o presente estudo. Por outro lado, na fase termófila da compostagem, o teor de $N\text{-}NO_3^-$ foi praticamente negligível, provavelmente porque o N mineral foi imobilizado pelos microrganismos no processo de decomposição da MO e porque as bactérias responsáveis pela nitrificação são fortemente inibidas por temperaturas superiores a 40°C (Hellmann et al., 1997). Assim, será de esperar que durante a compostagem, as perdas de N por lixiviação de nitratos, fossem praticamente nulas. No entanto, a elevada temperatura e as condições de pH elevado durante a fase termófila, provavelmente, promoveram uma intensa volatilização de amónia, o que explicaria as perdas elevadas de N (484-490 g kg^{-1} de N inicial) que ocorreram durante a compostagem (Figura 4), principalmente na fase inicial do processo, quando a degradação da MO e a produção de amónia foi mais intensa.

A reduzida concentração do ião amónio que se verificou durante a compostagem da acácia em comparação com outros estudos, designadamente com resíduos da pecuária intensiva (Brito et al., 2008), poderá ser explicada pela elevada razão C/N dos resíduos de acácia relativamente aos dejetos animais, bem como, às perdas de N na forma de amónia no estado gasoso. Após 343 dias de compostagem, a

concentração de $N\text{-}NO_3^-$ ultrapassou a concentração de $N\text{-}NH_4^+$ em ambas as pilhas, sendo a razão $N\text{-}NH_4^+$ / $N\text{-}NO_3^-$ de 0,16 na pilha A e 0,42 na pilha B no final do período de compostagem. A razão $N\text{-}NH_4^+$ / $N\text{-}NO_3^-$ tem sido frequentemente utilizada para avaliar a maturação dos compostados, sendo sugeridos valores <1 (Larney & Hao, 2007) e <0,5 (CCQC, 2001) como indicativos de compostados bem estabilizados. Os compostados avaliados neste trabalho alcançaram, portanto, uma razão N- $N\text{-}NH_4^+$ / $N\text{-}NO_3^-$ inferior aos valores indicativos para uma boa maturação. No final da compostagem, o teor de $N\text{-}NO_3^-$ foi superior na pilha A (371 mg kg^{-1} MS) em comparação com a pilha B (280 mg kg^{-1} MS), o que poderá ser explicado pelo maior arejamento da pilha A que sofreu um maior número de revolvimentos. O teor de $N\text{-}NH_4^+$ no final da compostagem foi inferior ao teor limite de $N\text{-}NH_4^+$ de 400 mg kg^{-1} MS sugerido como indicador de estabilização dos compostados por Zucconi & de Bertoldi (1987).

Conclusões

Os arbustos de acácia moídos e crivados possuem uma biodegradabilidade e uma estrutura que permite a sua compostagem efetiva, com bom arejamento, como revelaram as temperaturas termófilas que foram atingidas logo após a construção das pilhas e que permaneceram acima de 65 ºC por um período suficientemente longo para satisfazer os critérios mais rigorosos para inativação completa de agentes patogénicos.

As perdas de matéria orgânica (≈750 g kg^{-1} de MO inicial) foram superiores às perdas de N (< 500 g kg^{-1} de N inicial) e assim a razão C/N diminuiu de um valor inicial de 50 para valores finais de 26 e 23, respetivamente para a pilha com maior e menor frequência de revolvimento.

Este estudo mostrou que o compostado maturado pode ser obtido com material de acácia com um número reduzido de revolvimentos das pilhas, após 420 dias de compostagem, como revela a descida das temperaturas de compostagem, a estabilização na degradação da MO, a diminuição da razão C/N e o aumento do teor $N\text{-}NO_3^-$ nos compostados finais em comparação com o teor de $N\text{-}NH_4^+$.

Além de estabilização da MO e da higienização do compostado de resíduos de acácia, os resultados indicaram que a compostagem de acácia pode produzir corretivos do solo ricos em MO e com uma baixa CE sendo, no entanto, necessário um longo período de compostagem e maturação dos compostados finais.

Agradecimentos

Este estudo realizou-se com o apoio dos fundos estruturais da União Europeia, através do projecto I&DT Empresas em Co-Promoção: "Compostagem de espécies invasoras", CEI_13584/2010.

Bibliografia

Baggie, I.; Rowell, D.L.; Robinson, J.S. & Warren, G.P. (2004) - Decomposition and phosphorus release from organic residues as affected by residue quality and added inorganic phosphorus. Agroforestry Systems 63: 125-131.

Bernal, M.P.; Alburquerque, J.A. & Moral, R. (2009) - Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. Bioresource Technology 100: 5444-5453.

Brito, L.M.; Coutinho, J. & Smith, S.R. (2008) - Methods to improve the composting process of the solid fraction of dairy cattle slurry. Bioresource Technology 99: 8955-8960.

Brito, L.M; Mourão, I.; Coutinho. J. & Smith, S.R. (2010) - Physicochemical dynamics of composting screw pressed cattle slurry amended with Italian ryegrass straw or gorse bulking agents. Compost Science & Utilization 18: 119-126.

Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Marhuenda–Egea, F.C.; Pérez–Espinosa, A.; Bernal, M.P. & Moral, R. (2008). Co–composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. Chemosphere 72: 551-557.

Cáceres, R.; Flotats, X. & Marfà, O. (2006) - Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. Waste Management 26: 1081-1091.

CCQC (2001) - Compost Maturity index. Nevada City, California, Compost Quality Council, 26 p.

CEN (1999) - European Standards - soil improvers and growing media. European Committee for Standardization.

Coûteaux, M.M.; Bottner, P. & Berg, B. (1995) - Litter decomposition, climate and litter quality. Trends in Ecology and Evolution 10: 63-66.

de Bertoldi, M. & Civilini, M. (2006) - High Rate Composting with Innovative Process Control. Compost Science & Utilization 14: 290-295.

Füleky, G. (2010) - Composting to recycle biowaste. In: Lichtfouse, E. (Ed.), Sociology, organic farming, climate change and soil science. Springer, Dijon, France, pp. 319-346.

Gallardo A. & Merino J. (1999) - Control of leaf litter decomposition rate in a Meditarranian shrubland as indicated by N, P and lignin concentrations. Pedobiologia, 43: 64-72.

Gonçalves, M.S. & Baptista, M. (2001) - Proposta de regulamentação sobre qualidade do compostado para utilização na agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, INIA, MADRP, Lisboa.

Handreck, K.A. & Black, N.D. (2005) - Growing media for ornamental plants and turf. UNSW Press, Sidney, Australia.

Hellmann, B.; Zelles, L.; Palojarvi, A. & Bai, K. (1997) - Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. Applied and Environmental Microbiology 63: 1011-18.

Jiménez, E.I. & Garcia, V.P. (1989) - Evaluation of city refuse compost maturity: a review. Biological Wastes 27: 115-142.

Kader, N.A.; Robin, P.; Paillat, J.M. & Leterme, P. (2007) - Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. Bioresource Technology 98: 2619-2628.

Larney, F.J. & Hao, X. (2007) - A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. Bioresource Technology 98: 3221-3227.

Lindsay, E.A. & French K. (2004) - *Chrysanthemoides monilifera* ssp. *rotundata* invasion alters decomposition rates in coastal areas of south-eastern Australia. Forest Ecology and Management 198: 387-399

Marchante, E.; Kjøllerb, A.; Struweb, S. & Freitas, H. (2008) - Invasive *Acacia longifolia* induce changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes. Soil Biology and Biochemistry, 40: 2563-2568.

Michel Jr., F.C.; Pecchia, J.A.; Rigot, J. & Keener, H.M. (2004) - Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. Compost Science & Utilization 12: 323-334.

Molina, J.A.E.; Clapp, C.E. & Larson, W.E. (1980) - Potentially mineralizable nitrogen in soil: The simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. Soil Science Society of America Journal 44:442-443.

Paredes, C.; Roig, A.; Bernal, M.P.; Sánchez-Monedero, M.A. & Cegarra, J. (2000) - Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. Biological Fertility of Soils 20: 222-227.

Pereira, A.P.; Graca, M.A.S. & Molles, M. (1998) - Leaf litter decomposition in relation to litter physico-chemical properties, fungal biomass, arthropod colonization, and geographical origin of plant species. Pedobiologia 42: 316-327

Petric, I.; Sestan, A. & Sestan, I. (2009) - Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. Biosystems Engeneering 104:125-134.

Serramiá, N.; Sánchez-Monederoa, M.A.; Fernández-Hernández, A.; Civantos, C. & Roiga, A. (2010). Contribution of the lignocellulosic fraction of two-phase olive-mill wastes to the degradation and humification of the organic matter during composting. Waste Management 30: 1939-1947.

Stevenson, F.J. (1994) - Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions. John Wiley and Sons Inc.

Soumaré, M.; Demeyer, A.; Tack, F.M.G. & Verloo, M.G. (2002) - Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. Bioresource Technology 81: 97-101.

Tang, J.C.; Shibata, A.; Zhou, Q. & Katayama, A. (2007) - Effect of temperature on reaction rate and microbial community in composting of cattle manure with rice straw. Journal Bioscience and Bioengineering, 104: 321-328.

Tchobanoglous, G.; Burton, F.L. & Stensel, H.D. (2003) - Wastewater engineering: treatment and reuse. New York: Metcalf & Eddy Inc. (Ed.), McGraw–Hill.

Vuorinen, A.H. & Saharinen, M.H. (1997) - Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co–composting in a drum composting system. Agricultural Ecosystems and Environment 83: 189–194.

Zhu, N.; Changyan, D.; Yuanzhu, X. & Huiyue, Q. (2004) - Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. Bioresource Technology 95:319-326.

Zucconi, F. & de Bertoldi, M. (1987) - Composts specifications for the production and characterization of composts from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.) Compost: Quality and Use. Elsevier Applied Science, London, pp. 30–50.

Factores que afectan a la adsorción de herbicidas en subproductos de la extracción de aceite de oliva y su efecto como enmiendas de suelos agrícolas andaluces

A.I. Cañero[1], B. Gámiz[1], R. Celis[1], L. Cox[1], A. López-Piñeiro[2], M.C. Hermosín[1], J. Cornejo[1].

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, (IRNAS), CSIC. Avda. Reina Mercedes, 10, Apartado 1052, 41080 Sevilla, Spain; [2]Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias. Universidad de Extremadura. Ctra de Cáceres, 06071, Badajoz, Spain; E-mail: acamoreti@irnase.csic.es

Introducción

En regiones del sur de España, cuyos suelos presentan bajo contenido en materia orgánica, el uso intensivo de plaguicidas en áreas agrícolas genera grandes problemas de contaminación de suelos y aguas, tanto puntual como difusa, especialmente cuando su aplicación coincide con periodos de lluvia (Lagana et al., 2002; Hermosín et al., 2009). Sin embargo, el uso de plaguicidas, en especial de herbicidas, se ha convertido en un recurso indispensable en el sector agrícola a nivel mundial durante los últimos 50 años (Arias-Estévez et al., 2008). A lo largo de las últimas décadas se han desarrollado técnicas para disminuir el efecto contaminante de plaguicidas en el suelo, y entre ellas se ha encontrado recientemente que la adición de alperujo, aunque no siempre constituya garantía de control, reduce la movilidad o transporte de estas sustancias a otros compartimentos del suelo. En trabajos anteriores, se ha visto que la adición de alperujo reduce la dispersión de herbicidas utilizados en la actualidad y el pasado en el olivar (terbutilazina y diurón) al aumentar su capacidad de adsorción a las partículas del suelo, al mismo tiempo que aumenta la persistencia de estos herbicidas en el suelo, limitando por tanto los tratamientos repetitivos (Cabrera et al., 2009).
El alperujo es un subproducto resultado del proceso de la extracción de aceite de oliva que puede verse revalorizado al aplicarse al suelo como enmienda, debido a las ventajas que proporciona: mejora de la estructura de los suelos, reducción de los procesos de erosión e incremento del contenido en materia orgánica y la fertilidad de los mismos, lo que en ocasiones afecta al comportamiento de plaguicidas en suelos (Alburquerque et al., 2004).
En el presente trabajo se ha evaluado la adsorción de los herbicidas *S*-metolacloro, fluometurón, MCPA y MCPP en presencia de cuatro alperujos, en tres suelos agrícolas procedentes del sur de España con características texturales diferenciadas. Para ello, se llevaron a cabo estudios de adsorción de los herbicidas a los suelos agrícolas sin enmendar y enmendados al 10% (p/p) con los diferentes alperujos.

Materiales y métodos

Herbicidas, alperujos y suelos

Para este estudio se han usado cuatro herbicidas de distinta naturaleza: dos neutros (*S*-metolacloro y fluometurón) y dos ácidos (MCPA y mecoprop (MCPP). Respecto a los herbicidas de naturaleza neutra, *S*-metolacloro, comúnmente aplicado en preemergencia para el control de adventicias en cultivos de maíz, algodón y soja entre otros, fue suministrado como producto analítico por Dr Ehrenstorfer GMBH (96% de pureza). Fluometurón se aplica también en preemergencia en olivar y algodonales y fue suministrado por Sigma-Aldrich (99.5% de pureza).
Con el objeto de comparar en los suelos sin enmendar y enmendados el comportamiento de herbicidas neutros con herbicidas ácidos, se seleccionaron los herbicidas fenoxacéticos MCPA y mecoprop (MCPP), de naturaleza ácida con pKa 3.2 y 3.6, respectivamente, usados en postemergencia en cultivos del olivar (MCPA) y en cítricos y cereales (MCPP) en el área mediterránea, y fueron suministrados por Sigma Aldrich GmbH (Seelze, Alemania) (pureza de 98.8% y 99.6%, respectivamente).
Se ha trabajado con 4 residuos orgánicos generados durante el proceso de producción de aceite de oliva en distintas almazaras distribuidas por Andalucía: alperujo de Morón (M), Marchena (MA), Jaén (J) y Compostado (CO). El contenido en MO total se determinó por calcinación a 540 ºC, y el pH en una relación 1:5 (p/v) enmienda/agua destilada a temperatura ambiente. Los resultados de la caracterización de los alperujos se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los alperujos usados.

Alperujos	Procedencia	Tratamiento	pH	MOT (%)	COT(%)	COS (1:20) (g/l)
M	Morón	Fresco	4.8	91	45	4.6
MA	Marchena	Fresco	5.4	91	44	4.1
J	Jaén	Fresco	5.7	81	49	2.2
CO	Jaén	Compostado	8.8	34	20	1.2

M: alperujo de Morón, **MA**: alperujo de Marchena, **J**: alperujo de Jaén y **CO**: alperujo Compostado; **MOT**: materia orgánica total; **COT**: carbono orgánico total; **COS**: carbono orgánico soluble

El origen, las propiedades fisicoquímicas (pH, *CO* y contenido en N) y texturales de los suelos utilizados (S, C y T), procedentes de cultivos intensivos de la Vega del Guadalquivir, se encuentran recogidas en la Tabla 2. Los suelos fueron enmendados a la dosis de 10% (p/p) con los cuatro alperujos: S, SJ, SM, SMA y SCO (suelo S con los distintos alperujos); T, TJ, TM, TMA y TCO (suelo T con los distintos alperujos) y C, CJ, CM, CMA y CCO (suelo C con los distintos alperujos).

Tabla 2. Procedencia, propiedades fisicoquímicas y texturales de los suelos usados.

Suelos	Procedencia	Cultivo de origen	pH (agua)	COT (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)
S	Coria del Río	Olivar	7.2	0.52	19	8	73
C	Las Cabezas de San Juan	Algodón	8.2	0.73	59	24	17
T	Tocina	Cítricos	8.0	1.09	48	19	33

Caracterización de la materia orgánica soluble de las enmiendas

Estudios por espectroscopia de fluorescencia

La materia orgánica soluble (MOS) de los alperujos fue extraída con una solución $CaCl_2$ (0.01M) en la proporción 1:20 (p/v). Las suspensiones fueron agitadas durante 24 horas a temperatura ambiente y se centrifugaron 15 minutos a 8000 rpm. El sobrenadante se filtró con filtros de policarbonato de 0.45µm de poro.

La materia orgánica soluble en estas muestras se estudió por espectroscopia de fluorescencia en el espectrofotómetro F-2500 FL-SPECTROPHOTOMETER de HITACHI, en el rango de longitudes de onda entre 300 y 480 nm, ya que para valores inferiores y superiores se observa el fenómeno de dispersión (Zsolnay et al., 1994). Se midió la absorbancia a 254 nm de los extractos de alperujo a temperatura ambiente y a pH de extracto y se comprobó que ésta era inferior a 0.1 cm^{-1} Se excitó la muestra a la longitud de onda de 254 nm y se obtuvo el espectro de emisión de fluorescencia. A partir de estos espectros de fluorescencia, se ha calculado el índice de Humificación (IH) según Zsolnay et al. (1999):

$$IH = \Sigma I_{W480-435} / \Sigma I_{W345-300} \qquad \text{(Ecuación 1)}$$

Estudios por espectroscopia infrarroja

Para realizar los espectros de IR de los cuatro alperujos usados en este trabajo se pesaron triplicados de 5 g de los residuos y se hicieron interaccionar con 10 ml de $CaCl_2$ 0.01M. Se agitaron durante 15 minutos, y se centrifugaron durante otros 20. El sobrenadante se filtró usando filtros de policarbonato de 0.45µm de poro y se pasó a unas placas de cerámica donde se congelaron. Una vez congeladas se liofilizaron y posteriormente se molieron en mortero de ágata. Estas muestras molidas se pusieron a secar en una estufa a 100ºC durante 24 h para eliminar el máximo de humedad contenido en las muestras y se analizaron por FTIR usando un espectrofotómetro Nicolet 5PC.

Estudios de adsorción

Duplicados de 5g de los suelos S, C y T sin enmendar y enmendados al 10% (p/p) con los alperujos, se trataron por separado con 10 ml de una solución en agua de concentración conocida (2 ppm, de S-metolacloro, fluometurón, MCPA y MCPP). Se agitaron las muestras durante 24 horas, ya que previamente se había determinado que el equilibrio se alcanza en este periodo de tiempo y que no ocurre degradación significativa de los herbicidas. La concentración de equilibrio (Ce) se midió en el sobrenadante por HPLC bajo las condiciones recogidas en la Tabla 3. Se calculó el porcentaje de herbicida adsorbido a partir de la diferencia entre la concentración inicial (Ci) y en equilibrio (Ce), para cada suelo, enmendado y sin enmendar, mediante la fórmula %Ads= [(Ci-Ce)/ Ci] x100. También se calculó un coeficiente de distribución como Kd= Cs/Ce, donde Cs es la cantidad de herbicida adsorbida.

Tabla 3. Condiciones de análisis de los herbicidas por HPLC.

	COLUMNA	**SISTEMA ELUYENTE**	**DETECCIÓN (nm)**	**VOL INYECCIÓN (µL)**	**FLUJO (ml min^{-1})**
S-METOLACLORO	Nova Pack-C18	ACN:H_2O (55:45)	210	25	1
FLUOMETURÓN	Nova Pack-C18	ACN:H_2O (40:60)	243	25	1
MCPA	Nova Pack-C18	MeOH: H_3PO_4 (pH 2) (40:60)	227	25	1
MCPP	Supelcosil LC-18-DB	MeOH:H_3PO_4 (pH=2) (70:30)	226	25	1

Resultados y discusión

Caracterización de la materia orgánica soluble de los alperujos

En la Tabla 1 se muestran algunas propiedades químicas de los alperujos utilizados en nuestro estudio. Como se puede observar en la Tabla 1, el pH del alperujo procedente de Morón es el más bajo y el del alperujo Compostado, el pH más alto.

Estudios por espectroscopia de fluorescencia

Los espectros de fluorescencia de los extractos de MOS (1:20) de los cuatro alperujos utilizados en este estudio se muestran en la Figura 1. En ella se representa la intensidad de fluorescencia de la MOS normalizada al máximo registrado frente a la longitud de onda (300-480 nm) de emisión.

Se puede observar que la forma de los espectros es distinta para los cuatro casos. En primer lugar, el alperujo de Morón (M) muestra dos máximos de emisión bien definidos, uno en la región de los 300-360 nm y otro en longitudes de onda mayores de 400 nm, mientras que en el caso del alperujo de Marchena (MA), que también muestra dos máximos de emisión, éstos son menos intensos, especialmente el que se encuentra a longitudes de onda más bajas (Figura 1a). Los dos alperujos restantes, el de Jaén (J) y el Compostado (CO), muestran un único máximo a longitudes de onda mayores a 400 nm, siendo especialmente importante en el segundo caso. Las diferencias entre los espectros de fluorescencia de los residuos indican que la calidad de la materia orgánica soluble (MOS), la cual es indicativa de la materia orgánica total (MOT), es distinta. En el caso de los alperujos J y M, que presentan contenidos en materia orgánica similares (81% y 91%, respectivamente) (Tabla 1), las diferencias en la calidad de la MOS son muy importantes, tal y como se puede apreciar en la Figura 1a.

A longitudes de onda próximas a 300 nm fluorescen moléculas de menor peso molecular, polares y no humificadas (Zsolnay et al., 1999). Esto se observa en los alperujos de M y MA, aunque más intensamente en el primero que en el segundo; por el contrario, a longitudes de ondas superiores a 400 nm, lo hacen moléculas mayores y más complejas, probablemente aromáticas, típicas del material humificado (Senesi et al., 1991; Zsolnay et al., 1999; Cox et al., 2000). En los alperujos J y CO, encontramos sólo la presencia de este tipo de MOS, lo que sugiere que su MOS se encuentra en un estado de humificación más avanzado que la de los otros dos residuos.

En base a los espectros de emisión, se calculó el índice de humificación (IH) de cada uno de los alperujos (Ecuación 1). Los valores de IH de los alperujos siguieron el orden creciente de M<MA>J<CO, mostrando valores de 1.3, 5.2, 9.5 y por último y más humificado, el alperujo Compostado con IH= 17, confirmando el estado de humificación de la MOS más avanzado en este último alperujo.

Estudios por espectroscopia infrarroja

Las muestras secas de los extractos de MOS de los alperujos fueron analizadas por espectroscopia de infrarrojos FTIR. Esta técnica se basa en la aplicación de una frecuencia de vibración conocida a la muestra, según la cual van a vibrar unos u otros enlaces de las moléculas contenidas en la muestra, representándose en picos de transmitancia a diferentes longitudes de onda, correspondiente a los distintos grupos funcionales. La asignación de bandas se llevó a cabo según Bellamy (1975). Los espectros FTIR se muestran en la Figura 1b. Estos espectros confirman la diferente calidad de la MOS de los alperujos.

La banda de 1739 cm^{-1} se corresponde con la absorción del C=O del grupo carboxílico (COOH) y la banda 1596 cm^{-1} con los grupos C-O del ión carboxilato (COO^-) (Bellamy, 1975). Para la enmienda AM, con pH más ácido, el medio contiene más cantidad de H+ en suspensión por lo que los grupos carboxilos de las moléculas se encuentran tanto en forma COOH como COO^-, por lo que en los espectros FTIR se observa un pico a 1596 cm^{-1} (grupos COO^-) y también otro pico a 1793 cm^{-1}(grupos COOH) (Bellamy 1975) (Figura 1b). En la enmienda CO, de pH más alto, el pico de absorción correspondiente a los grupos COOH (1739 cm^{-1}) ha desaparecido, como consecuencia del proceso de compostaje, donde los compuestos fenólicos que le proporcionan el carácter ácido al residuo, se han visto reducidos (Alburquerque et al. 2006).

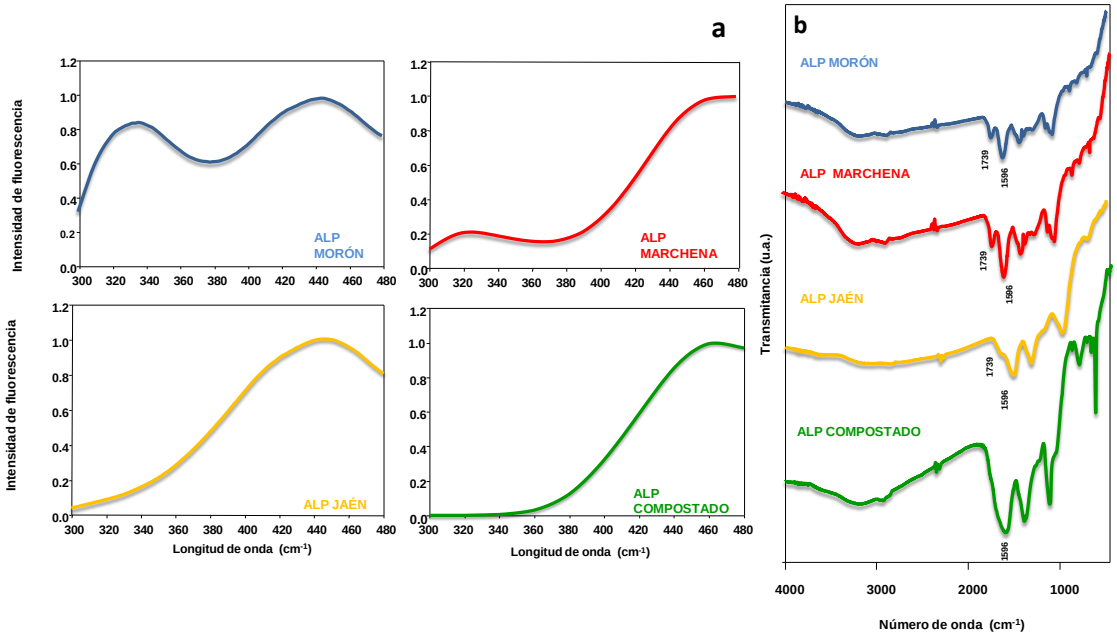


Figura 1. Espectros de Fluorescencia (a) y de FTIR (b) de la MOS de los alperujos de Morón, Marchena, Jaén y Compostado.

Estudios de adsorción

En la Tabla 4 se presentan los valores de K_d para los herbicidas *S*-metolacloro, fluometurón, MCPA y mecoprop (MCPP) en los suelos sin enmendar y enmendados al 10% con los alperujos usados (S, SJ, SM, SMA, SCO, T, TJ, TM, TMA, TCO, C, CJ, CM, CMA y CCO). Los porcentajes de adsorción de los herbicidas en los mismos suelos sin enmendar y enmendados se encuentran representados en la Figura 2.

Tabla 4. Coeficientes Kd para los herbicidas *S*-metolacloro (SM), fluometurón (FM), MCPA y mecoprop (MCPP).

	Kd(l/kg)														
	S	**SM**	**SMA**	**SJ**	**SCO**	**T**	**TM**	**TMA**	**TJ**	**TCO**	**C**	**CM**	**CMA**	**CJ**	**CCO**
SM	0.921 ±0.018*	3.05 ±0.025	2.78 ±0.163	2.18 ±0.003	2.42 ±0.001	1.95 ±0.01	3.54 ±0.027	3.59 ±0.055	2.69 ±0.024	3.02 ±0.030	1.56 ±0.015	3.43 ±0.016	3.26 ±0.028	2.7 ±0.022	2.31 ±0.009
FM	0.33 ±0.008	1.12 ±0.008	0.77 ±0.05	0.53 ±0.01	0.78 ±0.03	0.96 ±0.01	1.59 ±0.01	1.14 ±0.04	1.15 ±0.03	1.36 ±0.08	0.88 ±0.01	1.5 ±0.002	1.19 ±0.02	1.09 ±0.005	1.66 ±0.2
MCPA	0.002 ±0	0.076 ±0	0.132 ±0.03	0±0	0±0	0.219 ±0.005	0.112 ±0.002	0.385 ±0.09	0.271 ±0.001	0.215 ±0.006	0,053 ±0.008	0,270 ±0	0,137 ±0.001	0,275 ±0.001	0,040 ±0
MCPP	0 ±0	0.2 ±0.009	0.18 ±0.003	0.06 ±0.01	0.183 ±0.04	0.005 ±0.02	0.534 ±0.026	0.491 ±0.009	0.177 ±0.017	0.247 ±0.031	0.142 ±0.027	0.434 ±0.05	0.54 ±0.07	0.152 ±0.07	0.056 ±0.005

*desviaciones estándar respecto a la media

Los valores de Kd (Tabla 4) y los porcentajes de adsorción de los herbicidas *S*-metolacloro, fluometurón y MCPA en los suelos sin enmendar (Figura 2) presentaron correlación positiva con el contenido de *CO* y arcillas mostrando mayor adsorción en los suelos con mayor contenido en estos componentes del suelo: T > C > S. En el caso del herbicida MCPP el orden de adsorción fue C > T> S (Figura 2). Se encontró un aumento en el porcentaje de adsorción al enmendar los suelos para *S*-metolacloro y fluometurón, que fue menor para los residuos que presentaron mayores valores de IH, probablemente debido al menor contenido en materia orgánica de estos alperujos. Los herbicidas S-metolacloro y fluometurón, mostraron más afinidad por los suelos (tanto sin enmendar, como enmendados) que lo ácidos (MCPA y MCPP). *S*-metolacloro presentó valores de adsorción más altos que fluometurón, debido a su capacidad de adsorberse, además de a componentes orgánicos, como fluometurón (Savage and Wauchope., 1974), a la fracción mineral de los suelos, como se ha visto en trabajos con el producto racémico metolacloro, que además confirmaban que presenta mismo comportamiento en suelos que el producto *S*-metolacloro (Torrents y Jayasundera., 1997; Weber et al., 2003), por lo que se adsorbe más en los suelos T y C que presentan mayor contenido en estos componentes coloidales del suelo (Tabla 2). La adsorción de estos herbicidas, fue función de las características de los suelos y la naturaleza de la MOS que aporta la enmienda, siendo mayores para los suelos con mayor contenido en *CO* y arcillas y enmendados con el alperujo de Morón, y que presentó el pH menor de todos los alperujos usados (Tabla 1).

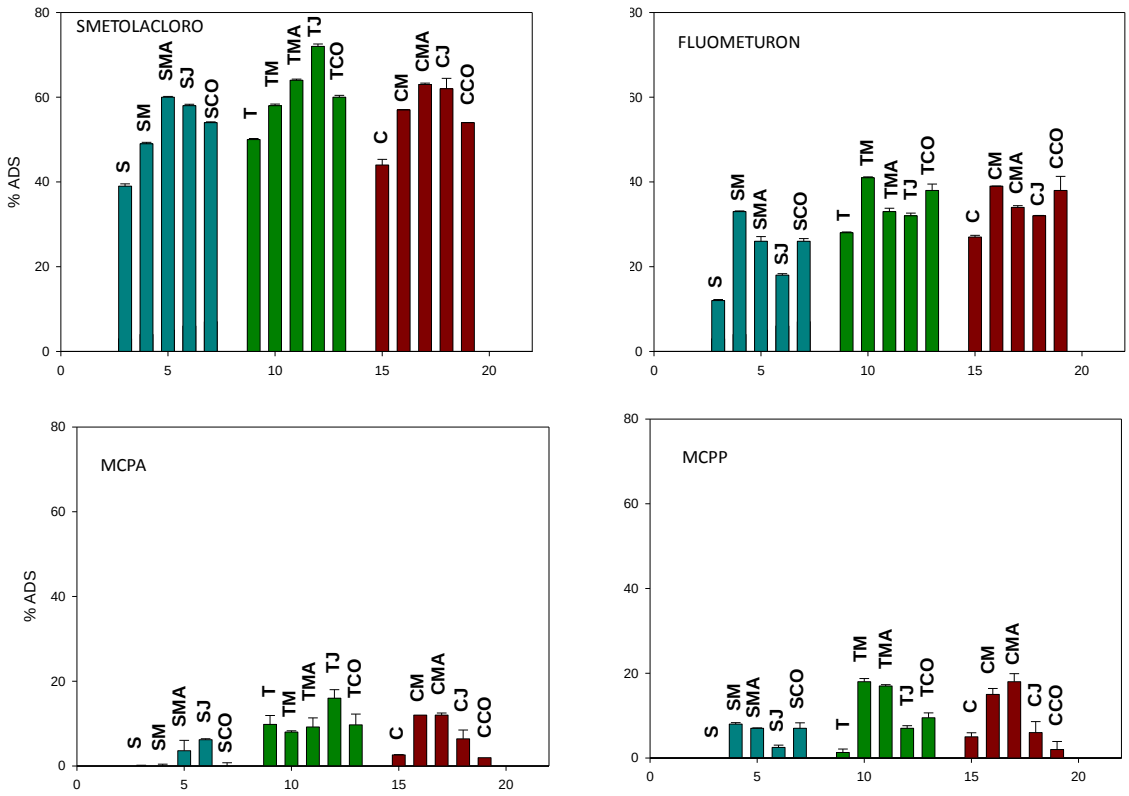


Figura 2. Porcentajes de adsorción de los herbicidas *S*-metolacloro, fluometurón, MCPA y MCPP en los suelos sin enmendar y enmendados con los alperujos usados.

Aunque los valores de Kd resultaron mayores para *S*-metolacloro y fluometurón en los suelos enmendados, el incremento en porcentaje de adsorción tras la enmienda con los alperujos fue más llamativo en el caso de los herbicidas ácidos, sobre todo en el suelo arenoso, mostrando muy poca o ninguna adsorción en este suelo sin enmendar (Tabla 4, Figura 2). En el caso de MCPP para el suelo TMA, los porcentajes de adsorción fueron de hasta 10 veces mayores en los suelos enmendados respecto al suelo sin enmendar (Figura 2). También se encontró en general, mayor adsorción de los herbicidas ácidos en el alperujo de Morón, de menores IH y pH.
Los herbicidas ácidos, de forma general, presentaron mayor adsorción en los suelos enmendados con los alperujos con menor grado de humificación (M y MA) y con la presencia de los grupos carboxílicos protonados (banda COOH a 1739 cm^{-1} en Figura 1). Esto último daría lugar a una disminución de las repulsiones entre las moléculas de estos herbicidas que al pH de la solución del suelo de los experimentos (pH >5) se encuentran cargadas negativamente. Esta adsorción se vio afectada además de por la enmienda adicionada, por la naturaleza de los suelos, mostrando menos adsorción en el suelo arenoso, respecto a los suelos T y C, de mayor contenido en arcilla.

Conclusiones

La acción conjunta de las propiedades químicas de los herbicidas, la calidad de la materia orgánica (mayor o menor grado de humificación) y el contenido en arcilla, determina la adsorción de los herbicidas. La adición de residuos orgánicos como el alperujo, supone una práctica eficaz, económica y ecológica, para aumentar la capacidad de retención de los herbicidas en suelos de bajo contenido en materia orgánica, como son los suelos agrícolas andaluces.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los Proyectos AGL2010-21421 y AGL2011-23779 del Ministerio de Ciencia e Innovación (MICINN) y por el Proyecto P07-AGR-03077 y el grupo de investigación AGR-264 de la Junta de Andalucía (JA), cofinanciados con fondos FEDER-FSE (PO 2007-2013). A.I. Cañero y B. Gámiz agradecen sus becas predoctorales de FPI al MICINN y la JA, respectivamente.

Bibliografía

Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., García, D., Cegarra, J. 2004. Agrochemical characterisation of "alperujo", a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. Biores. Technol. 91, 195-200.

Arias-Estévez, M. E., López-Periago, E., Martínez-Carballo, J., Simal-Gándara, J. C., Mejuto, L., García-Río. 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. Agric. Ecosyst and Environ. 123, 247-260.

Bellamy, L. J.1975. *The infrared spectra of complex molecules* (Vol. I). 3rd Edition Champman y Hall, London y New York.

Cabrera, A., Cox, L., Fernández-Hernández, A., García-Ortiz Civantos, C., Cornejo, J. 2009. Field appraisement of olive mills solid waste application in olive crops: Effect on herbicide retention. Agric. Ecosyst. and Environ. 132, 260-266.

Cao, P., X Wang, F., Liu, E., Zhao, L., Han. 2008. Dissipation and Residue of S-metolachlor in Maize and soil. Bull. Environ. Contam and Toxicol. 80, 391-394.

Cox, L., Celis, R., Hermosín, M.C., Cornejo J., Zsolnay, A., Zeller, K. 2000. Effect of organic amendments on herbicide sorption as related to the nature of the dissolved organic matter. Environ. Sci. Technol. 34, 4600-4605

Hermosín MC., Rodríguez-Lizana A., Cornejo J., Ordóñez-Fernández, R. 2009.Efecto del uso de agroquímicos en Olivar sobre la calidad de las aguas. En: "Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía". (JA GomezCalero,Coord). Capítulo 4, pp.87-108. Junta de Andalucía CAP.

Lagana, A., Bacaloni, A., De Leva, I., Faberi, A., Fago, G., Marino, A. 2002. Occurrence and determination of herbicides and their major transformation products in environmental waters. Anal. Chim. Acta 462,187-198.

Savage, E. K., Wauchope, R. D. 1974. Fluometruon adsorption-desorption equilibria in soil. Weed. Sci. 22, 106-111.

Senesi, N.; Miano, T. M.; Provenzano, M.R. y Brunetti, G. 1991. Characterization, differentiation, and classification of humic substances by fluorescence espectroscopy. *Soil Sci*. 152, 259-271.

Torrents, A. and Jayasundra, S. (1997). The sorption of nonionic pesticides on to clays and the influence of natural organic

carbon, Chemosphere, 35, Issue.7, pp.1549-1565.

Weber, J.B., McKinnon, E.J. & Swain, L.R. (2003). Sorption and mobility of 14C-labeled imazaquin and metolachlor in four

soils as influenced by soil properties. *Journal of Agriculture Food Chemistry*. Vol. 51:5752-5759.

Zsolnay, A.; Görlitz, H. 1994. Water extractable organic matter in arable soils: effects of drought and long-terme fertilization. *Soil Biol. Biochem*. 16, 1257-1261.

Zsolnay, A; Baigar, E.; Jiménez, M.; Steinweg, B; Saccomandi, F. 1999. Differentiating with fluorescense spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere*. 38, 45-50.

Formulaciones basadas en bionanomateriales arcillosos para reducir la lixiviación del herbicida clopiralida en el suelo

M.A. Adelino, R. Celis, M.C. Hermosín, J. Cornejo

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, P.O. Box 1052, 41080 Sevilla, España. E-mail: madelino@irnase.csic.es

Resumen

El quitosano [poli-β-(1,4)-2-amino-2-desoxi-D-glucosa] es un polisacárido catiónico de origen natural que se ha utilizado recientemente para la preparación de bionanomateriales arcillosos. Trabajos recientes han demostrado que la intercalación de quitosano en montmorillonita aumenta la capacidad adsorbente del mineral de la arcilla para diferentes contaminantes aniónicos y para herbicidas ácidos, como la clopiralida. En este trabajo, se ha evaluado la capacidad de los complejos montmorillonita-quitosano de actuar como soporte del herbicida clopiralida con el fin de liberarlo lentamente y reducir su lixiviación en el suelo. Para ello, el herbicida previamente adsorbido en un complejo montmorillonita-quitosano se añadió a columnas de suelo de 20 cm de longitud y 3 cm de diámetro interno y se comparó su perfil de lixiviación con el del herbicida libre disuelto en agua. Respecto a la aplicación del herbicida libre no soportado, la aplicación en superficie de clopiralida en forma de complejo montmorillonita-quitosano retrasó la lixiviación del herbicida tanto en un suelo ácido (pH= 4.5) como en uno alcalino (pH= 8.0), mientras que cuando el herbicida fue incorporado a 1 cm de profundidad, la lixiviación sólo se retrasó en el suelo ácido. Este comportamiento se atribuyó a la destrucción del complejo adsorbente-herbicida tras su incorporación a una cierta profundidad en el suelo alcalino. La forma de aplicación de la formulación y el pH del suelo resultaron ser factores determinantes del patrón de liberación y lixiviación del herbicida clopiralida soportado en el complejo montmorillonita-quitosano.

Introducción

La preocupación por la pérdida de la calidad de los suelos agrícolas ha ido en aumento en los últimos años, debido, en parte, a la contaminación sufrida por productos fitosanitarios y otros compuestos de origen antropogénico. Es por ello que existe un aumento en el interés por prevenir en lo posible la contaminación de dichos suelos para preservar su calidad.

Los bionanocomposites o bionanomateriales se han convertido en materiales de gran interés debido a sus propiedades estructurales y funcionales. En particular, los bionanomateriales basados en arcillas están despertando un interés cada vez mayor por las posibles aplicaciones que presentan las propiedades asociadas a su escala nanométrica (Darder et al., 2003; An and Dultz, 2007; Aguzzi et al. 2010). El quitosano es un polisacárido catiónico de origen natural que se ha utilizado recientemente para la preparación de bionanomateriales arcillosos, con buenas propiedades adsorbentes para especies aniónicas debido a que los grupos $–NH_3^+$ del biopolímero, que no participen directamente en la interacción con el mineral de la arcilla, pueden actuar como sitios de cambio aniónico adicionales o de enlace polar (Darder et al., 2003; Celis et al., 2012). En consecuencia, estos complejos arcilla-quitosano pueden ser útiles en diferentes aplicaciones relacionadas con la adsorción de aniones, tales como el desarrollo de sensores potenciométricos o la depuración de aguas contaminadas con elementos traza en sus formas aniónicas (Darder et al., 2005; Bleiman and Mishael, 2010).

Los pesticidas con características ácidas, que se presentan a menudo en sus formas aniónicas al pH de los compartimentos medioambientales, constituyen un problema de contaminación de suelos y aguas superficiales y subterráneas, porque normalmente son retenidos muy débilmente por los componentes sólidos de suelos y sedimentos (Celis et al., 1999). Por este motivo, el desarrollo de adsorbentes dirigidos a reducir la elevada movilidad que presentan estos pesticidas en el medio ambiente tiene un indudable interés desde el punto de vista de la prevención y remediación de la contaminación de suelos y aguas.

En un trabajo previo, se prepararon diferentes sistemas organoarcillosos (SW-CH) basados en quitosano (CH) y una montmorillonita de Wyoming (SW), para posteriormente evaluar las propiedades de los mismos como adsorbentes del herbicida ácido clopiralida (Celis et al., 2012). En medio acuoso, los sistemas SW-CH presentaron buenas propiedades adsorbentes para el herbicida clopiralida a niveles de pH donde predominaban la forma aniónica del herbicida (p*K*a= 2.1) y la forma catiónica del quitosano (p*K*a= 6.3), es decir, en un rango de pH de 3-5. El proceso de adsorción del herbicida fue rápido, lineal y

reversible, compatible con la adsorción del herbicida por un mecanismo de cambio aniónico sobre los sitios con carga positiva del biopolímero asociado al mineral de la arcilla.
En este trabajo se ha evaluado la capacidad de un complejo montmorillonita-quitosano (SW-CH) de actuar como soporte del herbicida clopiralida con el fin de liberarlo lentamente y reducir su lixiviación en el suelo. Para ello, tras adsorber el herbicida en el complejo SW-CH, se determinó la capacidad de la formulación obtenida de reducir la lixiviación del herbicida en columnas de suelo en comparación a la aplicación del herbicida libre sin soportar, usando dos suelos con diferentes valores de pH y dos formas distintas de aplicación del herbicida (en superficie y enterrado).

Materiales y métodos

Materiales

El mineral de la arcilla utilizado para la síntesis del bionanocomposite fue montmorillonita de Wyoming SWy-2, suministrada por The Clay Minerals Society (Universidad de Purdue, Indiana). La montmorillonita fue saturada en sodio mediante tres tratamientos sucesivos de 10 g de arcilla con 200 ml de una disolución de NaCl 1 M, tras lo que se lavó con agua desionizada, se liofilizó y se conservó a temperatura ambiente. A la montmorillonita resultante (SW) se asoció quitosano (Figura 1) de bajo peso molecular proporcionado por Sigma-Aldrich (España). El quitosano (CH) es un polímero catiónico natural que forma parte de los exoesqueletos de crustáceos e insectos, de la pared celular de los hongos y los microrganismos. El grupo amino en el CH tiene un valor p*K*a de 6.3, razón por la cual posee una ligera carga positiva y es soluble en medios ácidos, dependiendo su carga del pH y pudiendo ligarse negativamente a superficies cargadas negativamente, tales como las superficies externas y/o internas de las arcillas.

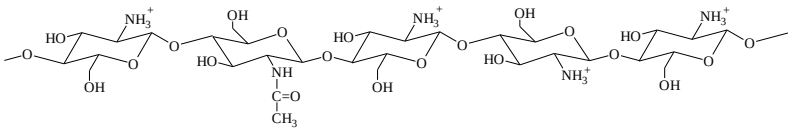


Figura 1. Estructura química del quitosano.

El herbicida clopiralida (Figura 2) utilizado en este estudio fue suministrado por Sigma-Aldrich (España) con una pureza del 99%. Se trata de un herbicida selectivo de la familia de los ácidos piridino-carboxílicos utilizado para el control de malas hierbas de hoja ancha en diferentes cultivos a dosis de 50-200 g/ha. Tiene un p*K*a de 2.1, un peso molecular de 192 g/mol y una solubilidad en agua de 1 g/l (20 ºC). Su forma aniónica predomina a los valores de pH de la mayoría de los compartimentos ambientales.

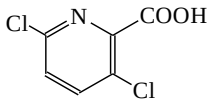


Figura 2. Estructura química de la clopiralida.

Para los experimentos de lixiviación se eligieron dos suelos con diferente composición y pH. El suelo 1 fue un suelo ácido (pH= 4.5) de origen forestal con un 56% de arena, 33% de limo, 11% de arcilla y 5.5% de carbono orgánico. El suelo 2 fue un suelo alcalino (pH= 8.0) de origen agrícola con un 63% de arena, 16% de limo, 21% de arcilla y 1.4% de carbono orgánico. Los suelos se recogieron del horizonte superficial (0-20 cm), se secaron al aire, se tamizaron con un tamiz de 2 mm y se almacenaron a 4 ºC hasta su utilización.

Métodos

Síntesis del complejo SW-CH. Para la síntesis del complejo SW-CH, se añadieron 0.8 g de arcilla (SW) a 200 ml de una solución acuosa (pH= 5.0) que contenía 650 mg de CH y 3 mmol de ácido acético. La suspensión resultante se agitó durante 24 horas a 25 ºC, se centrifugó, se lavó cinco veces con 200 ml de agua desionizada, se liofilizó y el complejo SW-CH resultante se almacenó a temperatura ambiente hasta su uso.

Caracterización del complejo SW-CH. El complejo SW-CH se caracterizó por análisis elemental, difracción de rayos X y espectroscopia de infrarrojos con transformada de Fourier. Los análisis elementales se llevaron a cabo utilizando un analizador elemental Perkin-Elmer, modelo 1106. Los diagramas de difracción de rayos X se obtuvieron utilizando un difractómetro Siemens D-5000 con radiación CuKα, en agregados orientados. Los espectros de infrarrojos se obtuvieron con un espectrómetro Jasco FT / IR 6300 (Jaco Europe Srl), colocando la muestra sólida directamente en el portamuestras horizontal de reflectancia total atenuada (ATR) de la célula.

Experimentos de adsorción. La isoterma de adsorción de clopiralida a SW-CH se obtuvo equilibrando por agitación 20 mg de SW-CH con 8 ml de disoluciones acuosas con diferentes concentraciones de clopiralida (C_{ini}= 0.1-100 mg/l) preparadas en HCl 1 mM. Las suspensiones de agitaron en tubos de centrífuga durante 24 h, se centrifugaron y los sobrenadantes se filtraron y analizaron por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) para determinar la concentración de herbicida en la disolución de equilibrio, C_e (mg/l). La cantidad de clopiralida adsorbida, Cs (mg/kg), se determinó a partir de la diferencia entre las concentraciones de las disoluciones iniciales y de equilibrio.

La adsorción de clopiralida en los suelos 1 y 2 sin enmendar y enmendados con SW-CH se determinó agitando 0.5 g de suelo, sin enmendar o enmendado con SW-CH a dosis del 5% y del 10%, con 8 ml de una disolución de clopiralida 1 mg/l preparada en agua (pH = 6.5). Las suspensiones resultantes se agitaron durante 24 h a 20 ± 2 ºC, tras lo cual fueron centrifugadas y los sobrenadantes filtrados y analizados por HPLC. La cantidad de clopiralida adsorbida (C_s) por los suelos enmendados y sin enmendar se determinó a partir de la diferencia entre las concentraciones iniciales del herbicida (C_{ini}) y equilibrio (C_e). Los porcentajes de clopiralida adsorbida (Ads%) se determinaron a partir de la fórmula: $\%Ads= [(C_{ini}-C_e)/C_{ini}] \times 100$ y los coeficientes de distribución (K_d) se calcularon como: $K_d= C_s/C_e$.

Preparación de la formulación SW-CH-Clopiralida. Para la preparación de la formulación del herbicida clopiralida soportada en el complejo SW-CH, se pusieron en contacto 200 mg de SW-CH con 80 ml de una disolución de clopiralida de 100 mg/l preparada en HCl 1 mM. Tras agitar durante 24 h, la suspensión se filtró y el sólido resultante se secó al aire para posteriormente molerlo en un mortero de ágata y conservarlo a temperatura ambiente hasta su uso. El porcentaje de herbicida en la formulación se determinó a partir de la diferencia entre la concentración de herbicida en la disolución inicial y final y fue del 1.4%.

Experimentos de lixiviación. La lixiviación se estudió en columnas de vidrio de 30 cm de longitud × 3.1 cm de diámetro interno empaquetadas a mano. En primer lugar se colocó lana de vidrio y se añadieron 10 g de arena de mar en el fondo de las columnas. Después se añadió el suelo (128 g de suelo 1 ó 164 g de suelo 2) hasta alcanzar 20 cm y, para terminar, otros 10 g de arena de mar. Las columnas se saturaron con agua, determinándose el volumen de poros de las mismas a partir de la diferencia entre el volumen añadido y el lixiviado: 72 ml para el suelo 1 y 64 ml para el suelo 2. El herbicida clopiralida se aplicó a las columnas a una dosis de 0.5 kg/ha, bien en forma libre bien como formulación soportada en SW-CH, en este último caso tanto en superficie como enterrada bajo 1 cm adicional de suelo. Diariamente, las columnas se regaron con 15 ml de agua y los lixiviados procedentes de las columnas se recogieron y analizaron por HPLC para determinar la concentración de clopiralida en los mismos. Tras la experiencia de lixiviación, la cantidad de herbicida residual en las columnas de suelo se extrajeron con una mezcla de agua/acetonitrilo/ácido acético 91.5/5.0/3.5, analizándose posteriormente los extractos por HPLC.

Análisis del herbicida

La clopiralida se analizó por HPLC utilizando un cromatógrafo Waters 1525 acoplado a un detector UV-VIS de fila de diodos Waters 2996. Las condiciones de análisis utilizadas fueron: una columna Nova-Pack C18 de 150 mm de longitud × 3.9 mm de diámetro interno, una fase móvil de

agua/acetonitrilo/ácido acético (91.5/5.0/3.5), con una velocidad de flujo de 0.7 ml/min, volumen de inyección de 25 µl y detección UV a 280 nm.

Resultados y discusión

Características del sistema SW-CH

A partir de los resultados del análisis elemental de la muestra SW-CH (7.0% de C y 1.20% de N) se estimó la cantidad de quitosano en la misma, que resultó ser del 14.6%. Asumiendo una completa ionización de los grupos $–NH_2$ del biopolímero, la cantidad de quitosano presente correspondió a una cantidad muy próxima al 100% la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de la montmorillonita (76.4 $cmol_c/kg$). Estudios previos han puesto de manifiesto que el pH es un factor decisivo en la interacción de quitosano con montmorillonita, porque un aumento en el pH conduce a una disminución en el grado de protonación del biopolímero, aumentando la cantidad adsorbida en la arcilla (An and Dultz, 2007). En nuestro caso, el pH final de la suspensión arcilla:quitosano fue de 5.0, pH al cual cabe esperar una protonación casi completa de biopolímero, que posteriormente se adsorbió hasta la saturar la CIC de la montmorillonita.

Los difractogramas de rayos X de la muestra original de montmorillonita saturada en sodio (SW) mostraron los espaciados basales esperados de 12.5 Å, para la muestra secada a temperatura ambiente, y de aproximadamente 10 Å, tras el calentamiento a 200ºC. El complejo SW-CH presentó a temperatura ambiente un espaciado menos definido de aproximadamente 15 Å y una resistencia al colapso tras el calentamiento a 200 ºC, manteniendo un espaciado de 13.7 Å. Este valor corresponde a una distancia entre láminas de arcilla en torno a 4 Å, lo que es consistente con la presencia de quitosano en el espacio interlaminar de la montmorillonita principalmente como una monocapa, que evitó el colapso de las láminas de arcilla tras el calentamiento a 200 ºC (Darder et al., 2003; Bleiman and Mishael, 2010).

En el espectro de FT-IR de quitosano puro, se identificaron las bandas correspondientes a las vibraciones de tensión de los grupos O-H y N-H del biopolímero, próximas a 3300 cm^{-1}, las correspondientes a las vibraciones de tensión de los grupos C-H, cercanas a 2900 cm^{-1}, y las de tensión del grupo C=O (amida I) y deformación del grupo N-H a 1650 cm^{-1} y 1590 cm^{-1}, respectivamente. En el espectro de SW-CH, se observó un desplazamiento de la banda de deformación del grupo N-H hasta 1530 cm^{-1} respecto al valor de 1590 cm^{-1} encontrado para el quitosano puro, probablemente debido a la fuerte interacción que se produce entre las superficies cargadas negativamente de la montmorillonita y los grupos amino protonados ($-NH_3^+$) del quitosano (Darder et al, 2003;. Monvisade y Siriphannon, 2009)

Estudios de adsorción

En la Figura 3 se representa la isoterma de adsorción de la clopiralida en la montmorillonita original sin quitosano (SW) y en el complejo SW-CH obtenida a pH= 3. Como puede observarse, el aumento de la adsorción es considerable para el complejo (SW-CH) con respeto a la montmorillonita sin quitosano (SW), para la cual la adsorción fue prácticamente nula. La nula adsorción del herbicida en la montmorillonita original se debe a que a pH= 3 el herbicida se encuentra en su forma aniónica y es repelido por las superficies con carga negativa del mineral de la arcilla. La presencia de CH en el complejo neutralizó la carga superficial negativa de la arcilla y proporcionó sitios cargados positivamente que favorecieron la adsorción de la clopiralida (Celis et al., 2012).

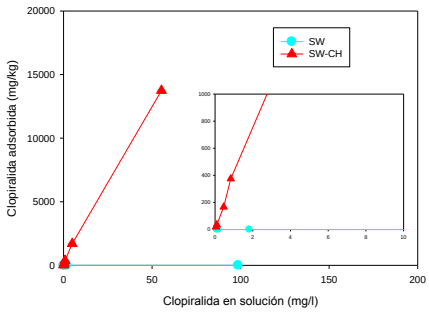


Figura 3. Isoterma de adsorción de la clopiralida sobre SW y SW-CH a pH= 3.

La Tabla 1 muestra los resultados de adsorción de clopiralida en los suelos 1 y 2 sin enmendar y enmendados con el complejo SW-CH en proporciones del 5% y del 10%. Puede observarse cómo la adición de SW-CH dio lugar a un aumento en la adsorción de clopiralida sólo en el caso del suelo ácido (suelo 1). Esto puede atribuirse a la presencia de sitios de intercambio catiónico en el complejo SW-CH sólo al pH de las suspensiones suelo/agua de este suelo (pH ~ 5.0, Tabla 1). Por el contrario, cuando SW-CH se añadió al suelo alcalino (suelo 2), el pH final de las suspensiones fue de 8.0 (Tabla 1), lo que probablemente provocó la pérdida de sitios con carga positiva del quitosano asociado a la arcilla (p*K*a= 6.3) y con ello su capacidad adsorbente para la clopiralida.

Tabla 1. Parámetros de adsorción de clopiralida en suelos sin enmendar y enmendados con el complejo SW-CH.

Muestra	**$pH_{inicial}$**	**$pH_{equilibrio}$**	**%Ads**	**K_d (l/kg)**
Suelo 1	6.5	4.7	5	0.67 ± 0.08
Suelo 1 + SW-CH (5%)	6.5	4.8	10	1.72 ± 0.27
Suelo 1 + SW-CH (10%)	6.5	4.9	18	3.56 ± 0.09
Suelo 2	6.5	8.0	< 5	< 0.5
Suelo 2 + SW-CH (5%)	6.5	8.0	< 5	< 0.5
Suelo 2 + SW-CH (10%)	6.5	8.0	< 5	< 0.5

Estudio de lixiviación

La Figura 4 muestra las curvas de lixiviación de la clopiralida en columnas con los suelos 1 y 2, tras la aplicación del herbicida bien en forma libre disuelto en agua bien adsorbido en SW-CH. La aplicación de la formulación (SW-CH-Clopiralida) a los dos suelos se realizó de dos formas distintas, directamente en superficie o enterrando la formulación a 1 cm de profundidad. Como podemos observar en la Figura 4, respecto a la aplicación del herbicida libre no soportado, la aplicación en superficie de clopiralida soportada en el complejo SW-CH retrasó la lixiviación del herbicida tanto en el suelo ácido (suelo 1) como en el alcalino (suelo 2), mientras que cuando el herbicida fue incorporado a 1 cm de profundidad, la lixiviación sólo se retrasó en el suelo ácido. Este comportamiento puede atribuirse a la destrucción del complejo adsorbente-herbicida tras su incorporación a una cierta profundidad en el suelo alcalino, lo que dio lugar a una rápida liberación del herbicida, resultado que está de acuerdo con los datos de adsorción de los suelos enmendados con SW-CH (Tabla 1). Estos resultados ponen de manifiesto que la forma de aplicación de la formulación y el pH del suelo son factores determinantes del patrón de liberación y lixiviación del herbicida clopiralida soportado en el complejo montmorillonita-quitosano.

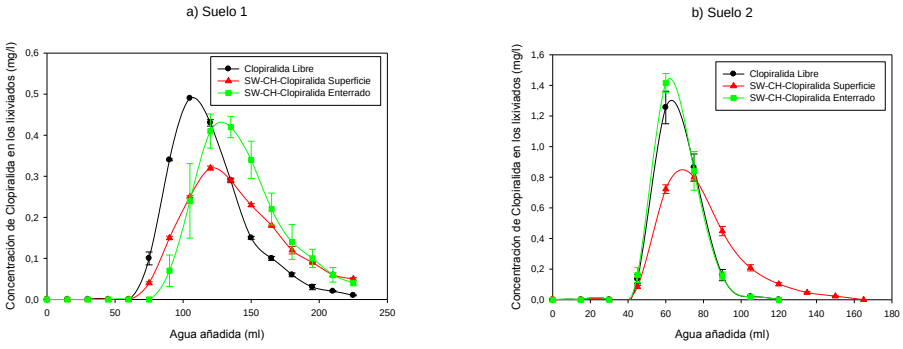


Figura 4. Curvas de lixiviación relativas de la clopiralida en columnas de suelo.

En la Figura 5 se representan las curvas de lixiviación acumuladas de clopiralida en las columnas de suelo, donde podemos observar las cantidades totales de herbicida recuperadas en los lixiviados. Las curvas acumuladas obtenidas para el herbicida libre muestran una recuperación del 75 % del herbicida añadido en el caso del suelo 1 (ácido) y próxima al 100% en el caso del suelo 2 (alcalino). Dado que no se detectó cantidad alguna de clopiralida en el interior de las columnas de suelo al finalizar el experimento de lixiviación, la cantidad no recuperada en el suelo 1 debe atribuirse a degradación del herbicida y/o a una adsorción irreversible al suelo durante el experimento. Las curvas acumuladas obtenidas tras la aplicación del complejo muestran que, si bien se produce un retraso en la lixiviación en el suelo 1 para los dos modos de aplicación y en el suelo 2 para la aplicación enterrada, las cantidades totales lixiviadas fueron próximas a las obtenidas para el herbicida libre.

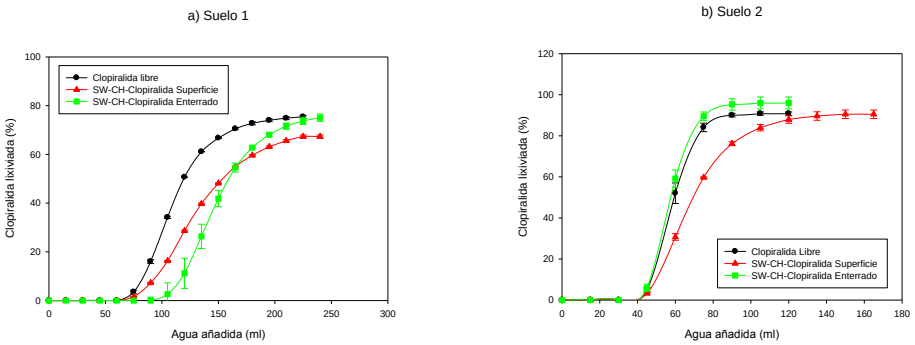


Figura 5. Curvas de lixiviación acumulada de la clopiralida en columnas de suelo

Conclusiones

La interacción del biopolímero quitosano con una montmorillonita resultó un complejo que mostró buenas propiedades adsorbentes para el herbicida clopiralida a pH= 3, al que tanto la forma aniónica del herbicida como la forma catiónica del quitosano predominaron. La adición del complejo montmorillonita-quitosano a suelos fue efectiva a la hora de aumentar la adsorción de clopiralida, siempre que el pH del suelo presente niveles ligeramente ácidos y permita la existencia de cargas positivas en el polímero orgánico. La aplicación del herbicida preadsorbido en el complejo montmorillonita-quitosano o como bionanoformulado a columnas de suelo retrasó la lixiviación del herbicida cuando se aplicó a un suelo ácido tanto en superficie como enterrado y cuando se aplicó a un suelo alcalino en superficie. La forma de aplicación de la formulación y el pH del suelo resultaron ser factores determinantes del patrón de liberación y lixiviación del herbicida clopiralida soportado en el complejo montmorillonita-quitosano. Los resultados indican la viabilidad del complejo montmorillonita-quitosano de ser utilizado como soporte de plaguicidas aniónicos como la clopiralida, para reducir su elevada movilidad y, con ello, el riesgo de contaminación de suelos y aguas adyacentes.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio Español de Ciencia e Innovación (MICINN, Proyectos AGL2008-04031-C02-01 y AGL2011-23779) y la Junta de Andalucía (JA, Proyecto P07-AGR-03077 y Grupo de Investigación AGR-264), con cofinanciación FEDER-FSE a través del Programa Operativo 2007-2013. M.A. Adelino agradece el MICINN la concesión de una Beca de Formación de Personal Investigador, también cofinanciada con FEDER-FSE.

Bibliografía

Aguzzi C., Capra P., Bonferoni C., Salcedo I., Sánchez R., Caramella C., Viseras C. 2010. Chitosan-silicate biocomposites to be used in modified drug release of 5-aminosalicylic acid (5-ASA). Applied Clay Science, 50, 106-111.

An J.-H., Dultz S. 2007. Polycation adsorption on montmorillonite: pH and T as decisive factors for the kinetics and mode of chitosan adsorption. Clay Minerals, 42, 329-339.

Bleiman N., Mishael Y.G. 2010. Selenium removal from drinking water by adsorption to chitosan-clay composites and oxides: batch and column tests. Journal of Hazardous Materials, 183, 590-595.

Celis R., Hermosín M.C., Cox L., Cornejo J. 1999. Sorption of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid by model particles simulating naturally occurring soil colloids. Environmental Science and Technology, 33, 1200-1206.

Celis R., Adelino M.A., Hermosín M.C., Cornejo J. 2012. Montmorillonite-chitosan bionanocomposites as adsorbents of the herbicide clopyralid in aqueous solution and soil/water suspensions. Journal of Hazardous Materials, 209-210, 67-76.

Darder M., Colilla M., Ruiz-Hitzky E. 2003. Biopolymer-clay nanocomposites base don chitosan intercalated in montmorillonite. Chemistry of Materials, 15, 3774-3780.

Darder M., Colilla M., Ruiz-Hitzky E. 2005. Chitosan-clay nanocomposites: application as electrochemical sensors. Applied Clay Science, 28, 199-208.

Monvisade P., Siriphannon P. 2009. Chitosan intercalated montmorillonite: preparation, characterization and cationic dye adsorption. Applied Clay Science, 42, 42

Movilidad de bentazona en suelos dedicados a cultivo de arroz aeróbico con siembra directa y tradicional inundado

Antonio López-Piñeiro[1], Daniel Becerra[2], Javier Sánchez-Llerena[1], Lucia Cox[3], Ángel Albarrán[2], David Peña[1]

[1]Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura, Avda. de Elvas s/n, 06071, Badajoz, España. pineiro@unex.es
[2]Área de Producción Vegetal. Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres s/n, 06071, Badajoz, España.
[3]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. CSIC. Apartado 1052. 41080 Sevilla. España

Resumen

En el cultivo del arroz bentazona es ampliamente utilizado como herbicida post-emergente contra ciperáceas y dicotiledóneas. Este herbicida es frecuentemente detectado en aguas superficiales y sub-superficales en concentraciones superiores a las permitidas (0.1 µg L^{-1}). La introducción de técnicas de agricultura de conservación altera ciertas propiedades edáficas y pueden modificar la dinámica de los herbicidas. Este trabajo tiene como objetivo determinar el efecto que la implantación del sistema de producción de arroz aeróbico, utilizando siembra directa, ejerce sobre la movilidad del herbicida bentazona en columnas inalteradas de suelo. Las columnas han sido extraídas de tres parcelas contiguas, por triplicado, con los siguientes manejos a) SDA7, siembra directa con 7 años de antigüedad y riego por aspersión; b) SDA, siembra directa con 1 año de antigüedad y riego por aspersión; c) CTI, cultivo tradicional con laboreo e inundación. Se aplicó en el laboratorio a cada columna una dosis equivalente a 2 kg ha^{-1} de bentazona, recogiéndose diariamente los lixiviados hasta que la presencia del herbicida no fue detectada en los mismos. Los resultados obtenidos muestran que, con respecto a CTI, la cantidad de herbicida lixiviado se reduce en un 17% y 15 % en SDA7 y SDA, respectivamente. Además, una vez finalizado el experimento de lixiviación, la cantidad total de bentazona que persiste en las columnas SDA7 y SDA resulta ser un 61 % y 21 % superior, respectivamente, a la detectada en CTI. La utilización de técnicas de agricultura de conservación aplicadas al cultivo del arroz aeróbico puede resultar una estrategia eficaz en la minimización de la contaminación de aguas subterráneas por el herbicida bentazona.

Palabras clave
Siembra directa, arroz aeróbico, lixiviación, columnas inalteradas, Bentazona.

Introducción

La degradación del suelo junto con la contaminación de las aguas de escorrentía constituyen los principales problemas medioambientales derivados de una intensificación de la agricultura, afectando, directa o indirectamente, a la totalidad de los sistemas vitales terrestres (Plá Sentis, 2002). Por ello, la conservación del medio ambiente requiere desarrollar sistemas productivos que impidan el constante deterioro, garanticen el mantenimiento de la fertilidad del suelo y un óptimo aprovechamiento del agua. Además, la mejora del manejo agronómico del suelo y el agua reducen los costes de producción y potencia la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.
Una de las prácticas de cultivo sostenible que más se extiende en la actualidad es la de laboreo de conservación con siembra directa debido a que contribuye a reducir la erosión del suelo y minimizar los costes energéticos. Sin embargo, estas prácticas no siempre tienen en cuenta los efectos que originan sobre otros compuestos utilizados en agricultura como son los plaguicidas. Los residuos de plaguicidas que se encuentran en aguas superficiales y subterráneas aumentan continuamente como resultado del creciente y continuado empleo de estas sustancias principalmente en la agricultura.
El arroz (Oryza sativa L.) es el alimento básico de más del 60% de la población mundial (Patel et al., 2010). España es el segundo productor arrocero de la Unión Europea con el 28% del total, después de Italia con el 57%. La mayor parte de la superficie de cultivo dedicada al arroz está situada próxima a zonas de gran interés ecológico (Ramos et al., 2000). Extremadura con aproximadamente 30.000 ha de cultivo, es la segunda región, por detrás de Andalucía, con mayor superficie implantada de arroz en España. El arroz se cultiva mayoritariamente de forma tradicional por inundación y con labores culturales convencionales, lo que supone un elevado consumo de agua (Patel et al., 2010), grandes emisiones de metano (Alberto et al., 2011), degradación de suelos, contaminación de aguas por plaguicidas (Chauhan

et al., 2011) y elevado coste energético global. En el cultivo del arroz la bentazona es ampliamente utilizado como herbicida post-emergente contra ciperáceas y dicotiledóneas. Este herbicida es frecuentemente detectado en aguas superficiales y sub-superficales en concentraciones superiores a las permitidas (0.1 µg L^{-1}). La introducción de técnicas de agricultura de conservación altera ciertas propiedades edáficas y, en consecuencia, también puede modificar la dinámica de los herbicidas.

En la actualidad, la situación de la investigación en el cultivo del arroz está desarrollada mayoritariamente en aspectos como fertilización, enfermedades y plagas. Dentro del marco de las técnicas de cultivo modernas y sostenibles como irrigación por aspersión y la siembra directa (o no laboreo) no se encuentra tan desarrollada, existiendo escasos estudios previos que combinen ambos aspectos. Esta nueva técnica puede ser una estrategia alternativa muy importante en regiones de clima Mediterráneo semiárido. Sin embargo, el desarrollo de estos sistemas está en su fase inicial y se necesita una mayor investigación de estas técnicas para implantarlas con seguridad y de forma correcta (Peng et al., 2006; Namara et al., 2007).

Objetivos

Este trabajo tiene como objetivo determinar el efecto que la implantación del sistema de producción de arroz aeróbico, utilizando siembra directa, ejerce sobre la movilidad del herbicida bentazona en columnas inalteradas de suelo.

Metodología

1 Análisis fisicoquímico de los suelos

El análisis granulométrico de los suelos fue realizado mediante el método de la pipeta de Robinson (Day, 1965). El contenido en carbono orgánico total (COT) fue determinado mediante la oxidación con dicromato (Nelsson and Somers, 1996). El pH fue medido en una proporción 1:1 agua/suelo mediante un electrodo combinado. La conductividad eléctrica (CE) fue medida en condiciones de saturación (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1954).

2 Herbicida

El herbicida Bentazona (2,2-dióxido de 3-isopropil-(1H)-2,1,3-benzotiazidin-4(3H)-ona), cuya fórmula química es $C_{10}H_{12}N_2O_3S$ fue suministrado por los laboratorios Dr. Ehrenstorfer-Schäfers Augsburg (Alemania), con una pureza del 98.0%. Su temperatura de fusión es de 140 ºC, con una presión de vapor de 0.17 mPa (21 ºC), una solubilidad en agua a 20ºC de 0.570 g L^{-1} y su peso molecular es de 240.3 g mol^{-1}.

3 Diseño experimental y muestreo columnas inalteradas

Para el desarrollo de este trabajo se han llevado a cabo una serie de experiencias en una parcela experimental dedicada al cultivo del arroz y ubicada en Madrigalejo (Cáceres, España). El diseño experimental se ha planteado con tres réplicas por tratamiento: a) SDA7, siembra directa con 7 años de antigüedad en el manejo y riego por aspersión; b) SDA, siembra directa con 1 año de antigüedad y riego por aspersión; c) CTI, cultivo tradicional con laboreo e inundación. Para cada una de las subparcelas en cada tratamiento se han extraído, por triplicado, columnas inalteradas de suelo utilizando tubos del PVC (30 cm de altura y 20 cm de diámetro interno). En la parte inferior de las columnas se coloca una malla de plástico y lana de vidrio para evitar alteraciones y que actúe de filtro.

4 Estudios de lixiviación

En cada una de las columnas de suelo se incorporó el herbicida en una dosis equivalente a 2 kg ha^{-1} de Bentazona. Diariamente fueron aplicados 200 mL de agua, recogiéndose, también diariamente, los lixiviados durante 34 días, los cuales fueron filtrados y analizados mediante HPLC. Una vez terminado el estudio de lixiviación, las columnas fueron desmontadas procediéndose a la extracción del herbicida Bentazona no lixiviado y retenido a diferentes profundidades de las columnas: 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm. Para el análisis, de cada una de las muestras se utilizaron 5 g de suelo y 10 mL del extractante (mezcla 40% acetonitrilo y 60% de agua destilada con Ácido Ortofosfórico 0.25%), agitándose las

suspensiones durante 24 horas. Posteriormente, las muestras fueron centrifugadas y filtradas, cuantificándose el herbicida mediante HPLC.

5 Método de análisis de herbicida

El análisis del herbicida se realizó utilizando la técnica de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). El equipo está constituido por: controlador del sistema (Waters 2695 E System Controller); detector de radiaciones ultravioletas emitidas por una lámpara de deuterio (Waters 2996 Photodiode Array Detector); inyector automático de muestra (Waters Autosampler) y cámara horno a temperatura constante. La fase estacionaria utilizada fue la columna Nova Pack C18 de Waters de 150 mm de longitud y 3.9 mm de diámetro interno. La temperatura del horno fue de 35 ºC y el volumen de inyección de 25 µL, con un flujo de 1 mL min^{-1}. La fase móvil empleada fue 40% de acetonitrilo más 60% de agua destilada con Ácido Ortofosfórico 0.25% y la longitud de onda de detección del herbicida Bentazona fue de 213 nm.

Resultados y Discusión

1 Características de los suelos

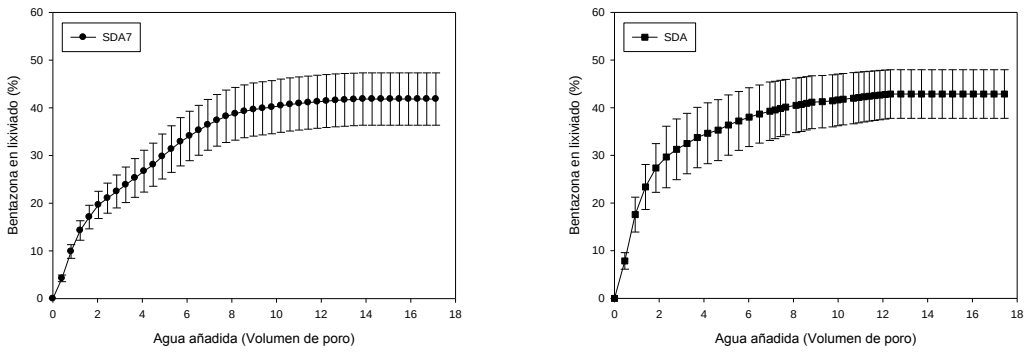
Como se desprende de la Tabla 1, el suelo SDA7 presenta un contenido en Carbono Órgano Total muy superior al de los otros dos suelos. Este hecho es atribuible a la antigüedad en el manejo del suelo con siembra directa (no laboreo). De la misma forma, los valores de conductividad eléctrica son superiores en SDA7, aunque en el pH solo se aprecian diferencias significativas en el tratamiento CTI.

Tabla 1. Propiedades de los suelos

Propiedades	SDA7	SDA	CTI
Arcilla (%)	13.45	16.96	16.96
Limo (%)	43.53	35.87	35.87
Arena (%)	43.02	47.17	47.17
Carbono Orgánico Total (g kg^{-1})	16.53	7.94	9.93
Conductividad Eléctrica (µS cm^{-1})	1513	906	1263
pH	5.84	5.91	5.15

2 Lixiviación

Las curvas de elución acumuladas para el herbicida Bentazona en los suelos estudiados (Figura 1) muestran como el tratamiento SDA7 presenta una menor elución, probablemente debido a su mayor contenido en materia orgánica (Tabla 1), que adsorbe mayor cantidad de herbicida. Así, con respecto al tratamiento CTI, en el tratamiento SDA7 y en el SDA, la cantidad de herbicida lixiviado se reduce en un 17% y un 15%, respectivamente.



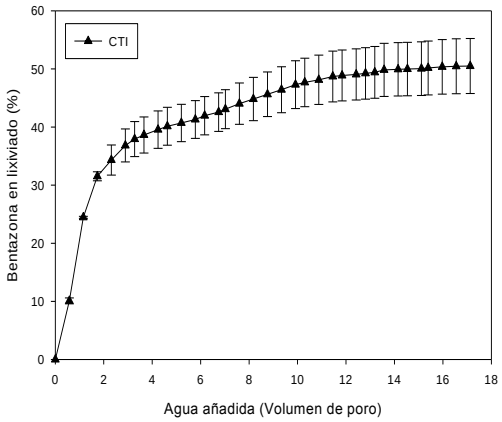


Figura 1. Curvas de elución acumuladas para el herbicida Bentazona en los suelos estudiados. Las barras de error representan el error estándar.

Finalizado el experimento de lixiviación, el porcentaje de herbicida retenido en las columnas con respecto al aplicado es bajo, no superando en ningún tratamiento un 8% (Tabla 2). Este hecho se relaciona directamente con la baja capacidad de adsorción del herbicida Bentazona. A pesar de ello, el tratamiento SDA7 es el que más herbicida retiene, seguido del tratamiento SDA, con un 61% y un 21%, respectivamente, más que el tratamiento CTI. En lo que respecta a la distribución del herbicida en el interior de la columna de lixiviación (Figura 2), vemos que el herbicida tiende a quedar adsorbido mayoritariamente en los primeros 10 cm de la columna.

Tratamientos	Vol. Poro Inicial	Total lixiviado (%)	Extraídos anillos (%)
SDA7	0.41	41.83	7.31
SDA	0.46	42.87	5.47
CTI	0.58	50.50	4.52

Tabla 2. Valores obtenidos para la lixiviación del herbicida

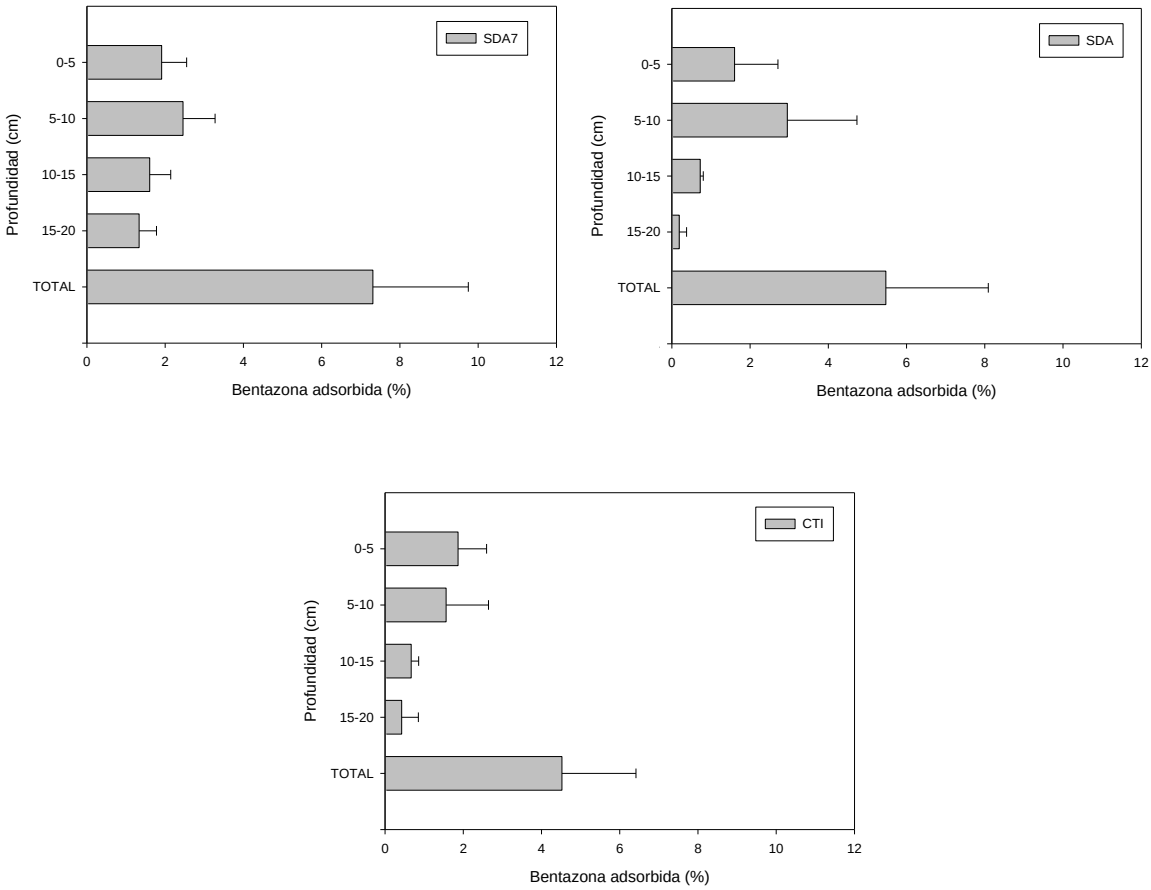


Figura 2. Distribución de Bentazona en el interior de la columna de lixiviación. Las barras de error representan el error estándar.

Conclusiones

La utilización de técnicas de agricultura de conservación aplicadas al cultivo del arroz aeróbico puede resultar una estrategia eficaz en la minimización de la contaminación de aguas subterráneas por lixiviación del herbicida bentazona.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL2010-21421-C02-02). Daniel Becerra y David Peña agradecen a la Conserjería de Economía, Comercio e Innovación de la Junta de Extremadura la concesión de su Beca de Formación de Personal Investigador.

Bibliografía

Alberto, M.C.R., Wassmann, R., Hirano, T., Miyata, A., Hatano, R., Kumar, A., Padre, A., Amante, M. 2011. Comparisons of energy balance and evapotranspiration between flooded andaerobic rice fields in the Philippines. Agricultural Water Management 98, 1417-1430.

Chauhan, B.S., Singh, V.P., Kumar, A., Johnson, D.E. 2011. Relations of rice seeding rates to crop and weed growth in aerobic rice. Field Crops Research 121, 105-115.

Day, P.R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. In: C.A. Black et al (ed). Methods of Soil Analysis. American Society Agronomy, Madison, 545-567

Namara, R.E., Hussain, I., Bossio, D., Verma, S. 2007. Innovative land and water management approaches in Asia: productivity impacts, adoption prospects and poverty outreach. Irrigation and Drainage. 56, 335–348.

Nelson, D.W. and Sommers, L.E. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Sparks, D.L., Bartels, J.M.(eds). Methods of soil analysis: part 3 chemical methods, 3rd edn, SSSA.book series number 5. SSSA, Madison, 961–1010.

Patel, D.P., Das, A., Munda, G.C., Ghosh, P.K., Bordoloi, J.S., Kumar, M. 2010. Evaluation of yield and physiological attributes of high-yielding rice varieties under aerobic and flood-irrigated management practices in mid-hills ecosystem. Agricultural Water Management 97, 1269-1276.

Peng, S., Bouman, B.A.M., Visperas, R.M., Castaneda, A.R., Nie, L., Park, H. 2006. Comparison between aerobic and flooded rice in the tropics: agronomic performance in an eight-season experiment. Field Crops Research 96, 252–259.

Plá Sentis, I. 2002. Hydrological approach to soil and water conservation. In: Rubio, Morgan, Asins and Andreu (eds). Man and soil at the third millenium. Geoforma Ediciones 1, 65-88.

Ramos, C., Carbonell, G., García Baudín, J.M., Tarazona, J.V. 2000. Ecological risk assessment of pesticidas in the Mediterraneas region. The need for crop-specific scenarios. The Science of the Total Environment 247, 269-278.

U.S. Salinity Laboratory Staff. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. US Department of Agriculture, Handbook n°60, U.S. Gove

Persistencia del herbicida S-metolacloro en suelos enmendados con orujo extractado: experiencias de campo

López-Piñeiro, A[1].; Albarrán, A[2].; Peña, D[1].; Sánchez-Llerena, J[1].; Becerra, D[2].; Rato-Nunes., J.M.[3]

[1]Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad De Extremadura, Avda. de Elvas S/N, 06071, Badajoz, España. pineiro@unex.es
[2]Área de Producción Vegetal. Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres S/N, 06071, Badajoz, España.
[3]Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre, Av. 14 de Janeiro, S/N 7350-903, Elvas, Portugal.

El orujo seco y extractado procedente de la extracción del aceite de orujo de oliva contiene un elevado porcentaje de materia orgánica, por lo que su aplicación en suelos como enmienda orgánica puede ser considerada como una interesante alternativa para este subproducto. Con el objetivo de evaluar la influencia del orujo extractado en la persistencia del herbicida S-metolacloro, estudios de campo se han realizado en un Luvisol cutánico, tipo de suelo con amplia representación en zonas agrícolas de ambiente Mediterráneo. Las dosis de enmienda aplicadas fueron 27 y 54 Mg ha^{-1} de orujo extractado durante 7 años y un control en el que no se aplicó enmienda. Los ensayos tuvieron una duración de 120 días, en los cuales se realizaron 8 muestreos, todos ellos por triplicado para cada uno de los tratamientos, el rango de profundidad de suelo estudiado fue de 0-100 cm para todos los muestreos. Los resultados obtenidos muestran que la aplicación de orujo extractado, independientemente de la dosis seleccionada, disminuye el movimiento vertical del herbicida a lo largo del perfil del suelo. La aplicación de esta enmienda incrementa la persistencia del S-metolacloro especialmente en la superficie del suelo (0-10) cm, hecho que podría ayudar a reducir la concentración y frecuencia de aplicación del S-metolacloro disminuyendo, así, el riesgo de contaminación de aguas subterráneas por este herbicida.

Palabras clave
Orujo extractado, Persistencia, S-metolacloro, Experiencias de campo

Introducción

El cultivo del olivo se remonta casi 8000 años, en la región sirio/iraní del Medio Este (Arvanitoyannis et al., 2007). A partir de este momento el cultivo del olivar comenzó a expandirse hacia el oeste en Turquía, Grecia, Egipto, Italia, Francia, España, Portugal, Argelia, Túnez y Marruecos. Actualmente, las industrias de aceite de oliva han adquirido una gran importancia económica en muchos países del Mediterráneo (Meksi et al., 2012). La producción anual de aceite de oliva en todo el mundo se estima en unas 1750 millones de toneladas, siendo España, Italia, Grecia, Túnez y Portugal, los principales productores (Arvanitoyannis et al., 2007). En el proceso de extracción del aceite de oliva mediante el nuevo sistema de centrifugación se genera un subproducto conocido con el nombre de alperujo. La producción anual de alperujo en la zona del Mediterráneo se estima en unos 30 millones de m^3 (Meksi et al., 2012). Tradicionalmente el alperujo es enviado a una industria extractora donde se realiza una nueva extracción química con hexano obteniendo el denominado aceite de orujo de oliva crudo, quedando un residuo final llamado orujo extractado (López-Piñeiro et al., 2010a).

El bajo contenido en materia orgánica es una característica común de los suelos del Mediterráneo, situación que contribuye a disminuir la fertilidad y productividad de estos suelos (Albaladejo et al., 1994). Por tanto, las prácticas agrícolas basadas en la incorporación periódica de abonos orgánicos a estos suelos son recomendables. Debido al alto contenido en materia orgánica del orujo extractado (90%), su uso como enmienda orgánica podría ser una solución para este subproducto y al mismo tiempo reduciría la necesidad de insumos asociados a N, P, K y fertilizantes, mejorando también las propiedades del suelo (López-Piñeiro et al., 2008).

El herbicida S-metolacloro (2-Cloro-N-(2-etil-6-metilfenil)-N-(2-metoxi-1-metiletil) acetamida es uno de los tres herbicidas más usados en el mundo dentro de la clase de las cloroacetanilida (Martins et al., 2007), utilizado en el control de la malas hierbas en el arroz, maíz, algodón, soja, y de diversos cultivos (Cao et al., 2008). Este herbicida tiene una alta toxicidad y puede sufrir procesos de lixiviación, por lo que puede ocasionar la contaminación de las aguas subterráneas (Liu et al., 2001; Scribner et al., 2000).
Estudios realizados por Shaner et al. (2006) han puesto de manifiesto la importancia de la materia orgánica en la adsorción del herbicida S-metolacloro. Investigaciones realizadas por López-Piñeiro et al.

(2010a y 2011) han demostrado que la adsorción es uno de los principales procesos que controlan la lixiviación de herbicidas y que el uso de los residuos generados en la extracción del aceite de oliva como enmiendas orgánicas, además de mejorar las propiedades del suelo y aumentar la productividad de los cultivos (López-Piñeiro et al; 2010b), puede considerarse como una estrategia ambiental en la prevención de la contaminación de aguas subterráneas por herbicidas como diurón y terbutilazina. Sin embargo, existen muy pocos estudios sobre un herbicida tan utilizado como es el S-metolacloro y son muy poco frecuentes los estudios que investigan el efecto que las enmiendas orgánicas ejercen en la dinámica de este herbicida.

Objetivos

Este trabajo tiene como objetivo determinar el efecto que la aplicación directa, a diferentes dosis, y continuada durante siete años consecutivos de orujo fresco, ejerce en la persistencia del herbicida S-metolacloro en un Luvisol cutánico.

Materiales y Métodos

1 Suelos y enmienda orgánica

Para el desarrollo de este trabajo se ha llevado a cabo una serie de experiencias en un suelo clasificado como Luvisol cutánico (FAO, 2007). El diseño experimental se ha planteado en bloques al azar, con tres réplicas por tratamiento, incorporando orujo extractado durante siete años consecutivos en las siguientes dosis: 0, 27 y 54 Mg ha^{-1} (Control, OE27 y OE54 respectivamente). La aplicación de orujo extractado se realiza en Febrero realizando una labor posterior a la aplicación de 15-20 cm de profundidad. Las tomas de muestras de suelo para su caracterización se efectúan en Octubre, previa a la aplicación de ningún producto químico a una profundidad de 0 a 25 centímetros. El orujo extractado utilizado en este trabajo procede de una extractora situada en Beja (Portugal). Las características generales de la capa arable correspondiente a cada tratamiento, así como de la enmienda utilizada son reflejadas en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos utilizados y enmienda orgánica

Propiedades	Unidades	Control	OE27	OE54	Orujo Extractado
Arcilla	(%)		19.67		
Limo	(%)		19.72		
Arena	(%)		60.61		
Carbono Orgánico Total	(g kg^{-1})	11.25	23.81	40.97	516
Carbono Orgánico Hidrosoluble	(g kg^{-1})	0.072	0.466	0.782	74.3
pH (H2O)		8.18	7.86	7.75	5.30
Conductividad Eléctrica	(dS m^{-1})	0.422	0.825	1.025	5.30

2 Herbicida

El herbicida S-metolacloro fue aplicado en campo a una tasa de 4 L ha^{-1}, dosis habitualmente utilizada en los cultivos de la zona. El producto comercial aplicado fue Dual Gold, con una composición de S-metolacloro: (S)-2-cloro-N-(2-etil-6-metil-fenil)-N-(2-metoxi-1-metil-etil)-acetamida 96 g e inertes y humectantes 100 cm^3 (96%P/V), suministrado por Syngenta.

En el laboratorio se utilizo el producto de alta pureza (98.0%) y fue suministrado por los laboratorios Dr. Ehrenstorfer-Schäfers Augsburg (Alemania). Algunas de sus características son: presión de vapor 3.7 mPa (25 ºC), solubilidad en agua 0.488 g L^{-1} para 25 ºC, y su peso molecular es de 283.80 g mol^{-1}.

3 Análisis fisicoquímico de los suelos y la enmienda

El análisis granulométrico de los suelos fue realizado mediante el método de la pipeta de Robinson (Day 1965). El contenido en carbono orgánico total fue determinado mediante la oxidación con dicromato (Nelsson & Somers 1996). El carbono orgánico hidrosoluble fue extraído con agua destilada en una proporción 100:1 agua/suelo y en proporción 100:0.1 agua/orujo. El pH fue medido en una proporción 1:1 agua/suelo y en un proporción 5:1 agua:orujo mediante un electrodo combinado. La conductividad eléctrica fue medida en condiciones de saturación (U.S. Salinity Laboratory Staff 1954).

4 Estudios de Persistencia

Posterior a la aplicación en campo del S-metolacloro, se realizaron 8 muestreos transcurridos 2 horas, 4, 8, 20, 35, 50, 85 y 120 días después de la aplicación del herbicida. Para la extracción se utilizaron 5 gramos de suelo y 10 mL de extractante (metanol) agitándose las suspensiones durante 24 horas. Posteriormente, las muestras fueron centrifugadas y filtradas, cuantificándose el herbicida mediante HPLC.

Los datos obtenidos del estudio de persistencia se ajustaron a una cinética de primer orden, con el objetivo de calcular la vida media:

$$\ln C = \ln Co - kt$$

de forma que despejando el tiempo de vida media se obtiene:

$$t_{½} = \ln 2/k$$

siendo k, la pendiente de la recta de regresión

5 Método de análisis

El análisis del herbicida se realizó utilizando la técnica de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC: Waters 2695 Separations Module acoplado a un detector Waters 2696 diode-array).

La fase estacionaria utilizada fue la columna Nova Pack C18 de Waters de 150 mm de longitud y 3.9 mm de diámetro interno. La temperatura del horno fue de 35º C y el volumen de inyección de 25 µl, con un flujo de 1 mL min^{-1}. La fase móvil empleada fue 50% de acetonitrilo más 50% de agua destilada y la longitud de detección del herbicida S-metolacloro fue de 200 nm.

Resultados y discusión

En la Gráfica 1, se representan las cantidades de S-metolacloro extraído para el suelo control y aquellos enmendados con orujo extractado, a diferentes profundidades y para los días seleccionados después de la aplicación del herbicida. A partir de los datos obtenidos en el ensayo de campo realizado para evaluar la persistencia, se ha estimado la disipación que ha sufrido el herbicida S-metolacloro a lo largo del estudio. Con respecto al control, los resultados indican que la aplicación continuada de orujo extractado aumenta la vida media de 57 a 86 y 63 días respectivamente. Los valores de vida media son similares a los encontrados por diversos autores en suelos sin enmedar (O'Connell et al., 1998; Dinelli et al., 2000; Ma et al., 2006).

Otros autores (Cabrera et al., 2010) han puesto de manifiesto que la aplicación continuada de alperujo reduce, aunque de forma no significativa, la vida media en campo del herbicida Diurón. Esta diferencia observada en relación a la persistencia puede obedecer a que los suelos que recibían S-metolacloro en este trabajo lo hacían por primera vez, mientras que en los estudios de Cabrera et al. (2010) los suelos habían recibido diurón, consecutivamente al menos durante doce años, favoreciendo así la adaptación de los microorganismos a esta materia activa y pudiendo acelerar su degradación (Rouchaud et al., 2000).

Observando la Figura 1 se aprecia que la aplicación de orujo extractado aumentó la cantidad del herbicida recuperado. De forma que, al comienzo del experimento, en el tratamiento control se recuperó 3.48 µg g^{-1}, mientras que en los suelos enmendados se recuperó 3.78 y 4.07 µg g^{-1}, para OE27 y OE54, respectivamente. Otro aspecto importante a destacar es que transcurridas dos horas desde la aplicación del herbicida, en el tratamiento control aparece herbicida hasta 10 cm de profundidad, lo que de una idea de la movilidad del herbicida en este tratamiento, mientras que en los suelos enmendados solamente aparece herbicida en los primeros 5 cm del suelo. Todo ello está relacionado con los resultados obtenidos en investigaciones previas (datos no mostrados), que ponían de manifiesto que la aplicación continuada de orujo extractado incrementaba la capacidad de adsorción para el S-metolacloro de forma proporcional con la cantidad de enmienda aplicada.

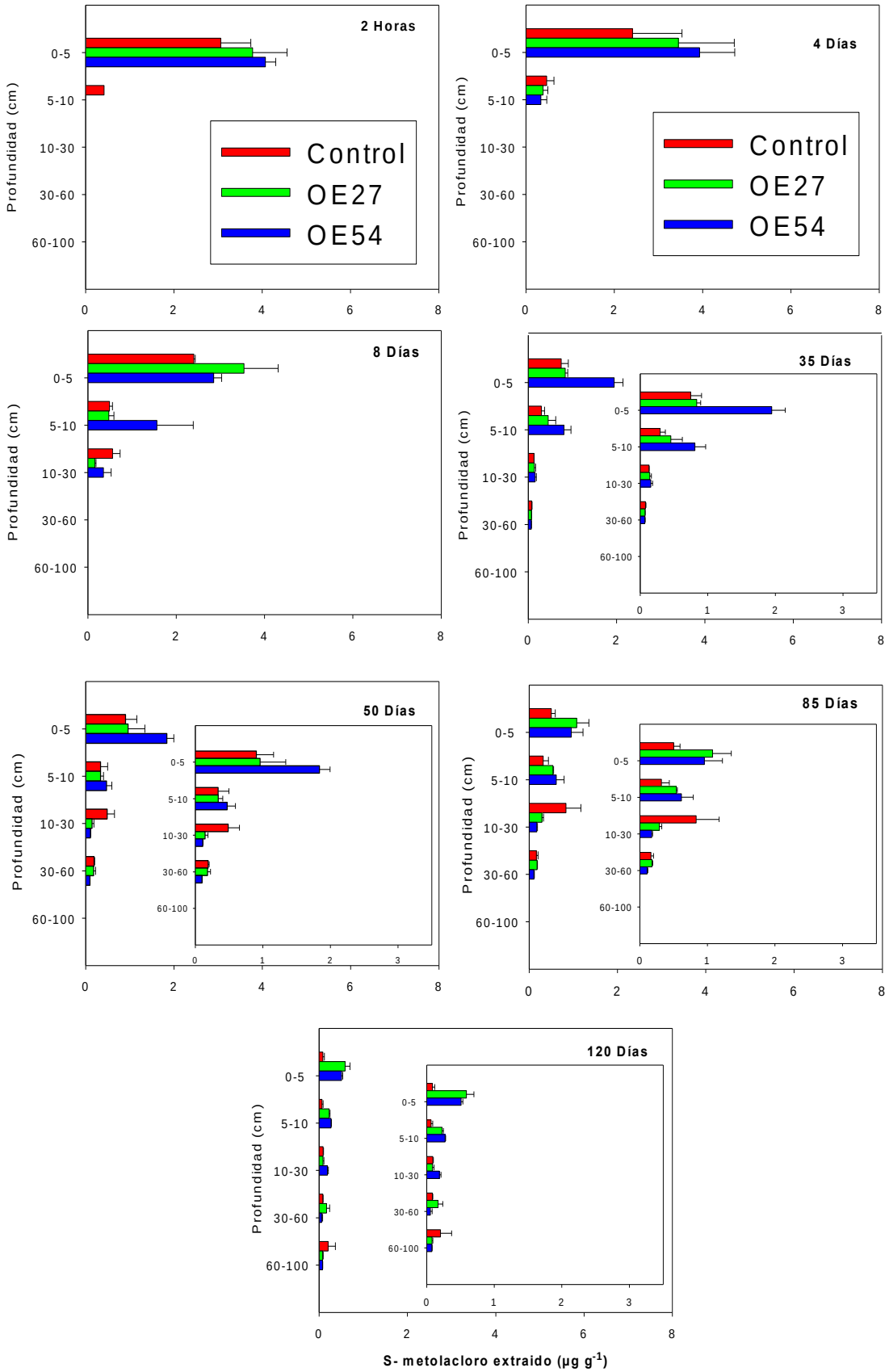


Figura 1. Efecto de la aplicación continuada de orujo extractado en la persistencia del herbicida S-metolacloro. Las barras de error representan el error medio de la media.

En todos los tratamientos llevados a cabo y hasta el final del ensayo (120 días después de la aplicación del herbicida) el S-metolacloro fue detectado (Gráfica 1). Pero durante el ensayo se observaron diferencias en la distribución del herbicida a lo largo del perfil del suelo, poniéndose de manifiesto que la aplicación de orujo extractado afectaba negativamente al movimiento vertical del herbicida.

En el segundo muestreo, transcurridos 4 días desde la aplicación del herbicida, éste se encuentra presente en los primeros 10 cm de suelo, para todos los tratamientos estudiados. Transcurridos 8 días, el herbicida S-metolacloro es detectado por primera vez desde que se inicio el ensayo a la profundidad de 10-30 cm, en todos los tratamientos, aunque la mayor concentración se obtiene en el tratamiento control (Fig. 1), indicando así la mayor movilidad que experimenta el herbicida en este tratamiento con respecto a los que incorporan orujo extractdo. Transcurridos 35 días el herbicida se puede encontrar a lo largo de los primeros 60 cm del perfil del suelo en cada uno de los tratamientos. Sin embargo, en los primeros 10 cm de profundidad la concentración del herbicida continúa siendo muy superior en los suelos enmendados que en el control, hecho que no sucede a otras profundidades. Pasados 50 días desde la aplicación del herbicida, en los primeros 10 cm de suelo, la cantidad de herbicida presente en OE54 es alrededor del 57% de la cantidad de herbicida recuperada en la primera toma, mientras que para el suelo control es de 40%. Se constata nuevamente que la aplicación de orujo extractado incrementa la persistencia del herbicida S-metolacloro en los primeros 10 cm del suelo, lugar donde es necesaria su presencia para que ejerza su acción.

Conforme avanzan los días en el muestreo, el S-metolacloro continua su movimiento vertical a lo largo del perfil del suelo, siendo más evidente este movimiento en el suelo control, coincidiendo con que la presencia del herbicida para este tratamiento disminuye de 0-10 cm de profundidad. De hecho, al final del ensayo, para los 10 cm superficiales la cantidad de herbicida con respecto a la inicial es de un 6.30, 23.18 y 27.41% para el control, OE27 y OE54, respectivamente, confirmado así que la aplicación continuada de orujo extractado incrementa la persistencia del S-metolacloro y reduce la lixiviación del mismo, a pesar de su alto contenido en carbono orgánico hidrosoluble (Tabla 1). Resultados similares han sido mostrados por otros autores aunque con diferentes herbicidas. Así, Cabrera et al. (2010) y López-Piñeiro et al. (2010a y 2011) en trabajos de campo, ponen de manifiesto que la aplicación de diferentes enmiendas orgánicas aumentan la persistencia y disminuyen la lixiviación de herbicidas como diurón y terbutilazina.

Es importante destacar también que durante los meses que duró el ensayo, Octubre 2009-Enero 2010, se registraron records en cuanto ha precipitaciones en la zona de estudio, de forma que para el periodo completo del ensayo se registro una precipitación acumulada de 341.9 mm (Aemet, 2012). Aún bajo un régimen de precipitaciones inusuales, el efecto del orujo extractado en la liviviación del S-metolacloro resultó muy evidente (Fig. 1)

Conclusiones

La aplicación de orujo extractado incrementa la persistencia del S-metolacloro especialmente en la superficie del suelo (0-10) cm, este hecho podría ayudar a reducir la concentración y frecuencia de aplicación del S-metolacloro, disminuyendo así el riesgo de contaminación de aguas subterráneas por este herbicida.

Agradecimientos

Los autores desean hacer constar que este trabajo ha sido financiado por la Junta de Extremadura (Expediente GR10090), por el Ministerio de Educación y Ciencia (Proyecto AGL2007-655771-C02-02) y por el Ministerio de Ciencia e Innovación (Proyecto AGL2010-21421-C02-02). D. Peña y D. Becerra agradecen a la Junta de Extremadura la concesión de su beca FPI.

Bibliografia

Agencia Estatal de Meteorología – (AEMET) 2012. Gobierno de España www.aemet.es Índices de series climatológiacs valores mensuales

Arvanitoyannis, I.S., Kassaveti, A., Stefanatos, S., 2007. Olive oil waste treatment: a comparative and critical presentation of methods, advantages & disadvantages. Crit. Rev. Food Sci. Nutr. 47, 187–229.

Cao, P.; Wang, X.; Liu, F.; Zhao, E.; Han, L. 2008. Dissipation and Residue of S-metolachlor in Maize and Soil. Bull Environ Contam Toxicol (2008) 80:391–394

Day, P.R., 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. En Methods of Soil Analysis. eds. Am. Soc. Agron., 545-567. Madison,

DINELLI, G. 2000. Comparison of the persistence of atrazine and metolachlor under field and laboratory conditions. J. Agric. Food. Chem., v. 48, n. 7, p. 3037- 3043

FAO, 2007. Base referencial mundial del recurso suelo. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos Nº 103, Roma

Liu, W.P., Liu, H.J., Zheng, W., Lu, J.H. (2001) Adsorption of chloroacetanilide herbicides on soil (I).

Structural influence of chloroacetanilide herbicide for their adsorption on soils its components. J. Environ. Sci., 13(1), 37-45.

López-Piñeiro, A., Fernández, J., Albarrán, A., Rato Nunes, J.M., Barreto, C., 2008. Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on Mediterranean agricultural soils and the wheat crop. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 424–430.

López-Piñeiro, A.; Cabrera, D.; Albarrán, A., Peña, D. 2010(a). Cumulative and residual effects of de-oiled two-phase olive mill waste application to soil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistence. Chemosphere 78, 139–146

López-Piñeiro, A.; Albarrán, A., Rato-Nunes, J. M.; Cabrera, D.; Peña, D. 2010(b). Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. Soil & Tillage Research 114 (2), 175-182

López-Piñeiro; A.; Cabrera, D.; Albarrán; A.; Peña, D. 2011. Influence of two-phase olive mill waste application to soil on terbuthylazine behaviour and persistence under controlled and field conditions. Journal Soils Sediments, 11 (5), 771-782.

MA, Y.; LIU, W. P.; WEN, Y. Z. 2006. Enantioselective degradation of rac-metolachlor and S-metolachlor in soil. Pedosphere, v. 16, n. 4, p. 489-494.

Martins, P.; Ortiz, C.; de Carvalho, G.; Iraja, P.; Antunes, R.; Alvim, S.; Soares, I.; Pileggi, M. 2007. Selection of Microorganisms Degrading S-Metolachlor Herbicide Brazilian Archives of Biology and Technology Vol.50, n. 1 : pp.153-159, January 2007

Meksi, N.; Haddara, W.; Hammamia, S.; Mhenni, M.F. 2012. Olive mill wastewater: A potential source of natural dyes for textile dyeing Industrial Crops and Products 40, 103–109.

Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. SSSA Boock Ser.5 SSSA. Madison, WI, pp. 961–1010.

O'CONNELL, P. J.; HARMS, C. T.; ALLEN, J. R. F. 1998. Metolachlor, S-metolachlor and their role within sustainable weed-management. Crop Protec., v. 17, n. 3, p. 207-212,

Rouchaud, J., Neus, O., Bulcke, R., Cools, K., Eelen, H., Dekkers, T., 2000. Soil dissipation of diuron, chlorotoluron, simazine, propyzamide, and diflufenican herbicides after repeated applications in fruit tree orchards. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39, 60–65.

Shaner, D.; Brunk, G.; Belles, D.; Westra, P.; Nissen, S. 2006. Soil dissipation and biological activity of metolachlor and S-metolachlor in five soils. *Pest Manag Sci* 62:617–623.

Scribner E. A., Battaglin W. A., Goolsby D. A., Thurman E. M. (2000) Changes in herbicide concentrations in Midwestern streams in relation to changes in use, 1989-1998. Sci. Total Environ., 248(2-3):255-263.

United State Salinity Laboratory Staff, 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils, US Department of Agriculture, Handbook n_60, Washington DC.

Phosphate sorption of European volcanic soils

György Füleky

Institute of Environmental Sciences, Szent István University,
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., Hungary,
e-mail fuleky.gyorgy@mkk.szie.hu

Introduction

P retention % is a one point phosphate sorption and is a WRB diagnostic requirement of andic soil horizon. There is a lot of research work studying the background of this relationship. Recently P-sorption of volcanic soils was discussed by E. Van Ranst et al. (2004) in andisols along E-W Sequence in Java Island. The reactivity of soils was characterized with the P-sorption maximum and P bonding energy calculated from the fitted Langmuir adsorption isotherm. It was suggested that the formerly used Freundlich equation is an empirical model and the simple Langmuir equation is more suitable and able to fit well the phosphate sorption data. They found that sorption maximum has very close relationship with allophane %, oxalate soluble Al and Al_o+1/2 Fe_o% (R^2=0.82, 0.92, 0.95) respectively. It is quite sure because there are close inner correlations among the mentioned 3 parameters. There were similar close correlations between the bonding energy (k value) and the allophane %, Al_o%, Al_o+1/2 Fe_o%, respectively. Balkovic and Slivkova (2002) determined the dependence of phosphate retention in an andic horizon as the function of pH. It was proved that phosphate sorption is positively influenced by soil pH. The measured phosphate sorption maximum was near to 10.000 mg kg^{-1}. At the same time they determined the effect of increasing Al_o, Al_p and Fe_o concentrations at pH 4.65 on the phosphate retention. It was concluded that phosphate is immobilized both on the non crystalline Al/Fe colloids and on the Al/Fe humic substances. M. Espino-Mesa et al. (1993) studied the relationship between charge variations and diagnostic soil properties in andosols. It was established that active Al_o, which is the main property determining phosphate sorption capacity of soil, is positively correlated with CEC_{NH4}. Füleky and Jakab (2007) determined phosphate sorption capacity of 20 soil profiles in Gurghiu and Harghita Mountains. There were strong, approximately linear correlation with oxalate soluble Al and Fe, close negative exponential correlation with the exchangeable cations and positive linear correlation with the pyrophosphate soluble Al, which is the organically bound Al. The aim of this work is to prepare the phosphate sorption isotherms in European volcanic soils and to establish the soil characteristics which determine the phosphate sorption capacity of volcanic soils in Europe.

Materials and Methods

20 European volcanic soil profiles and some other Hungarian and German volcanic soils (n=114) were used in this experiment. Soil data and the used methods could be finding in Buurman et al. (2007). Determining phosphate sorption 1g soil was equilibrated with 10 cm^3 0; 50; 100; 500; 1000; 3000; 5000 and 10 000 $mgkg^{-1}$P solutions, respectively for 24 hours. Langmuir equation was used to fit the data: $P_{ads} = P_{max}kc/1+kc$, where P_{max} is the maximum amount of phosphate could be sorbed, and can be used as a soil characteristics in further statistical analysis, k is the equilibrium constant, c is the equilibrium concentration, P_{ads} is the calculated sorbed phosphate amount.

Results and discussion

Some soils of high phosphate fixing capacity can adsorb much more phosphate than 5000 $mgkg^{-1}$, the applied concentration at P_{ret}% determination. At the same time k value, which is in correlation with the bonding energy, could explain the differences in the steepness of curves of the same P_{max} soils at lower concentrations (Figure 1).

The maximum amounts of sorbed phosphate (P_{max}) of the European volcanic soils as calculated from the Langmuir adsorption isotherms (Table 1.) and the minimum, maximum and mean values of chemical properties are in Table 2. The calculated phosphate sorption maxima range from 0 to 10.000 mg P kg^{-1} soil. Some of the volcanic soils sorb at low concentrations high ratio of added phosphate, some of them somewhat less. This difference in phosphate binding affinity of soils causes the differences in the shape of Langmuir adsorption isotherms (Figure 1.)

In Table 3. could be find the soil characteristics which possible determine the rate of phosphate sorption. Most of the measured and derived soil properties have no significant role in phosphate sorption or better to say that sometimes not a linear relationship exists between the parameters, like P_{ret} is the experimental function of Al_o (R^2 = 0,8271) or Bases are the hyperbolic function of Al_o + ½ Fe_o%. In some cases there are inner correlations between the soil characteristics like Fe_o and Al_o, Al_d and Al_o, etc. It is surprising that Fe_o contributes not too much to P_{max} (R^2 = 0.5141). The explanation could be the effect of Al_o which exceeds the role of Fe_o, the most well known phosphate sorbing soil parameter, but may be not in andosols. There was a rather good linear correlation between P_{max} and P_{ret}%. The only difference of the two parameters, that P_{max} allows a bigger differentiation in P sorbing ability of soils because P_{ret} limits the results into a 0-100% interval.

The most significant positive correlation exists between phosphate sorption maxima and Al_o+1/2Fe_o% (Figure 2.). It means that the phosphate sorption ability of soils could explain in 75 % with the Al_o+1/2Fe_o content of soil. It is surprising that Al_p doesn't have close correlation with the phosphate sorption. Al_o alone in 73% explain the phosphate sorption capacity of soils. Both relationships demonstrate the importance of non crystalline Al oxi-hydroxides (Al_o) in phosphate fixation comparing with the humus bound Al. There is a parameter which shows a close negative correlation with the phosphate sorption. It is the base saturation %. When leaving out the soils above 100 % saturation, there is a close (R^2=0.6090) negative correlation with phosphate sorption (Figure 3.). Base saturation is the reflection of the rate of covering the negatively charged soil colloids with Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ and Na^+ ions. When the base saturation is low, the negative charges are covered with hydrated H^+ and Al^{3+} ions and perhaps with hydrated Fe^{3+} ions, as well. The role of surface exposed Al^{3+} ions are similar to the amorphous phase of Al oxi-hydroxi colloidal soil materials. All these Al compounds could sorb the phosphate ions with a special inner sphere sorption which is very strong. Considering the linear correlation curve on Figure 3 at very low base saturation the extremely high P_{max} values attributed to the presence of an extremely active Al containing phase.

References

BALKOVIC J., SLIVKOVA K. 2002. Phosphorus retention in volcanic soils of Slovakia, *Phytopedon.* (Bratislava) **1**, 78-85.

BUURMAN P., BARTOLI F., BASILE A., FÜLEKY Gy., GARCIA RODEJA. E., HERNANDEZ M. J. and MADEIRA M. (2007) The physico-chemical data base. In: Soils of Volcanic Regions in Europe. Eds: O. Arnalds, F. Bartoli, P. Buurman, H. Oskarsson, G. Stoops, E. Garcia-Rodeja. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 29-42.

ESPINO-MESA M., ARBELO C. D., HERNANDEZ-MORENO J. M. 1993. Predicting value of diagnostic soil properties on actual and potential cation exchange capacity (CEC) in andisols and andic soils, Commun. *Soil Sci., Plant Anal.* **24** (19-20), 2569-2584.

FÜLEKY Gy, JAKAB S 2007. Phosphate adsorption on soils in the Gurghiu and Harghita Mountains, Romania. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sci*, North University of Baia Mare, Romania, **2**, (1). 25-32.

ISSS-ISRIC-FAO: World Reference Base for soil resources. World Soil Res. Report No. 84. FAO, Rome, 1998

MIZOTA C., van REEWIRJK P. 1989. Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic material in diverse climatic regions. ISRIC, Wageningen,

Van RANST E., UTAMI S. R., VANDERDEELEN J., SHAMSHUDDIN J. 2004. Surface reactivity of andisols on volcanic ash along the Sunda arc crossing Java Island, Indonesia. *Geoderma* **123** (3-4) 193-203.

Salinidad de suelos rizosféricos yesíferos en una zona semiárida de Murcia (SE, España).

Marín Sanleandro[1], P., Adiego González I. L.[1,2], Gil Vázquez, J.M.[2] y Díaz-Pereira, E.[2]

[1]Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia. 30100. Campus de Espinardo. E-mail: pumasan@um.es.[2] Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC.). Campus de Espinardo 30100 Murcia (España). E-mail: ediazpereira@cebas.csic.es.

Resumen

En el presente trabajo se estudió la salinidad de los suelos rizosféricos de cuatro especies de plantas: *Bromus rubens, Herniaria fruticosa, Teucrium balthazaris* y *Senecio auricola* en tres posiciones topográficas en una microrreserva botánica del sureste español en el paraje de "Yesos del Rincón" (Lorca, Murcia). El objetivo de este trabajo es conocer la salinidad de los suelos rizosféricos en este enclave.
Se analizó el extracto 1:5 (suelo:agua) con valores de conductividad eléctrica en torno a 2dSm^{-1} (límite alcanzado por la mediana solubilidad del yeso) que presentaron diferencias estadísticamente significativas entre especies (con un grupo de *Bromus* y *Herniaria* frente al de *Senecio* y *Teucrium*) en cuanto a las posiciones topográficas no se han detectado diferencias, ni tampoco en la interacción especie*topografía.
La composición salina de dicho extracto presenta un dominio de sulfato y calcio, entre los iones solubles con valores y distribución por especies muy similares entre sí, seguidos de magnesio. Cloruro y sodio mostraron un patrón muy similar también entre sí en valores y especies. Los iones menos abundantes fueron nitrato y potasio.
La rizosfera de *Herniaria* es la que presentó valores más altos, estadísticamente significativos, de sulfato y calcio, claramente relacionados con su carácter gipsófito en sentido estricto. Mientras que fue la rizosfera de *Senecio* la que tuvo valores más altos y estadísticamente significativos de cloruro y sodio, concordantes con su carácter halo-gipsófito, fundamentalmente en la topografía más baja que recibe aportes de las zonas más elevadas. El nitrato, bajo en general por ser suelos naturales sin fertilizar, presenta los valores más altos y estadísticamente significativos en el suelo rizosférico de *Bromus*, frente a las otras tres especies estudiadas.
A la vista de los resultados obtenidos podemos apuntar como especies bioindicadoras: *Herniaria* en cuanto al contenido en yeso y *Senecio* al de sales.

Palabras clave: *Bromus rubens, Herniaria fruticosa, Teucrium balthazaris, Senecio auricola,* microrreserva botánica de Yesos del Rincón, salinidad rizosférica yesífera.

Introducción

En zonas con mucho yeso, como nuestros suelos rizosféricos que tienen un porcentaje altísimo (superior al 90% en muchos casos), se satura en yeso la solución acuosa (solubilidad del yeso es de 2,4 gl^{-1}) llegando a una conductividad eléctrica máxima de 2,2 dSm^{-1}, equivalente a 30,5 meq l^{-1} (Porta, 1998). La presencia de calcio proveniente de otras fuentes distintas al yeso actúa disminuyendo la solubilidad del mismo por el efecto del ión común; sin embargo la presencia de otros iones afecta aumentando la solubilidad. Por todo esto los valores de conductividad eléctrica no reflejan su salinidad real.
La variabilidad del contenido de yeso hace que estos suelos tengan un comportamiento hidráulico muy heterogéneo, la baja disponibilidad de agua (aunque su principal factor limitante no sea la humedad del suelo, ya que son suelos que la acumulan) junto con las características climáticas (ombroclima semiárido y árido) condicionan un medio muy hostil que implica un gran conjunto de adaptaciones y especialización biológica por parte de las plantas que habitan los mismos. Las cantidades variables también de arcilla influyen de forma determinante en la cantidad de agua útil. En cuanto a las propiedades químicas, pequeños contenidos de yeso en los mismos no afectan demasiado al desarrollo de las plantas, sin embargo por encima del 25% provocan desequilibrios en el balance de nutrientes suelo (Meyer et al., 1992; Guerrero-Campo et al., 1999) y limitan la disponibilidad del P, K, N y el Mg, y por la alta concentración de iones sulfato que puede resultar tóxica para las plantas. Sobre otras propiedades como el intercambio catiónico afecta, con disminución, cuando aumenta el contenido de yeso. La dificultad que se presenta cuando el porcentaje de yeso es mayor del 15% sobre la dispersión de la muestra (Artieda y Herrero, 2003; Mota et al., 2011) afecta a la determinación del contenido de limo y arcilla, lo que sí parece claro y concordante es que los caracteriza una textura fina. Cuando el yeso cristalino alcanza la

superficie del suelo, el desarrollo vegetal se ve muy restringido y la distribución se reduce a un matorral leñoso muy abierto, de porte medio o bajo, casi siempre endémico (Alcaraz et al., 2008).

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio, El Rincón (Figura 1), está localizada en el Municipio de Lorca, Murcia. Los Yesos del Rincón tienen la figura actualmente reconocida en la Región de Murcia como microrreserva (por su interés botánico). El clima es mediterráneo semiárido (precipitación anual media alrededor de 300 mm y temperatura media anual de 15 ºC). En cuanto a la edafología predominan los Leptosoles líticos y Gipsisoles hipergípsico y epilépticos (FAO-ISRIC-IUSS, 2007) con más de un 90% de yeso del Trías y que se presenta en grandes masas cristalinas que afloran en la superficie, intercaladas con otras formas de acumulación de yeso lenticulares y pulverulentas. La vegetación ibérica típica de yesos se compone de matorrales y tomillares dominados por una gran cantidad de especies leñosas, de porte medio o bajo, casi siempre endémicas y en su mayoría pertenecientes al hábitat 1520 considerado por la Unión Europea como prioritario.

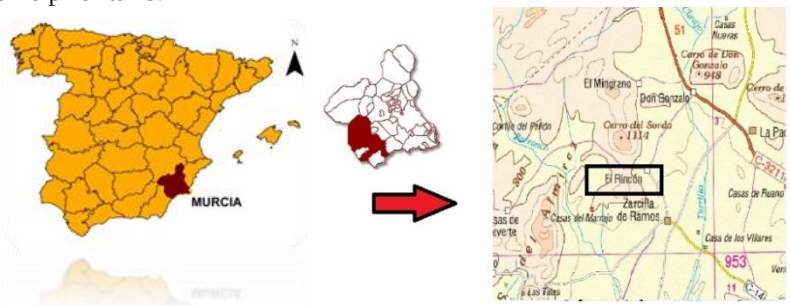


Figura 1: Localización del área de estudio.

Diseño experimental y métodos

El diseño experimental es 4x3 en el que hay dos factores o variables independientes (especie y topografía). El primer factor tiene 4 niveles (*Bromus rubens*, *Teucrium balthazaris*, *Herniaria fruticosa* y *Senecio auricola)*, el segundo tiene 3 niveles (topografía alta, media y baja). La combinación de ambos factores genera 12 condiciones experimentales. Se han realizado tres repeticiones en cada caso, con un total de 36 muestras. Se realizó un único muestreo en la primavera de 2010.

Las muestras se secaron al aire, tamizaron a 2 mm y se midió la conductividad eléctrica en extracto 1:5 (suelo:agua) en un conductivímetro Crison modelo Basic 30. A partir de esta solución se miden los aniones: cloruros, sulfatos, nitratos y fosfatos por cromatografía iónica en un cromatógrafo Dionex ICS-2100 y por ICP plasma los cationes: calcio, magnesio, sodio y potasio. En cuanto a los análisis estadísticos se llevaron a cabo a través del paquete IBM SPSS (versión 19.0) para Windows, mediante análisis de varianza y el test de Tukey al nivel $p<0,05$. Las variables que no se ajustaron a la normalidad se transformaron logarítmicamente. Si las variables no se llegaban a ajustar a la normalidad, incluso después de la transformación, se utilizaron los tests no paramétricos de Mann Whithey y de Kruskal Wallis también al nivel $p<0,05$ de significación.

Resultados y discusión

Se observa en la figura 2 un alto porcentaje de yeso que supera en todos los casos el 85 %. Los valores más altos de yeso, medidos en el suelo rizosférico se encuentran para *Herniaria* y *Senecio* (97,07%), por ser plantas gipsófilas. Muhammad y Jones (1992) muestran en su estudio valores muy similares en contenido en yeso que aumentan en profundidad en dos perfiles murcianos. No hay diferencias estadísticamente significativas entre rizosferas de especies, ni en cuanto a las topografías del estudio.

En la figura 3 los valores de conductividad eléctrica medida superan los 2 dSm^{-1} en todos los casos, y ya reflejan importante salinidad. En todas las topografías los valores más altos corresponden a los suelos rizosféricos de *Bromus* y *Herniaria*, frente a los de *Senecio* y *Teucrium*, con valores estadísticamente significativos. Con respecto a los valores atendiendo a las distintas topografías no existen diferencias estadísticamente significativas.

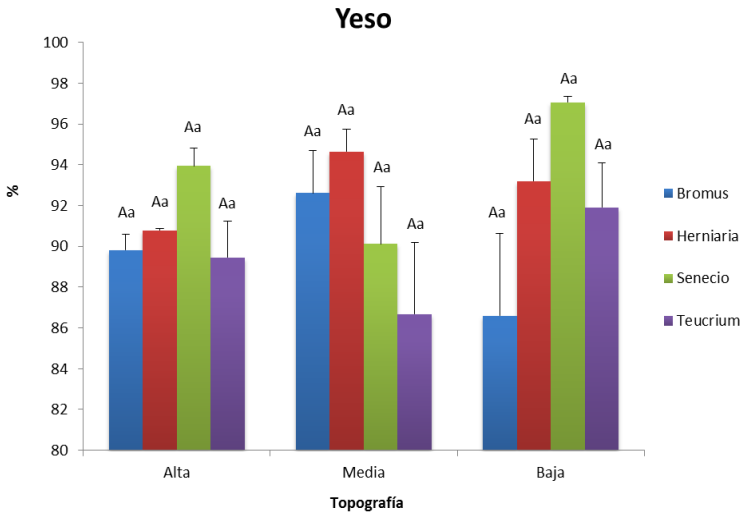


Figura 2: Yeso. *Diferentes letras en mayúsculas indican diferencias significativas entre especies para cada una de las topografías de estudio. Letras diferentes en minúscula indican diferencias significativas entre topografías según el test de Tukey para variables paramétricas (p < 0,05).*

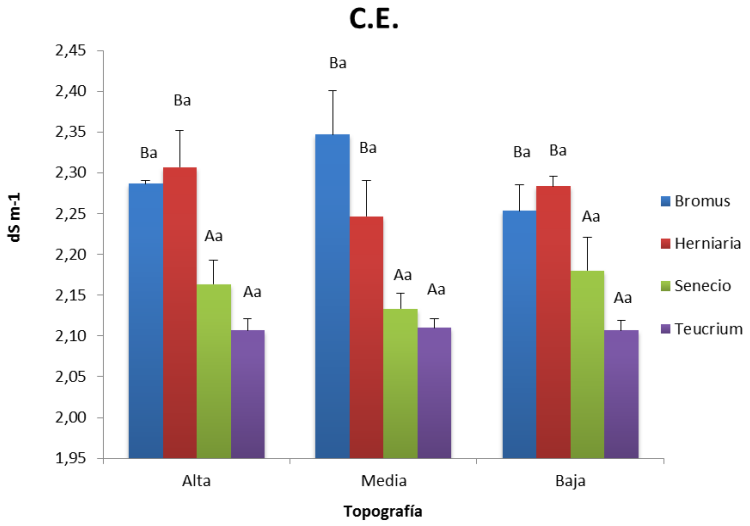


Figura 3: Conductividad eléctrica. *Diferentes letras en mayúsculas indican diferencias significativas entre especies para cada una de las topografías de estudio. Letras diferentes en minúscula indican diferencias significativas entre topografías según el test de Tukey para variables paramétricas (p < 0,05).*

Los cationes dominantes son: Ca^{+2}, $Na^{+,}$ Mg^{+2}, K^{+} y los aniones predominantes son SO_4^{-2}, Cl^{-} y $NO^{-}_{3.}$ La presencia de fosfatos en estos suelos rizosféricos es inapreciable. Se han realizado correlaciones bilaterales de Spearman (tabla 1) o de Pearson (tabla 2) en función de si no muestran o sí muestran una distribución normal y a la vista de los resultados obtenidos hemos agrupado las siguientes parejas de iones, por orden de importancia (en cuanto a abundancia): sulfato con calcio, cloruro con sodio, nitrato con potasio y nitrato con magnesio.

Tabla 1: correlaciones de Spearman establecidas para los diferentes variables (iones solubles), que no siguen una distribución normal.

			Ca^{+2}	SO_4^{-2}
Rho de Spearman	Ca^{+2}	Coeficiente de correlación	1,000	,626**
		Sig. (bilateral)	.	,000
	SO_4^{-2}	Coeficiente de correlación	,626**	1,000
		Sig. (bilateral)	,000	.

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Tabla 2: correlaciones de Pearson establecidas para las diferentes variables (iones solubles).

		Na^+	K^+	Cl^-	$logNO^-_3$	CE	Mg^{2+}
Na^+	Correlación de Pearson	1	,333*	,925**	,010	,372*	,561**
	Sig. (bilateral)		,047	,000	,953	,025	,000
K^+	Correlación de Pearson	,333*	1	,231	,604**	,645**	,544**
	Sig. (bilateral)	,047		,175	,000	,000	,001
Cl^-	Correlación de Pearson	,925**	,231	1	,009	,356*	,472**
	Sig. (bilateral)	,000	,175		,960	,033	,004
$logNO^-_3$ [1]	Correlación de Pearson	,010	,604**	,009	1	,625**	,411*
	Sig. (bilateral)	,953	,000	,960		,000	,013
CE	Correlación de Pearson	,372*	,645**	,356*	,625**	1	,505**
	Sig. (bilateral)	,025	,000	,033	,000		,002
Mg^{2+}	Correlación de Pearson	,561**	,544**	,472**	,411*	,505**	1
	Sig. (bilateral)	,000	,001	,004	,013	,002	

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

**. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

[1] *El ión nitrato se ha transformado logarítmicamente para conseguir su distribución normal.*

Existe una tendencia de distribución similar mostrada en las figuras 4 y 5 (apoyada por la correlación de 0,626 con alta significación, tabla 1). La rizosfera de *Herniaria* es la que tiene los valores más altos y estadísticamente significativos en ambos casos. No hay diferencias estadísticamente significativas entre valores atendiendo a las topografías. Resultados similares encuentran Oyonarte et al. (2002) en rizosferas de plantas gipsófilas.

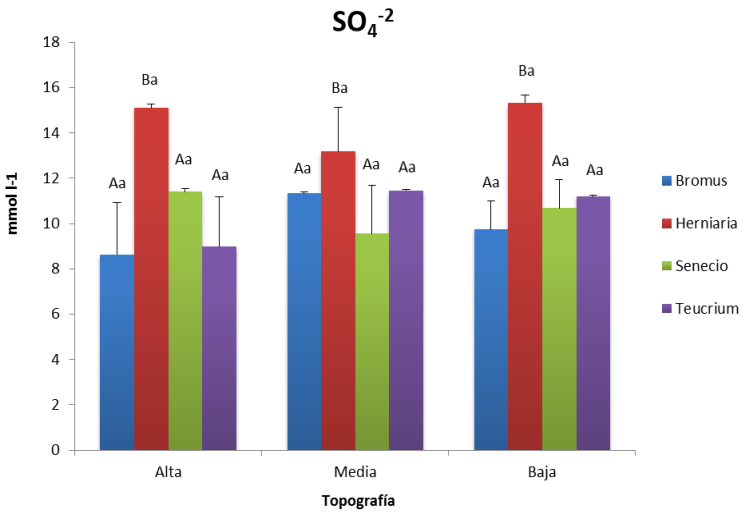


Figura 4: Anión sulfato. *Diferentes letras en mayúsculas indican diferencias significativas entre especies para cada una de las topografías de estudio. Letras diferentes en minúscula indican diferencias significativas entre topografías según el test de Kruskal Wallis y Mann Whitney para variables no paramétricas (p < 0,05).*

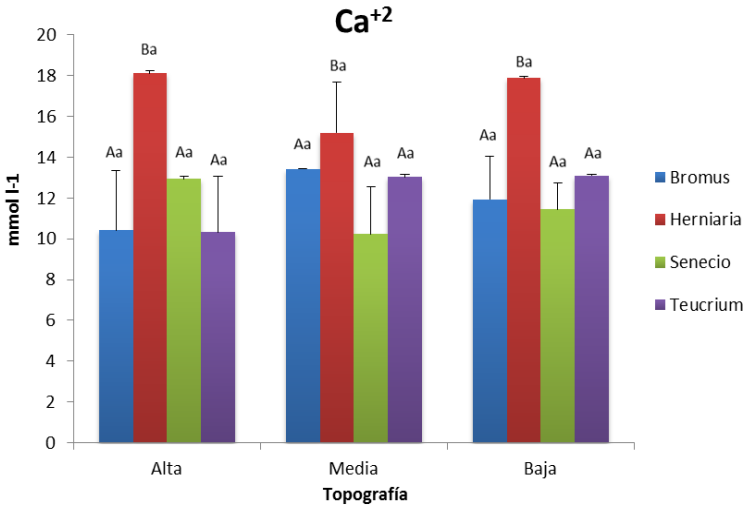


Figura 5: Catión calcio. *Diferentes letras en mayúsculas indican diferencias significativas entre especies para cada una de las topografías de estudio. Letras diferentes en minúscula indican diferencias significativas entre topografías según el test de Kruskal Wallis y Mann Whitney para variables no paramétricas (p < 0,05).*

En este par: cloruro y sodio (figuras 6 y 7) la tendencia de distribución es similar entre ellos con una correlación de 0,925 con alta significación (tabla 2). Los iones Cl^- y Na^+ presentan la concentración más alta en la topografía baja debido a que son los más solubles y son fácilmente transportados pendiente abajo, acumulándose en la zona más deprimida, aunque los resultados no son estadísticamente significativos. Tampoco hay diferencias estadísticamente significativas entre rizosferas de especies. Los valores más altos se encuentran en el suelo rizosférico de *Senecio* y *Herniaria*. *Senecio* está indicando, en la topografía baja, una mayor presencia de sales ya que no hay que olvidar que es una especie halo-gipsófita. En concreto para el Na^+, el patrón de distribución es muy similar al obtenido en el estudio realizado por Oyonarte et al. (2002).

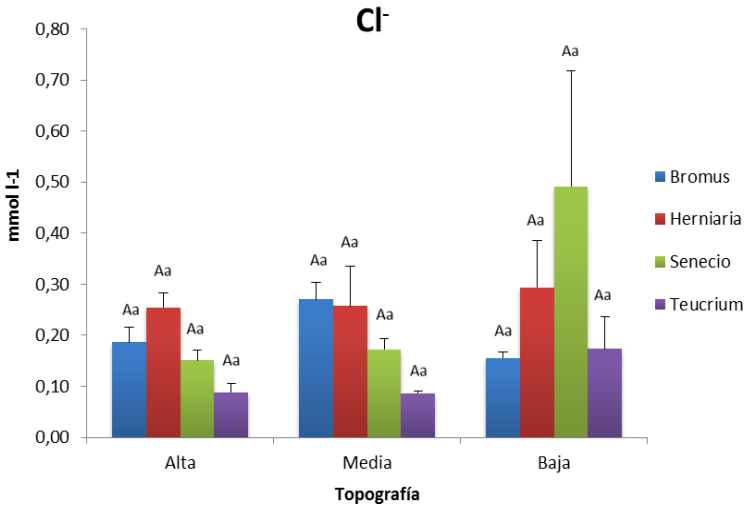


Figura 6: Anión cloruro. *Diferentes letras en mayúsculas indican diferencias significativas entre especies para cada una de las topografías de estudio. Letras diferentes en minúscula indican diferencias significativas entre topografías según el test de Tukey para variables paramétricas (p < 0,05).*

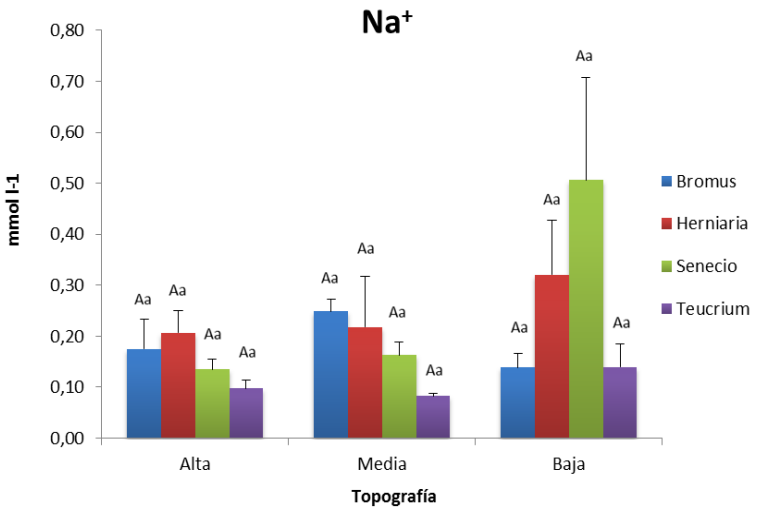


Figura 7: Catión sodio. *Diferentes letras en mayúsculas indican diferencias significativas entre especies para cada una de las topografías de estudio. Letras diferentes en minúscula indican diferencias significativas entre topografías según el test de Tukey para variables paramétricas (p < 0,05).*

Existe una tendencia de distribución más similar entre los iones nitrato y potasio que entre el nitrato y el magnesio, apoyada por las correlaciones mostradas en la tabla 2. A su vez, la correlación entre cloruro y magnesio presenta alta significación (tabla 2).
Debido a que nitrato, potasio y magnesio son los iones minoritarios se van a tratar de forma más sucinta. En el caso de nitrato encontramos diferencias estadísticamente significativas entre la rizosfera de *Bromus*, (que muestra los valores más altos) con respecto a las otras especies, y entre las rizosferas de *Herniaria* y *Teucrium.* Las diferencias estadísticamente significativas con respecto a la posición topográfica se dan entre la media con respecto a las demás. La interacción especie*topografía también muestra diferencias estadísticas significativas.
Las diferencias estadísticamente significativas en los casos de K^{+} y Mg^{+2} se muestran entre *Bromus* y *Senecio* y *Teucrium*,. En el caso de Mg^{+2} las únicas diferencias son con respecto a las rizosferas de *Bromus* y *Teucrium.*

Conclusiones

Se puede apuntar como especies bioindicadoras: *Herniaria* en cuanto al contenido en yeso y *Senecio* al de sales. Se sugiere que *Herniaria fruticosa* se desarrolla en las zonas más estresadas y desfavorables con mayores valores de CE, sulfatos y calcio.

En cuanto a la topografía, como cabría esperar la posición baja es la que presenta los valores mayores de cloruro y sodio. Sin embargo, la conductividad eléctrica medida no refleja la salinidad real de estos suelos por su interferencia con los altos contenidos en yeso.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer al proyecto CICYT: CGL2009-12582-C02-02 su financiación.

Bibliografia

Alcaraz, F., Barreña, J. A., Clemente, M., González Garnés, A. J., López Bernal, J., Rivera, D., Ríos Ruiz, S., 2008. Manual de interpretación de los hábitats naturales y seminaturales de la Región de Murcia. 7 volúmenes. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio de la Región de Murcia, Murcia.

Artieda, O., Herrero, J., 2003. Pedogenesis in lutitic Cr horizonts of gypsipherous soils. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1496-1506.

FAO-ISRIC-IUSS, 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos, 103. Primera actualización 2007. Roma.

Guerrero-Campo, J. A., Alberto, F., Hodgson, J., José, M., García-Ruiz, Montserrat-Martín, G., 1999. Patterns of plant community in a gypsum area of NE Spain. Interactions with topographic factors and soil erosion. *Journal of Arid Environments*, 41: 401–410.

Meyer, S. E., García-Moya, E., Lagunes-Espinoza, L., 1992. Topographic and soil surface effects on gypsophyte plant community patterns in Central Mexico. *Journal of Vegetation Science*, 3: 429–438.

Mota, J. F., Sánchez-Gómez P., Guirado, J. S., (eds.)., 2011. Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la biología de la conservación. ADIF-Mediterráneo Asesores Consultores. Almería. 636 p.

Muhammad, H. J., Jones, K. C., 1992. Phosphorus in gypsiferous soils: the influence of soil properties on P fractionation. *Geoderma*, 53: 97-104.

Oyonarte, C., Sánchez, G., Urrestarazu, M., Alvarado, J. J., 2002. A Comparison of chemical properties between gypsophile and nongypsophile plant rhizospheres. *Arid Land Research and Management*, 16: 47-54.

Porta, J., 1998. Methodologies for the analysis and characterization of gypsum in soils: A review. *Geoderma*, 87: 31-46.

Variabilidad anual y estacional de nutrientes en el parque nacional de Monfragüe (España)

José Cabezas [(1)] , Luis Fernández-Pozo[(1)], Ana del Sol [(2)], José Manuel López [(2)].

(1) *Grupo Análisis de Recursos Ambientales (ARAM), Universidad de Extremadura, Avda. de Elvas s/n, 06006. Badajoz, España. luferpo@unex.es.* **(2)** *Laboratorio Agroalimentario de Extremadura. . C/ Arroyo de Valhondo, 2, 10071 Cáceres, España. Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Energía. Gobierno de Extremadura.*

Resumen

Los ecosistemas mediterráneos se encuentran muy modificados como consecuencia de las actividades humanas, alcanzándose elevado grado de degradación en muchos de ellos, de ahí que no sean útiles para realizar estudios relacionados con la dinámica de sus elementos. Teniendo en cuenta estas consideraciones, hemos seleccionado el Parque Nacional de Monfragüe (PNM), como área bien conservada de bosque mediterráneo. El PNM se ubica en el suroeste de la Península Ibérica, en la Comunidad Autónoma de Extremadura (España). Sus singulares características fisiográficas y geoestructurales hacen posible la identificación de varias unidades paisajísticas determinadas por las formaciones vegetales a ellas asociadas, predominando las relacionadas con *Quercus rotundifolia* y *Quercus suber*. El alcornoque aparece en forma adehesada, como reminiscencia de la actividad humana en el interior del Parque; la encina representa la vegetación propia de las solanas y zonas bajas de penillanura, como reflejo de pretéritas actividades humanas, encontrándose lo suficientemente separados los troncos como para permitir el desarrollo de pastizales. Los suelos del PNM poseen textura franco-arenosa, pH ligeramente ácido y bajos niveles nutricionales. Para un mejor conocimiento de estos ecosistemas, se ha analizado clima y contenido total de nutrientes con el objetivo de establecer los posibles cambio en el status, así como sus posibles variaciones estacionales. En el PNM la climatología presenta una marcada estacionalidad, con veranos cálidos y secos e inviernos suaves y húmedos. En estas condiciones, el estado nutricional de los suelos es básico para el mantenimiento del ecosistema, reflejándose la estacionalidad en la cantidad y disponibilidad de los nutrientes y por lo tanto en la productividad del ecosistema. Al analizar la variabilidad anual y estacional entre *Q. rotundifolia* y *Q. suber*, encontramos que los encinares presentan un mejor nivel nutricional y menor estrés hídrico y como consecuencia mayores niveles de transformación de restos orgánicos y de disponibilidad de nutrientes, pues estas condiciones favorecen una mayor actividad biológica y por tanto mayores tasas de descomposición de fracciones orgánicas.

Introducción

Los ecosistemas mediterráneos se caracterizan por una climatología estacional, veranos caluros y secos e inviernos cálidos y húmedos (Aschman, 1973). En estas condiciones, el status nutricional del suelo resulta un componente básico en el mantenimiento del ecosistema, reflejándose la estacionalidad en el contenido y disponibilidad de los nutrientes y por ende en la productividad del ecosistema (Papatheodorou et al., 2004).

Tanto el contenido en nutrientes como la consideración de otros factores bióticos y abióticos (Vetter, 2005) son la clave para predecir la productividad potencial de la vegetación (Peco et al, 2006), encontrándose estrechamente relacionado con la estación del año, por lo que su medida nos indica los cambios en la disponibilidad de nutrientes, y derivado de esto, los cambios en el potencial productivo del ecosistema (Doran y Parkin, 1996). Por otro lado, la fertilidad natural se refleja en el estado nutricional del suelo, que depende de las contribuciones orgánicas y minerales así como de la actividad biológica así como de la estacionalidad asociada a ambientes mediterráneos (Kosmas et al., 2000).

Nuestro estudio se centra en los cambios estacionales que se producen en el estado nutricional del suelo, que determina el potencial de producción de los ecosistemas, clave para establecer la capacidad de carga de estos ecosistemas, mantener la población de herbívoros, su equilibrio y persistencia a través del manejo adecuado de acuerdo a sus características (Fritz y Duncan, 1994).

Al encontrarse muy modificados antrópicamente los distintos ecosistemas mediterráneos (EEA, 2005), decidimos realizar nuestro estudio en la Reserva de la Biosfera y Parque Nacional de Monfragüe, resultando ser un buen ejemplo de los bosques mediterráneos.

Materiales y métodos

Situado en el suroeste de la Península Ibérica, Monfragüe fue designado Reserva de la Biosfera en 2003 (UNESCO, 2005) y Parque Nacional en 2007 (BOE, 2007). Su paisaje es representativo de un sistema agrosilvopastoril mediterráneo de gran biodiversidad, en la que predominan bosques de *Quercus rotundifolia* y *Q. suber* (Escudero et al., 1998). Monfragüe se sitúa a una altitud entre 220 y 870 msnm y su clima se caracteriza por una temperatura media anual de 14ºC y precipitación próxima a los 800mm anuales distribuidas muy regularmente del otoño a la primavera, resultando un verano cálido y seco. La litología predominante son cuarcitas en las cumbres y pizarras en los llanos.

En estas condiciones se desarrolla principalmente Cambisoles dístricos de textura franco arenosa, pH ligeramente ácido y bajos niveles nutricionales (Baltanás, 1991).

Se seleccionaron dos áreas de estudio, una dominada por *Q. rotundifolia* (QRM) y otra por *Q. suber* (QSM). En cada una de ellas se tomaron 25 muestras de suelo empleando cilindros de 30cm de longitud y 5 de diámetro, teniendo lugar en otoño, invierno y primavera. Una vez secas al aire se tamizaron a 2mm determinándose Materia orgánica (MO), Nitrógeno total (NT), sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), y Capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Doran y Jones, 1996).

El estudio estadístico que se llevó a cabo consistió en la aplicación del test no paramétricos: U de Mann-Whitney y Spearman (Sokal y Rohlf, 1984), utilizando el paquete SPSS 15.0 para Windows.

Resultados y discusión

En la tabla 1, se muestran las características climáticas de la zona tras el análisis de los datos correspondientes a la época de estudio. La precipitación anual media es de 609 mm, recogiéndose prácticamente la mitad en otoño (49%), el 25% en invierno y el 22% en primavera. El verano es muy seco pues sólo se registra el 4% de la precipitación total anual.

Referente a las temperaturas medias, las mínimas registradas son de 6ºC en invierno y las máximas de 34ºC en verano. La evapotranspiración anual supera los 900 mm. Estas observaciones se corresponden con las características asociadas a un clima mediterráneo, con periodos húmedos y secos a lo largo del año, marcando la estacionalidad asociada a este tipo climático.

	otoño	invierno	primavera	anual
P(mm)	295.2	154.6	132.8	608.6
Tmin(ºC)	9.9	5.6	11.8	11.6
Tmax(ºC)	18.3	13.6	23.5	22.4
Eto(mm)	127.6	58.2	261.0	925.8
Def^1(mm)	82.0	0.0	110.5	593.1
Exc^1(mm)	178.7	94.1	3.3	276.1
Def^2(mm)	82.0	0.0	103.0	582.4
Exc^2(mm)	168.1	94.1	3.3	265.5

Tabla 1.- Características climáticas. P, precipitación; Tmin, temperatura mínima; Tmax, temperatura máxima; Eto, evapo-transpiración; Def^1, deficit de agua en QSM; Exc^1, exceso de agua en QSM; Def^2, deficit de agua en QRM; Exc^2 exceso de agua en QRM. La capacidad de retención de agua para QRM y QSM es 40 y 30 mm respectivamente.

La variabilidad se refleja en el déficit y exceso de agua que se produce a lo largo del año. El suelo está seco de mayo a octubre, produciéndose déficit de agua en todas las estaciones excepto en invierno. Estas condiciones climatológicas hacen que el período de estudio sea seco y caluroso. Los espacios dominados

tanto por *Q. rotundifolia* como por *Q. suber* presentan similares condiciones de estrés hídrico. Aunque, como podemos observar, es más acusado en *Q. rotundifolia*. Este hecho va a marcar una diferencia entre ambos ecosistemas, en cuanto a los parámetros nutricionales del suelo estudiados.

La tabla 2 muestra las características del suelo en invierno, primavera y otoño, Solamente el contenido de Na ($p < 0{,}001$) muestra un comportamiento diferente en las distintas estaciones en el año, correlacionándose, Tabla 4, positivamente con K ($p < 0{,}05$) y Mg ($p < 0{,}05$). El contenido de Na muestra un marcado aumento, este comportamiento hace que, tras el Ca sea el catión predominante en el complejo de cambio. La saturación de Na es lo suficientemente alta como para considerar la presencia de los suelos de sodio, sin embargo, no se alcanza, pues como señalan Jafari et al. (2004), este comportamiento es típico de las zonas de clima árido y semiárido, aunque estas condiciones no se alcanzan en el Parque Nacional de Monfragüe. El hecho de que el contenido de Na aumente mientras el resto se mantenga, pudiera indicar una gradual reducción de la absorción de Na por las plantas en comparación con la del resto de cationes (Havlin et al., 1999).

Nutrientes Kg/Ha	otoño	invierno	primavera
Na	0,62	0,42	0,53
K	0,36	0,44	0,37
Ca	2,79	2,87	2,76
Mg	0,41	0,36	0,37
MO	73,32	80,06	74,99
NT	6,60	6,31	6,25

Tablae 2.- Características de los suelos.

Analizando por separado el comportamiento de suelos en QRM y QSM a lo largo del año, tabla 3, encontramos diferencias significativas para todos los cationes y no para MO y NT. Las diferencias más elevadas son en el caso del Ca, alcanzándose en QRM los valores más elevados, como resulta para el resto de parámetros excepto para C:N. La relación C:N, como indicador de la mineralización, sugiere una mayor transformación de restos orgánicos, y por lo tanto de actividad biológica. Estos resultados nos indican que las condiciones de fertilidad en QRM son mejores que en QSM.

Nutrientes Kg/Ha	QSM	QRM
Na**	0,47	0,58
K*	0,31	0,47
Ca***	2,17	3,45
Mg**	0,32	0,43
MO	81,43	70,82
NT	6,35	6,43

Tabla 3. – Características de los suelos. *, ($p<0.05$); **, ($p<0.01$);***, ($p<0.001$).

En QSM destacan las correlaciones positivas entre Na, K, Ca y Mg ($p < 0{,}001$) y éstos con MO y NT, mostrando una fuerte dependencia entre los parámetros nutricionales así como el origen de los mismos,

más orgánico que mineral. Este hecho nos hace sospechar que su presencia va a determina el importante papel que la actividad biológica tiene en estos ecosistemas.

Al analizar el posible efecto de la estacionalidad entre QSM y QRM, tabla 8, se observan algunas diferencias significativas. Así, en invierno, las encontramos en el contenido de Ca ($p < 0,05$), suma de cationes ($p < 0,05$) y C:N ($p < 0,01$), mostrando los valores más elevados en QRM. En la primavera, continúan en las diferencias en el contenido de Ca ($p < 0,01$) y suma de cationes ($p < 0,01$), también con valores superiores en QRM. En otoño las diferencias se obtienen en el contenido de Ca ($p < 0,05$), Mg ($p < 0,01$) y suma de cationes ($p < 0,01$), también más elevados en QRM.

Nutrientes	otoño		invierno		primavera	
Kg/Ha	QSM	QRM	QSM	QRM	QSM	QRM
Na	0,57	0,67	0,38	0,46	0,45	0,61
K	0,31	0,41	0,33	0,55	0,29	0,46
Ca	2,01*	3,57	2,31*	3,43	2,17**	3,35
Mg	0,32**	0,50	0,31	0,40	0,34	0,40
MO	72,70	73,93	92,07	68,05	79,52	70,47
NT	6,55	6,65	6,24	6,38	6,25	6,25

Tabla 4. – Características de los suelos. *, ($p<0.05$); **, ($p<0.01$);***, ($p<0.001$).

La tabla 5 pone de manifiesto la variabilidad estacional dentro de cada formación estudiada. Así, en QRM se produce un incremento en el contenido de Na ($p < 0,05$), no apareciendo ninguna diferencia más en ningún parámetro ni de una a otra estación en cualquiera de los ecosistemas estudiados.

	QSM			QRM		
	o-i	i-p	anual	o-i	i-p	anual
Na	-	-	*	-	*	**
K	-	-	-	-	-	-
Ca	-	-	-	-	-	-
Mg	-	-	-	-	-	-
MO	-	-	-	-	-	-
NT	-	-	-	-	-	-

Table 5.- Soil characteristics. o-i, otoño a invierno; i-p invierno a primavera; -, diferencias no significativas; *, ($p<0.05$); **, ($p<0.01$);***, ($p<0.001$).

Conclusiones

Podemos destacar que las principales diferencias encontradas entre QRM y QSM están relacionadas con el contenido de Ca y suma de cationes, superiores en QRM. Durante todo el año los contenidos de Na y C:N varían resultando mayores a los encontrados en QRM pero con tendencia a igualarse. En QRM, las variaciones sólo son en el contenido de Na. No obstante, los suelos de QRM muestran mejores niveles nutricionales.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por CICYT REN2003-05062/GLO.

Bibliografia

Aschman, H., 1973. Distribution and peculiarity of Mediterranean ecosystem. In: Di Castri, F., Mooney, H.A. (Eds.), Mediterranean type ecosystems. Springer, Berlin, pp. 11-19.

Baltanás, E., 1991. Aspectos edáficos del Parque Natural de Monfragüe (Cáceres). Degree dissertation. Universidad de Extremadura. Cáceres. 431 pp.

BOE, 2007. Ley 1/2007 de 2 de Marzo. Boletín Oficial del Estado Nº 54, Madrid.

Doran, J., Jones, A., 1996. Methods for assessing soil quality. Doran and Jones Ed. SSSA Special Publication Number 49. Soil Sci. Soc. Am., Inc., Madison, 410 pp.

Doran, J., Parkin, T., 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, J., Jones, A. (Eds.), Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publication Number 49. Soil Sci. Soc. Am., Inc., Madison, pp. 25-37.

Escudero, J., Cabezas, J., Buyolo, T., Troca, A., 1998. Ordenación de los Complejos ambientales del Parque Natural de Monfragüe y área de influencia. Ed. Servicio de Publicaciones Universidad de Extremadura-Caja Duero. Cáceres, 167 pp.

European Environment Agency, 2005. The European Environment - State and outlook 2005. Copenhagen, 576 pp.

Fritz, H., Duncan, P., 1994. On the carrying capacity for larger ungulates of African savanna ecosystems. Proceedings of the Royal Society of London 256, 77-82.

Havlin, J., Beaton, J., Tisdale, S., Nelson, W., 1999. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. 6th ed. Prentice-Hall Inc, New Jersey, 499 pp.

Jafari, M., Zare Chahouki, M.A., Tavili, A., Azarnivand, H., Zahedi Amiri, Gh., 2004. Effective envoironmental factors in the distribution of vegetation types in Poshtkouh rangelands of Yazd Province (Iran). J. Arid Environm. 56, 627-641.

Kosmas, C., Gerontidis, St., Marathianou, M., 2000. The effect of land use change on soils and vegetation over various lithological forests on Lesvos (Greece). Catena 40, 51-68.

Papatheodorou, E., Stamou, G., Giannotaki, A., 2004. Response of soil chemical and biological variables to small and large changes in climatic factors. Pedobiologia 48, 329-338.

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

Sokal, R., Rohlf , F., 1984. Introducción a la Estadística. Ed. Reverte. Barcelona. 413 pp.

UNESCO, 2005. World Network of Biosphere Reserves. Man and the Biosphere Programme. UNESCO. Paris.

Vetter, S., 2005. Rangelands at equilibrium and non-equilibrium: recent developments in the debate. Journal of Arid Environments 62, 321-341.

TEMA 3

Uso e maneio do solo

Avaliação da aplicação ao solo de compostos orgânicos na cultura de tomate enxertado com diferentes sistemas de condução

Evaluation of organic fertilization with composts in the production of grafted tomatoes with different pruning systems

Isabel Mourão[2], Luís Almerindo Ferreira[3], Luis Miguel Brito[1], Luisa Moura[1]

Resumo

A utilização de fertilizantes orgânicos é uma alternativa para a fertilização de culturas hortícolas em estufa, particularmente no modo de produção biológico e em zonas onde exista restrição à aplicação de fertilizantes minerais. O presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito na produtividade e qualidade de tomate, em função da aplicação ao solo de compostos orgânicos e de diferentes sistemas de condução de plantas de tomate enxertadas, que estrategicamente se utilizam para atenuar a incidência de doenças no solo.

O ensaio decorreu na Primavera/Verão, numa estufa em Santo Tirso, com o desenho experimental 'split-plot', com 3 blocos. Cada bloco foi constituído por 4 grandes talhões, correspondentes aos tratamentos sem composto e com 3 compostos (certificado para a agricultura biológica, convencional e convencional com adição de casca de pinheiro), aplicados na dose de 7,3 t ha^{-1}. Dentro de cada grande talhão, incluíram-se 2 pequenos talhões referentes ao sistema de condução das plantas de tomate enxertado, em 2 e 3 hastes.

A produtividade média das culturas não variou significativamente com a aplicação dos compostos. No entanto, a aplicação de composto ao solo originou frutos mais firmes e com menor teor de acidez total. O calibre >102 mm representou em média 76% do total da produção e, para este calibre, a cultura com as plantas conduzidas em 2 hastes foi mais produtiva (14,5 kg m^{-2}) do que a cultura conduzida em 3 hastes (13,5 kg m^{-2}). Este benefício compensou o custo de um número superior de plantas necessárias para a condução em 2 hastes em comparação com 3 hastes.

Palavras-chave: Azoto, matéria orgânica, mineralização, razão C/N, temperatura

Abstract

The use of composts is an alternative to the fertilization of protected horticultural crops, especially in organic agriculture and in areas where there is restrictions to mineral fertilizers application. This study aimed to evaluate the effects on yield and quality of tomatoes, of the soil application of composts and different pruning systems of grafted tomato plants, which is used strategically to prevent the incidence of soil diseases. The experiment was conducted in spring / summer crops, in a greenhouse in Santo Tirso, Portugal, with the experimental design 'split-plot', with three blocks. The large plots included treatments with three composts (certified for organic production, conventional and conventional with pine bark) and without compost, applied at a rate of 7.3 t ha^{-1}, and the small plots included 2 pruning systems of grafted tomato: double and triple stem. The total yield was not significantly different between crops grown without and with the soil application of the three composts. However, fruits grown with compost were firmer and less acid compared to fruits grown without compost. The fruit grade > 102 mm represented an average of 76% and for this fruit grade, the double-stem tomato plants increased yield (14,5 kg m^{-2}), compared to plants with three stems (13,5 kg m^{-2}). This benefit offset the increased cost of the plants needed for double-stem tomato compared to plants with three stems.

Key-words: C/N ratio, mineralization, nitrogen, organic matter, temperature

Introdução

A intensificação da produção convencional de culturas hortícolas em estufa, nomeadamente de tomate, inclui a aplicação ao solo de elevadas quantidades de fertilizantes minerais, que têm contribuído para aumentos significativos da condutividade elétrica do solo e para a lixiviação de nutrientes. A utilização excessiva de fertilizantes minerais no solo agrícola é uma das principais causas de contaminação da água

[2] *Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Refóios, 4990-706 Ponte de Lima, Portugal. E-mail: isabelmourao@esa.ipvc.pt*
[3] *Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Viana do Castelo*

subterrânea (Ten Berge, 2002) sendo também, atualmente, uma das preocupações dos consumidores que têm revelado um interesse crescente pela qualidade dos alimentos e pelo seu modo de produção (Sorensen, 1999).
A incorporação de MO no solo, para além de beneficiar as propriedades físicas do solo (menor compactação, maior arejamento, maior agregação, maior capacidade de retenção de água), elevar o poder tampão (Makinde et al., 2009), o pH e a capacidade de troca catiónica (Yilmaz e Alagoz, 2010), aumenta o seu teor em N, P, K e outros nutrientes. A disponibilidade destes nutrientes depende, entre outras, das propriedades biológicas do solo, que podem ser cruciais para o modo de produção biológica ou em zonas com restrições à aplicação de fertilizantes minerais, onde a atividade de mineralização da MO, ao contrário do modo de produção convencional, determina a produtividade das culturas. Por exemplo, a adição de MO aumenta a biomassa microbiana e a atividade enzimática do solo (Gaofei et al., 2009) e contribui para o aumento da quantidade e da variedade de outros organismos benéficos, como por exemplo, de minhocas (Zaller e Kopke, 2004). No modo de produção biológico (MPB), a taxa de mineralização dos compostos orgânicos que se incorporam no solo está diretamente relacionada com a disponibilidade de azoto para as culturas e este processo tem de ser estudado para as diferentes condições de produção.
A intensificação da produção tem ainda contribuído para o aumento da incidência de doenças no solo, problema que pode ser atenuado com a enxertia das plantas. Na Europa, a enxertia de melancia (Bogoescu et al., 2010) e de tomate iniciou-se em meados do séc. XX (Gonzáles, 1999) e, atualmente é uma técnica em expansão em culturas protegidas, nomeadamente de tomate (Savvas et al. 2010). Em Espanha, os primeiros enxertos de melancia iniciaram-se nos anos 1980 os de tomate a partir da década de 1990, inicialmente em variedades sem resistências com por ex. Raf. Em Portugal, terá sido a empresa "Aromas e Flores" que iniciou os ensaios em enxertia de tomate em 1999 e desde 2007 comercializam estas plantas (Rodrigues, 2009).
A enxertia de encosto ou de topo em tomate, permite a obtenção de resistência a diversas doenças do solo (Venema et al. 2008; De la Torre, 2009; Miguel, 2009), tais como, a podridão da raiz (*Pyrenochaeta lycopersici*), *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici*, *Pseudomonas solanacearum*, *Verticillium albo-atrum* e poderá ainda proporcionar resistência a nemátodos e ao vírus do mosaico do tabaco (TMV) (Nawashiro, 1994, citado por Peil, 2003; McAvoy, 2005; Neshev, 2007). Por outro lado, a utilização de um porta-enxerto vigoroso induz a plantas enxertadas vigorosas, o que permite diminuir a densidade de plantação, sem prejuízo da produtividade e, ainda, manter a produção por vários meses como é habitual em cultura hidropónica de tomate e outras culturas como pimento, beringela e pepino (Lee, 2003; Peil, 2004; Slusarski, 2005). A absorção e/ou a eficiência de utilização de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg) pelas plantas pode ser melhorada pela enxertia com determinados porta-enxertos, principalmente devido às características mais vigorosas do sistema radicular, comparativamente com as cultivares para obtenção de fruto, o que permite uma menor aplicação de fertilizantes químicos (Slusarski, 2005; Savvas et al. 2010). A enxertia em tomate tem ainda o potencial de melhorar a adaptação a baixas temperaturas (Peil, 2003; Loginova, 2005; Venema, 2008), induzir tolerância à salinidade (Colla et al., 2010) e, nestas condições, poderá ainda contribuir para aumentar a qualidade dos frutos (Flores et al., 2010).
O presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito na produtividade e na qualidade dos frutos de tomate numa estufa de produção convencional, da aplicação ao solo de compostos orgânicos comerciais (de resíduos urbanos biodegradáveis separados na origem) e de dois sistemas de condução das plantas de tomate enxertado, em cultura protegida, no período de Primavera/Verão e contribuir para a tomada de decisão relativamente à utilização de compostos e ao melhor sistema de condução a utilizar para a cultura protegida de tomate produzido no solo.

Materiais e métodos

O ensaio realizou-se no concelho de Santo Tirso, na Escola Profissional Agrícola Conde de S. Bento (41º 20' 41,6'' N; 8º 28' 18,4''), num cambissolo com textura franco-arenosa (Agroconsultores e Geometral, 1995). No quadro 1 apresentam-se algumas das características químicas do solo. As plantas enxertadas (Aromas e Flores-Hortofloricultura Lda.) eram constituídas pela cultivar Valoásis M40 F1 enxertada no porta-enxerto Maxiforte (De Ruiter Seeds, 2012), tratando-se de um híbrido do tipo indeterminado, com um sistema radicular muito vigoroso, boa adaptação ao frio e a condições de alta salinidade e com resistência a diversos patogéneos (códigos: ToMV; Fol:0,1; For; Pl; Va; Vd; Ma; Mi e Mj; De Ruiter Seeds, 2012).

Quadro 1 - Características do solo da estufa onde se realizou o ensaio de tomate, em Santo Tirso.

pH	CE	MO	$P_2O_{5\ ER*}$	$K_2O_{\ ER*}$	Ca	Mg
H_2O	(dS m^{-1})	(g kg^{-1})	(mg kg^{-1})			
5,8	1,2	44,0	900,0	691,0	808,0	148,0

* ER - método de Egner-Rhiem

Os compostos utilizados foram: Nutrimais - Agricultura Biológica (C1), Nutrimais - Hortas e Jardins (C2) e Nutrimais com casca de pinheiro (C3). Estes compostos foram produzidos na Central de Valorização Orgânica da LIPOR (Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto) e foram provenientes da compostagem de matérias-primas separadas na origem. Os materiais originais utilizados na compostagem possuíam a seguinte composição, em proporções semelhantes (v/v): (i) resíduos orgânicos (provenientes de restaurantes, estabelecimentos hoteleiros, bares, cantinas, mercados, cooperativas agrícolas, centros de distribuição de produtos hortofrutícolas); (ii) resíduos verdes (resultantes das podas e da limpeza de jardins, parques, cemitérios) e (iii) refugos (materiais rejeitados pelos crivos que andam em recirculação no processo, especialmente materiais lenhosos de grandes dimensões). Para o composto 3, foi ainda adicionado cerca de 8% (p/p) de casca de pinheiro (24,1 t de casca de pinheiro em 306,1 t do material descrito.

O desenho experimental utilizado foi do tipo 'split-plot' com 3 blocos. Os talhões grandes (9,6 m^2 por talhão) corresponderam aos 4 tratamentos: sem composto (C0) e com a aplicação ao solo de 7,3 t ha^{-1} dos compostos C1, C2 e C3. Os talhões pequenos corresponderam ao sistema de condução das plantas de tomateiro com 2 e com 3 hastes. Em cada talhão grande foram plantadas a 23 de Março de 2011, 6 plantas conduzidas em 2 hastes e 4 plantas conduzidas em 3 hastes, num total de 24 hastes, com um espaçamento de 0,5 m entre hastes na linha e de 0,8 m entre linhas de hastes, resultando numa densidade de 1,25 e 0,83 plantas m^{-2}, respetivamente para as plantas de 2 e 3 hastes.

A incorporação dos fertilizantes orgânicos foi efetuada com uma fresa, o solo foi revestido com uma tela de cobertura e como tutores utilizou-se fio de nylon fixado ao solo no alinhamento de cada haste e atado a 2,5 m de altura. A proteção fitossanitária da cultura foi efectuada com uma largada, 45 dias após a plantação, do auxiliar *Nesidiocoris tenui* (Heteroptera: *Miridae*), predador muito móvel recomendado para o combate à anti-míldio, de N-tiotrihalometilo (Folpetis WG, Sapec), um tratamento *com enxofre molhável para controlo do ácaro Aculops lycopersici, compatível com o predador N. tenuis. A* cultura foi regada com um sistema de rega gota-a-gota. F*oram introduzidos no interior da estufa* abelhões (*Bombus terrestre*, Beeline bb Bioline Syngenta) e efetuaram-se periodicamente as seguintes operações culturais: eliminação dos lançamentos desnecessários ao sistema de condução e dos rebentos laterais e ainda a desponta a 2,5 m de altura.

A primeira colheita comercial de tomate ocorreu no dia 15 Junho, 84 dias após a plantação e a última colheita no dia 20 Setembro, 181 dias após a plantação, tendo-se realizado 15 colheitas semanais ao longo de um período de 97 dias, em duas plantas por cada repetição de todos os tratamentos. Foram registados o número de frutos e peso fresco por calibre (≤57, 58-67, 68-82, 83-102 e >102 mm). Foi ainda avaliado visualmente o grau de maturação à colheita, dividido em quatro níveis: verde/rosado, rosado/verde, rosado/vermelho e vermelho. A firmeza, o pH, o teor em sólidos solúveis totais e a acidez titulável, foram avaliados em 4 colheitas ao longo do período de colheita. A firmeza dos frutos foi medida com um penetrómetro (TR Snc) e foi expressa pela média da força máxima (kg cm^{-2}) necessária para penetrar cada um dos frutos, com uma sonda cilíndrica de 8 mm a uma velocidade de 50 mm/min. Todos os frutos foram divididos em metade, sendo uma das partes liquefeita para determinação do teor em sólidos solúveis, pH e acidez titulável, enquanto a outra parte foi utilizada para determinação da matéria seca (MS) e da concentração dos nutrientes na MS. O teor de sólidos solúveis foi determinado com um refractómetro ABBE (Vitrilab), o pH foi medido com um potenciómetro e a acidez titulável foi determinada por titulação a pH 8,1 com uma solução de NaOH 0,1 N, na presença de fenolftaleína e foi expressa em percentagem de ácido cítrico. A matéria seca foi determinada após secagem dos frutos numa estufa ventilada a 70 ºC, durante 48 horas.

Utilizaram-se as normas europeias (CEN, 1999) para a determinação das seguintes características dos compostos: humidade, com base em 50 g de material original (EN 13040); pH por potenciometria (EN 13037); condutividade eléctrica (25ºC) dos extractos aquosos obtidos para o pH (1+5, v/v) após filtração (EN 13038); matéria orgânica (MO), por calcinação a 550°C durante 4 horas (EN 13039). A relação C/N foi calculada pelo quociente entre o teor de carbono, e o teor de azoto. O teor de carbono total, foi calculada pela fracção entre o teor da matéria orgânica e a constante 1,8 (Gonçalves & Baptista, 2001). O azoto mineral, após extracção com KCl 2M (1:5), foi determinado por espectofotometria de absorção molecular (Houba *et al*., 1995), após diálise, em autoanalisador de fluxo segmentado, sendo o teor de N

amoniacal determinada pela reacção de Berthelot e a de N nítrico através do reagente de Griess-Ilosvay, após redução em coluna de cádmio.
A comparação dos resultados entre tratamentos, e entre conjuntos de tratamentos, para cada data de colheita, realizou-se através da análise de variância, recorrendo-se ao programa SPSS versão 15.0, sendo a comparação entre as médias dos tratamentos e entre as médias das diferentes doses dos fatores principais, baseada na menor diferença significativa ($P < 0,05$).

Resultados e discussão

A caracterização dos compostos utilizados encontra-se no quadro 2. O composto C3, que resultou da adição de casca de pinheiro aos materiais originais utilizados na compostagem dos três compostos, em comparação com C1 e C2, possuía teores mais elevados de MO, N na forma nítrica ($N\text{-}NO_3^-$), Ca e K disponíveis, e uma razão C/N inferior, embora a diferença não tenha sido significativa. Este composto apresentou ainda valores mais baixos de pH e de condutividade elétrica. O N na forma amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) e o teor em magnésio (Mg) foram superiores no composto C2, que apresentou, no entanto, os menores teores em fósforo (P) e cálcio (Ca). O teor de $N\text{-}NH_4^+$ dos substratos é geralmente baixo e neste composto é elevado provavelmente porque o composto não estava suficientemente maturado.
As diferenças na produtividade final e no número total de frutos, incluindo todos os calibres, para os diferentes tratamentos não foram significativas (quadro 3), assim como as diferenças no peso fresco total dos frutos para os calibres ≤57, 58-67, 68-82 e 83-102 mm. No entanto, a produtividade alcançada com os frutos de maior calibre (>102 mm), que foi o calibre mais representativo, em média com 76% do total de frutos produzidos, foi diferente. A cultura de tomate produzida com o composto 2 e conduzida a 2 hastes apresentou o maior peso fresco de frutos para o calibre >102 mm (15,4 kg m^{-2}), que foi significativamente superior ao peso obtido pelas culturas produzidas sem composto e conduzidas com 2 ou 3 hastes (em média 12,5 kg m^{-2}) e pela cultura produzida com o composto 1 conduzida a 3 hastes (Fig. 1a). Embora não significativa, a diferença entre a produtividade média das culturas produzidas com os três compostos e a não aplicação de composto ao solo, para o calibre >102 mm, foi de 2,0 kg m^{-2} (Fig. 1b). A elevada fertilidade inicial do solo (quadro 1), devida a uma utilização contínua de culturas protegidas intensivas com aplicação de MO e fertilizantes minerais, terá disponibilizado nutrientes que satisfizeram as principais necessidades da cultura de tomate, de forma que a disponibilidade de nutrientes provenientes da mineralização da matéria orgânica dos compostos aplicados ao solo, não tenha tido um efeito mais evidente no desenvolvimento e crescimento das plantas. A produtividade do composto 2 foi semelhante à obtida com o composto 3 para os dois sistemas de condução das plantas, o que eventualmente poderá estar relacionado com o facto do composto 2 conter os maiores valores de $N\text{-}NH_4^+$ e o composto 3 uma maior quantidade de $N\text{-}NO_3^-$.

Quadro 2 - Teores de matéria seca (MS), matéria orgânica (MO), pH, condutividade elétrica (CE), razão C/N, e teores na matéria seca de $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NH_4^+$, N mineral, N total, P, K, Ca e Mg, para os 3 compostos utilizados. Valores das médias ± desvios padrão (n=18). Letras diferentes em cada linha correspondem a diferenças significativas entre os compostos ($P < 0,05$).

		C1		**C2**		**C3**	
MS	(%)	82,5±1,49	a	80,8±1,41	a	64,7±2,28	b
MO	(g kg^{-1})	610±11,3	b	640±3,1	ab	682±2,3	a
pH		8,7±0,10	a	8,7±0,06	a	7,6±0,13	b
CE	(dS m^{-1})	7,5±0,30	a	7,2±0,35	a	5,8±0,28	b
C/N		15,4±0,87	a	15,2±0,94	a	13,5±2,09	a
$N\text{-}NO^{3-}$	(mg kg^{-1})	224±116,0	b	204±19,2	b	1100±106,8	a
$N\text{-}NH^{4+}$	(mg kg^{-1})	1221±163,5	b	2008±36,6	a	1276±194,9	b
N min	(mg kg^{-1})	1446±95,4	c	2213±53,2	b	2375±118,5	a
N	(g kg^{-1})	24,3±1,32	ab	23,5±1,84	b	25,1±1,34	a
P	(g kg^{-1})	5,6±0,19	a	4,9±0,13	b	5,5±0,49	a
K	(g kg^{-1})	10,3±0,49	b	20,2±5,22	a	21,2±0,42	a
Ca	(g kg^{-1})	42,2±0,34	b	37,6±0,33	c	72,5±0,48	a
Mg	g kg-1	1,4±0,04	c	1,7±0,06	a	1,6±0,05	b

Quadro 3 - Número total de frutos (m^{-2}) e produtividade final (kg m^{-2}) para a média das plantas produzidas sem composto (C0) e com os compostos (C1, C2 e C3) e para a média das plantas conduzidas a 2 e a 3 hastes.

Tratamentos		Nº de frutos m^{-2}	Produção kg m^{-2}
Composto	Nº hastes		
C0	2	81,9	17,9
	3	79,0	16,8
C1	2	82,7	18,8
	3	83,1	17,9
C2	2	84,0	20,2
	3	85,4	19,0
C3	2	87,3	19,0
	3	81,3	18,5
LSD		17,4	4,8

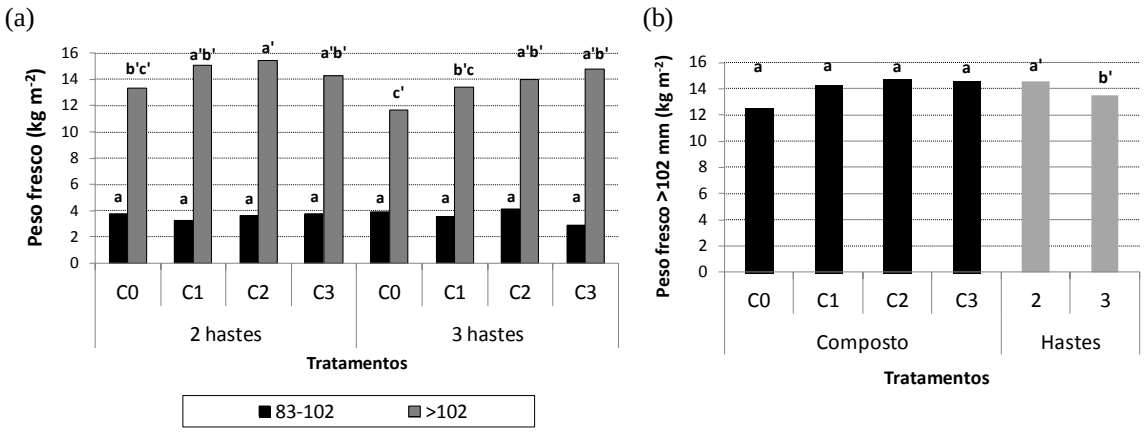


Figura 1 - Peso fresco dos frutos (kg m^{-2}) para (a) os calibres 83-102 e >102 mm, para as plantas produzidas sem composto (C0) e com os compostos (C1, C2 e C3), conduzidas a 2 e a 3 hastes e (b) para o calibre >102 mm. Letras diferentes para a mesma série correspondem a diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

Para o calibre >102 mm a produtividade foi superior no sistema de condução em 2 hastes (14,5 kg m^{-2}) em comparação com o sistema em 3 hastes (13,5 kg m^{-2}) (Fig. 1b). Apesar do sistema de condução em 3 hastes significar uma redução no número de plantas utilizadas, a menor produtividade obtida para os frutos de maior calibre, melhor valorizados, mostrou não ser economicamente rentável em comparação com a condução a 2 hastes. Considerando o preço unitário das plantas enxertadas de 0,70 € e a diferença entre a densidade das plantas conduzidas em 2 e 3 hastes de 0,42 plantas m^{-2}, o custo das plantas foi de mais 0,29 € m^{-2} para a condução a 2 hastes. Como o acréscimo de produtividade foi de 1,1 kg m^{-2} que, ao preço médio de 0,50 € kg^{-1}, corresponde a 0,55 € m^{-2}, o benefício obtido foi de 0,26 € m^{-2}, o que é equivalente a 2560 € ha^{-1}.

Apesar da produtividade alcançada por plantas de tomate enxertadas e conduzidas em duas hastes ter sido idêntica à obtida com plantas não enxertadas e conduzidas com uma única haste (Peil e Gálvez, 1999, citado por Peil, 2003), o valor acrescido das plantas enxertadas, relativamente às não enxertadas, foi compensado pela diminuição do custo de implantação da cultura, por possibilitar a plantação mais cedo já que as raízes do porta-enxerto, normalmente, conseguem desenvolver-se em condições de temperatura mais baixa do solo, pela melhor adaptação à maioria dos solos pela sua rusticidade e ainda pela resistência a diversos patogéneos de solo.

Os tomates de calibres 83-102 mm e >102 mm abrangeram a quase totalidade da produção (95%) o que evidencia a capacidade produtiva da cultivar Valoásis M40 F1 de tomate, com calibres grandes e uniformes e coloração rosado/vermelho e vermelho, que ocorreu em 56% dos frutos. A avaliação da matéria seca e dos parâmetros de qualidade dos frutos, foi efetuada para os tratamentos onde não se

aplicou composto ao solo (C0) e onde se aplicou o composto 1 (C1), para os dois sistemas de condução. A matéria seca dos frutos foi semelhante para todos os tratamentos e foi, em média, 4,8%. A firmeza dos tomates produzidos sem composto e conduzidos em 3 hastes (1,8 kg) foi inferior à firmeza dos frutos produzidos com o composto 1 (em média 2,1 kg). O teor em sólidos solúveis do fruto (em média 3,5°Brix) e o pH (em média 4,0) foram idênticos para os frutos produzidos com e sem composto, nos dois sistemas de condução. No entanto, a acidez foi inferior nos tomates produzidos com o composto 1 e conduzidos em 2 hastes (0,51 g 100g Pf), em comparação com os frutos produzidos sem composto (em média 0,61 g 100g Pf).

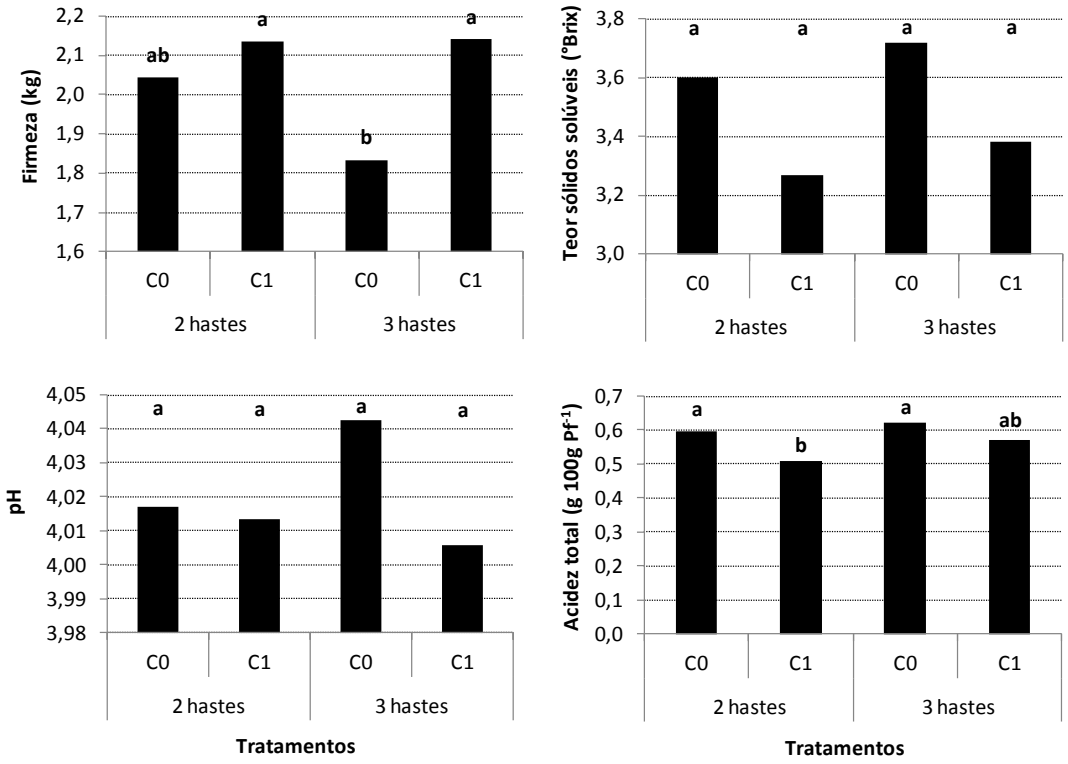


Figura 2 - Firmeza (kg), teor em sólidos solúveis (°Brix), pH e acidez total (g 100 g Pf^{-1}) dos frutos, para a média das plantas produzidas sem composto (C0) e com os compostos (C1, C2 e C3) e para as plantas conduzidas a 2 e a 3 hastes. Letras diferentes para a mesma série correspondem a diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

Conclusões

A diferença entre a produtividade das culturas de tomate produzidas com a aplicação ao solo dos três compostos utilizados e a não aplicação de composto ao solo, não foi evidente. A disponibilização dos nutrientes minerais, resultantes da mineralização da MO dos compostos, não se traduziu em diferenças mais elevadas, provavelmente devido à elevada fertilidade do solo em que decorreu o ensaio, sendo assim, necessário avaliar o efeito da fertilização orgânica em condições de solo menos fértil e por períodos de tempo mais longo. No entanto, a qualidade dos frutos beneficiou com a aplicação do composto ao solo, produzindo-se frutos mais firmes e com menor teor de acidez total.

O sistema de condução em 2 hastes de plantas de tomate enxertadas, resultou numa maior produtividade para o calibre >102 mm, em comparação com a condução em 3 hastes, tendo o benefício compensado o custo de um número superior de plantas necessárias para a condução em 2 hastes em comparação com 3 hastes.

Referências bibliográficas

Baggie, I.; Rowell, D.L.; Robinson, J.S. & Warren, G.P. (2004) - Decomposition and phosphorus release from organic residues as affected by residue quality and added inorganic phosphorus. *Agroforestry Systems* 63: 125-131.

Bogoescu, M.; Doltu, M.; Iordache, B.; Tanasa, N.; Sora, D. & Mohora, A. (2010) - Grafting Watermelons Crop – Non Chemical Methyl Bromide Alternative in Romanian Horticulture. *Bulletin UASVM Horticulture*, 67(1): 1843-5394.

Brito, L.M.; Paiva, A.; Reis, M. & Ribeiro, H.M. (2010) - Analysis of physical and chemical characteristics of commercial substrates and comparison with a compost of organic waste. *Spanish Journal of Rural Development*, 1(3): 51-60.

CEN (1999) - European Standards - Soil improvers and growing media. European Committee for Standardization.

Colla, G.; Rouphael, Y.; Cardarelli, M.; Salerno, A. & Rea, E. (2010) - The effectiveness of grafting to improve alkalinity tolerance in watermelon. *Environ. Exp. Bot.* 68: 283-291.

De la Torre, F. (2009) - Injertos Horticolas. *Revista da Associação Portuguesa de Horticultura*, 95: 21-31.

De Ruiter Seeds (2012). <http://www.es.deruiterseeds.com/Products?category=

%2FProducts%2FSales_Company_Spain%2Fportainjertos>.

Flores, F.B.; Sanchez-Bel, P.; Estan, M.T.; Martinez-Rodriguez, M.M.; Moyano, E.; Morales, B.; Campos, J.F.; Garcia-Abellán, J.O.; Egea, M.I.; Fernández-Garcia, N.; Romojaro, F. & Bolarín, M.C. (2010) - The effectiveness of grafting to improve tomato fruit quality. *Scientia Horticulturae*, 125: 211-217.

Gaofei, G.; Zhaojun, L.; Fenliang, F.; Guixin, C.; Zhenan, H. & Yongchao, L. (2009) - Soil biological activity and their seasonal variations in response to long-term application of organic and inorganic fertilizers. *Plant and Soil* 326(1-2): 31-44.

Gonçalves, M.S.& Baptista, M. (2001) - Proposta de regulamentação sobre qualidade do composto para utilização na agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, INIA, MADRP, Lisboa.

González, J. (1999) - El injerto en hortalizas. In: Vilarnau, A. & González, J., *Planteles: semilleros, viveros*. Reus : Ediciones de Horticultura, 121-128.

Houba, V.J.G.; Van der Lee, J.J. & Novozamsky, I. (1995) - Soil Analysis Procedures – Other Procedures, part 5B, sixth ed. Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, Netherlands.

Kubota, C.; Mcclure, M.; Burelle, N.K.; Bausher, M.G. & Rosskopf, E.N. (2008) - Vegetable Grafting: History, Use, and Current Technology Status in North America. *HortScience*, 43(6): 1664-1669.

Lee, J.M. (2003). Advances in vegetable grafting. *Chronica Horticulturae*, 43: 13-19.

Makinde, E.A.; Eniola, H.T. & Fagbola, O. (2009) - Effect of organic, organomineral and NPK fertilizers on soil pH, organic matter and micronutrient content in two soil types in Nigeria. *Research on Crops*, 10(1): 77-85.

McAvoy, R. (2005) - Grafting Techniques for Greenhouse Tomatoes. *Commercial Vegetable and Fruit Crops Newsletter*, 1(3): 1-4.

Miguel, A. (2009) - Evolución del injerto de hortalizas en España. *Horticultura Internacional*, 72: 10-16.

Neshev, G. (2007) - Major soil-borne phytopathogens on tomato and cucumber in Bulgaria, and methods for their management. In: R. Labrada (eds), *Manual - Alternatives to replace methyl bromide for soil-borne pest control in east and Central Europe*, FAO e UNEP, 1-22.

Peil, R.M. (2003) - A enxertia na produção de mudas de hortaliças. *Ciência Rural*, 33(6): 1169-1177.

Peil, R.M. & Gálvez, J.L. (2004) - Rendimiento de plantas de tomate injertadas y efecto de la densidad de tallas en el sistema hidropónico. *Hort. Bras.* 22(2): 265-270.

Rodrigues, C.L. (2009) - Plantas hortícolas enxertadas. I Colóquio Nacional de Sementes e Viveiros, *Actas Portuguesas de Horticultura*, 15: 80-84.

Savvasa, D.; Collab, G.; Rouphaelc, Y. & Schwarzd, D. (2010) - Amelioration of heavy metal and nutrient stress in fruit vegetables by grafting. *Scientia Horticulturae* 127: 156–161.

Slusarski, C. (2005) - Alternatives for the replacement of methyl bromide as a soil fumigant in Poland. In: R. Labrada (eds), *Manual - Alternatives to replace methyl bromide for soil-borne pest control in east and Central Europe*, FAO e UNEP, 59-91.

Sorensen, J.N. (1999) - Nitrogen effects on vegetable crop production and chemical composition. *Acta Horticulturae*, 506: 41-49.

Ten Berge, H.F.M. (2002) - *A review of potential indicators for nitrate loss from cropping systems in the Netherlands*. Plant Research International, Wageningen, the Netherlands, 168 pp.

Venema, J.H.; Dijk, B.E.; Bax, J.M.; van Hasselt, P.R. & Elzenga, J.T.M. (2008) - Grafting tomato (*Solanum lycopersicum*) onto the rootstock of a high-altitude accession of *Solanum habrochaites* improves suboptimal-temperature tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, 63: 359–367.

Yilmaz, E. & Alagoz, Z. (2010) - Effects of short-term amendments of farmyard manure on some soil properties in the Mediterranean region - Turkey. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 8: 859-862.

Zaller, J.G. & Kopke, U. (2004) - Effects of traditional and biodynamic farmyard manure amendment on yields, soil chemical, biochemical and biological properties in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 40: 222-229.

Avaliação do efeito fertilizante de um composto: Biodisponibilidade e perdas por lixiviação em fósforo

Carmo Horta, Vera Cipriano, Marta Batista

Instituto Politécnico de Castelo Branco, Escola Superior Agrária, CERNAS, Quinta da Sra. de Mércules, 6001-909, Castelo Branco, Portugal.
E-mail:carmoh@ipcb.pt

Abstract

The use of compost in agriculture could be an alternative to the use of fertilizers namely phosphate fertilizers, in order to improve the sustainability of phosphate rocks exploitation to obtain phosphate fertilizers. During 17 weeks, an incubation experiment was done to evaluate soil P availability from a composted material compared with a phosphate fertilizer. Two amounts of P were used (60 and 120kg/ha of P_2O_5). P losses that could occur due to drainage water leaching were also evaluated. During the experiment, soil was sampled 8 times in order to quantify (i) bioavailable P (AL-P and Olsen-P), (ii) inorganic P and (iii) organic P. Leaching water was sampled after 24 and 72 h after watered the soil, and dissolved and organic P was quantified. At the end of the experiment the soil with the highest dose of compost application shows a level of Olsen-P higher than the one obtained with the P fertilizer at the same dosage. P application to the soil resulted in an increment of the dissolved P in the drainage water, on both compost and fertilizer applications. Nevertheless, the compost reduced significantly P losses to drainage water after 24 hours of leaching, achieving after that period values lesser than the limit of 0.1mg L^{-1}, considered the water quality standard of water tables in order to prevent eutrophication of water bodies. The results suggest that the use of the compost as a P source to crops can be an agronomical solution.

Keywords: Compost; Eutrophication; Fertilization; Phosphorus.

Introdução

O fósforo (P) é um elemento essencial a qualquer forma de vida. Os níveis de fósforo no solo são, de uma forma natural, relativamente baixos. Este facto tem levado a uma utilização repetida de adubos fosfatados e de resíduos orgânicos provenientes da atividade pecuária, com o intuito de aumentar a quantidade deste nutriente no solo, e consequentemente a produção agrícola (Sibbesen e Runge-Metzer, 1995; Torrente et al., 2007). Atualmente existe, uma grande preocupação com a sustentabilidade da gestão do P a nível dos agro-ecossistemas, uma vez que os adubos fosfatadas são obtidos a partir de rochas fosfatadas que constituem um recurso natural finito. Alguns resíduos orgânicos possuem quantidades relativamente elevadas de P total. Este P encontra-se na forma orgânica e inorgânica, e em resíduos com baixa C/N e C/P, espera-se uma elevada taxa de mineralização e portanto uma elevada disponibilização do P com potencial para ser absorvido pelas plantas ou transferido para as águas de drenagem e superficiais (Eriksen e Kristensen, 2001; Shigaki et al., 2007). Assim, o conhecimento da disponibilização de P para o solo proveniente de resíduos orgânicos ricos em P e do seu comportamento no solo é da maior importância sob o ponto de vista não só agronómico como também ambiental. Relativamente a este último aspeto também a sobrefertilização do solo em P, acima da sua capacidade de sorção, tem conduzido a que estes solos representem um risco ambiental, pois podem conduzir à eutrofização das águas superficiais devido à perda de P por poluição difusa (Sharpley e Tunney, 2000).
Deste modo, o presente trabalho teve como principal objetivo avaliar o P biodisponível e as perdas de P por drenagem interna, após aplicação ao solo de um composto, obtido pela mistura de vários resíduos sujeitos ao processo da compostagem.

Material e Métodos

Solo

O trabalho foi desenvolvido a partir de uma amostra de solo colhida nos primeiros 30 cm de profundidade. O solo utilizado foi um Regossolo (IUSS, 2006) localizado na Quinta da Sra. de Mércules. Em cada repetição das várias modalidades utilizou-se 1,5 kg de terra crivada a 2mm. Na Tabela 1 estão indicados os parâmetros que foram analisados na amostra durante o ensaio (P biodisponível: AL-P e Olsen-P), P orgânico e P inorgânico e a respetiva metodologia. O solo utilizado apresentava textura

grosseira, era ácido, com um nível de fósforo muito baixo, teor médio em matéria orgânica (MO) e alto em potássio (K) assimilável.

Composto

O composto utilizado foi obtido pela compostagem de vários resíduos, tais como a serradura e casca de pinho, lamas de agro-indústria (polpa de fruta), lamas de depuração de ETAR urbanas e de matadouro e materiais inorgânicos como cinzas voláteis de centrais de biomassa. A metodologia analítica para a sua caracterização encontra-se na Tabela 2.

Tabela 1 – Metodologia analítica utilizada na caracterização das formas de fósforo do solo

Parâmetros		Metodologia	Unidades
Fósforo "Biodispoinivel"	AL-P	Método de Egnér *et al* 1960	mg P_2O_5 kg^{-1}
	Olsen-P	Método de Olsen *et al* 1954	mg P kg^{-1}
Fósforo inorgânico (P_i)		Extração: ácido sulfúrico 0,5N; doseamento: colorimetria por espectrofotometria de absorção molecular	mg P kg^{-1}
Fósforo Total (P_t) Fósforo Orgânico (P_o)= (P_t–P_i)		Incineração e extração: ácido sulfúrico 0,5N; doseamento: colorimetria por espectrofotometria de absorção molecular	

Tabela 2 - Metodologia analítica utilizada na caracterização do composto

Parâmetros	Metodologia	Unidades
Humidade	Norma EN 12880:2000 – Método Gravimétrico	%
pH (H_2O)	Norma EN NP 12176:2000 – Potenciometria	
Condutividade eléctrica (1:5)	Método Interno (Condutivimetro)	dS m^{-1}
Matéria Orgânica	Norma EN 12879:2000	%
Azoto (N-Total)	Norma EN 13342:1995	%
Azoto (N-Org)	Método de Kjeldahl	%
Azoto (N-NH_4^+)	(Modificado)	%
Cloretos (Cl^-)	Método de Mohr	mg $100g^{-1}$
Fósforo total (P)	Norma EN 13346:2005 (extração por *Áqua Régia*) e doseamento por espectrofotometria de absorção molecular (colorimetria)	%
Potássio total (K) Cálcio total (Ca), Magnésio total (Mg), Sódio total (Na), Ferro Total (Fe), Manganês total (Mn)	Método de extração com HCl (1+1) e doseamento por espectrofotometria de absorção atómica	% mg kg^{-1}
Zinco total (Zn), Cobre total (Cu), Chumbo total (Pb), Cádmio total (Cd), Níquel total (Ni), Crómio total (Cr)	Norma EN 13346:2005 (extração por *Áqua Régia*) e doseamento por espectrofotometria de absorção atómica	mg kg^{-1}

Preparação das modalidades

O delineamento experimental seguido foi o de bifatorial completa: dose de fósforo aplicada X tipo de fertilizante incorporado. Foram efetuadas 4 repetições de cada modalidade num total de 24 vasos (Tabela 3). Foi considerado como testemunha a modalidade sem aplicação de composto ou adubo.

Tabela 3 – Modalidades utilizadas no ensaio

Fertilizantes	Doses		
	0 kg P_2O_5/ha	60 kg P_2O_5/ha	120 kg P_2O_5/ha
Composto	0	CD1	CD2
Adubo	0	AD1	AD2

Para o cálculo da quantidade de composto ou adubo a aplicar por modalidade consideraram-se as seguintes condições: fósforo total do composto de 1,4 % P_2O_5, teor em fósforo do adubo comercial de 18% de P_2O_5 e massa de terra fina 2000t/ha.
Aplicaram-se as seguintes quantidade de composto e de adubo: 3,2 g ou 6,4 g de composto seco a 80ºC por cada vaso com 1,5 kg de terra corresponde à aplicação de 60 ou de 120 kg de P_2O_5/ha (CD1 e CD2); 0,25 g ou 0,50 g de adubo (Superfosfato de cálcio a 18 %) por cada vaso com 1,5 kg de terra corresponde à aplicação de 60 ou 120 kg/ha de P_2O_5 (AD1 e AD2).

Instalação do ensaio de incubação
O composto ou o adubo (moído finamente) foram incorporados e misturados com a terra e colocados a 70% da capacidade de campo. As caixas de incubação foram colocadas dentro de uma estufa com temperatura controlada a 25 ºC durante cerca de 4 meses (31 de Janeiro - 9 de Junho de 2011). Durante o período de incubação foram retiradas 8 amostras de terra para análise laboratorial com uma periodicidade de 15 dias.

Instalação do ensaio de lixiviação de fósforo
Após a 8ª colheita o solo foi regado até à capacidade de campo e colocado em colunas de lixiviação. Foi aplicada uma quantidade de água, por cada repetição, em quantidade suficiente para originar lixiviação através de toda a coluna de solo. Esta quantidade de água foi testada previamente com solo da mesma proveniência, e correspondeu à aplicação de 400 ml de água desionizada, por cada repetição. Passadas 24h recolheu-se o lixiviado. Efetuou-se outra colheita do lixiviado após 72h que correspondeu ao valor total da água aplicada (400ml). Na água lixiviada foi quantificado o P dissolvido e o P orgânico, após centrifugação da amostra de água a 9 000 m s^{-2} durante 10 min (P em solução e em partículas <0,45 μm). Quantificou-se no sobrenadante o P dissolvido (P_d) pelo método de Murphy e Riley (1962). O P orgânico foi quantificado a partir de uma amostra de água lixiviada centrifugada de forma igual à anterior atacada a quente numa mistura de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e persulfato de sódio ($Na_2S_2O_8$), sendo o P quantificado pelo mesmo método (P total-P_t). O P orgânico resulta da diferença entre este valor (P_t) e o do P dissolvido.

Tratamento estatístico dos resultados
Para a realização da análise estatística dos resultados foi utilizado o programa STATIX 7 (Analytical Software, 2000), utilizando a análise de variância modelo fixo bifatorial completo. Utilizaram-se os seguintes níveis críticos de significância: $p< 0,05$ (*), $p< 0,01$ (**) e $p< 0,001$ (***). Efetuou-se a comparação múltipla das médias das várias modalidades através do teste de Tukey.

Resultados e discussão

Caracterização do Composto utilizado no Ensaio
Observa-se que a C/P do composto é baixa indicando facilidade na mineralização do P orgânico. O composto aplica uma quantidade considerável de K e também algum Ca. A quantidade de metais pesados e micronutrientes introduzidos no solo com a aplicação do composto são inferiores aos limites estabelecidos no Decreto-Lei nº276/2009 (Tabela 4).

Tabela 4 – Caracterização analítica do composto e elementos minerais adicionados ao solo

Parâmetros	Nº de amostra Referencia		Composto	CD1 Nut. kg/ha	CD2 Nut. kg/ha
Humidade a 80 ºC		%	34,87		
Humidade a 105 ºC		%	37,10		
pH			6,3		
Condutividade eléctrica		$mS.cm^{-1}$	1,34		
Matéria Orgânica		%	41,2		
C/N			10		
C/P			17		
Azoto total	N-Total	%	1,53	43 Kg	86 Kg
Azoto orgânico	N-Org	%	1,40		
Azoto Amoniacal	$N\text{-}NH_4^+$	%	n.q.		
Fósforo total	P_2O_5	%	1,4	60	120
Potássio total	K	%	0,64	27,3	54,6
Cálcio total	Ca	%	0,15	6,4	12,8
Magnésio total	Mg	%	0,02	0,85	1,7
Sódio total	Na	%	0,09	3,84	7,68
Cloretos	Cl^-	$mg.100g^{-1}$	0,75		
Ferro total	Fe	%	0,72	30,7	61,4
Manganês total	Mn	$mg.kg^{-1}$	457	1,9	3,8
Zinco total	Zn	$mg.kg^{-1}$	199	0,9	1,8
Cobre total	Cu	$mg.kg^{-1}$	961	4,1	8,2
Chumbo total	Pb	$mg.kg^{-1}$	24,5	0,1	0,2
Cádmio total	Cd	$mg.kg^{-1}$	n.q.	-	-
Níquel total	Ni	$mg.kg^{-1}$	26,1	0,1	0,2
Crómio total	Cr	$mg.kg^{-1}$	34,4	0,1	0,2

Formas de P no solo

A aplicação de composto conduziu a um aumento significativo no P biodisponível do solo avaliado como AL-P ou Olsen-P (Figura 1) relativamente à modalidade testemunha. Quer no início quer no final do ensaio a incorporação de composto originou um teor em P biodisponível semelhante ao apresentado pela modalidade com incorporação de adubo na dose de 60kg P_2O_5/ha (AD1). Também noutros ensaios semelhantes (Mkhabela e Warman, 2005; Sikora e Enkiri, 2003), se refere que é semelhante a biodisponibilidade em P proveniente de produtos compostados relativamente a adubos fosfatados (superfosfato) e Chan (2008) indica que o seu uso substitui completamente os adubos fosfatados e origina uma redução de cerca de 50% na perda de P nas águas de escoamento superficial.

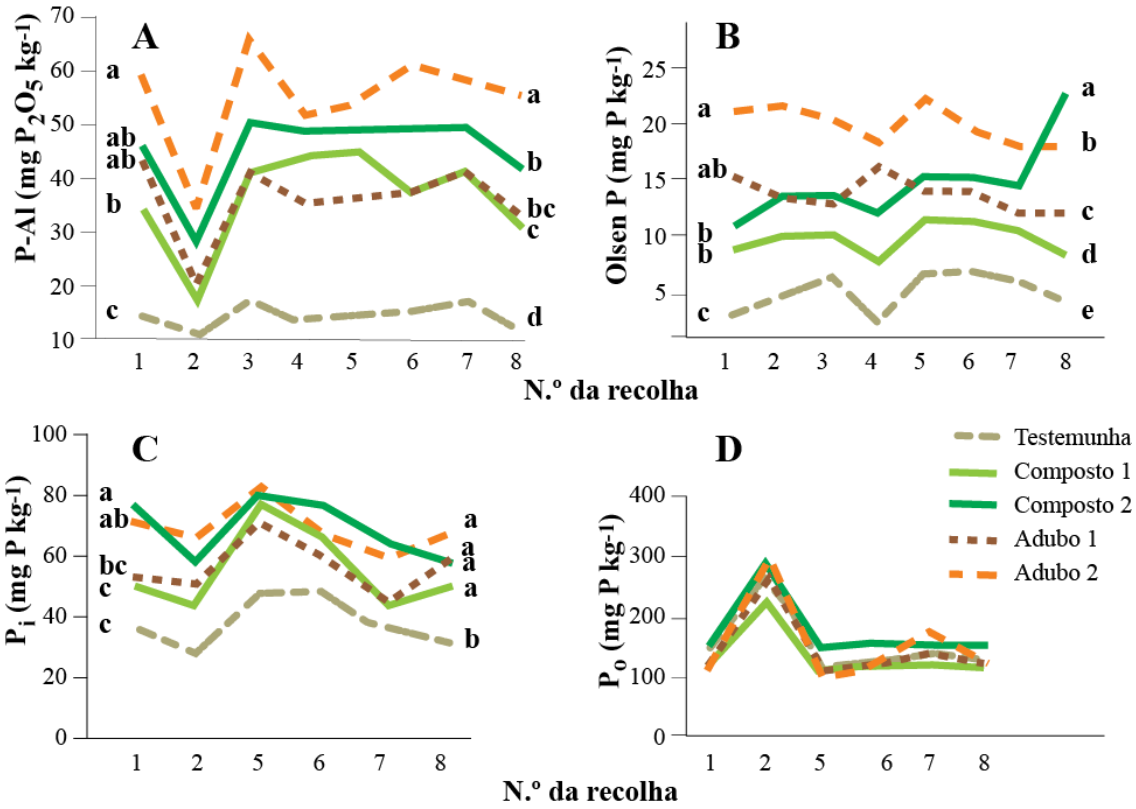


Figura 1 – Evolução do fósforo biodisponível (AL-P e Olsen-P) do fósforo inorgânico (P_i) e do fósforo orgânico (P_o) no ensaio de incubação. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as modalidades ($p<0,001$).

Relativamente à fração biodisponível do P a partir de produtos compostados, Eghball (2002) refere que no primeiro ano de aplicação, esta fração é de cerca de 60%. No entanto, neste ensaio e em termos médios obtivemos um valor entre 20% e 30% para o incremento no P biodisponível (AL-P ou Olsen-P) relativamente ao total aplicado através do composto:

Precuperado = [(AL-P ou Olsen-P final do ensaio - AL-P ou Olsen-P inicio do ensaio)/P aplicado]. [Eq.1]

Este valor parece-nos baixo, no entanto o solo utilizado apresenta um teor muito baixo em P tendo portanto um complexo de sorção de P altamente insaturado, o que pode justificar a baixa eficiência na recuperação do P pela metodologia utilizada.

Observou-se também que na 2ª (AL-P, Pi) existe um decréscimo acentuado no teor em P biodisponível, o que pode significar uma imobilização temporária do P no solo originada pela atividade microbiana do solo (Figura 1 A,C).

Relativamente ao valor do P_i observa-se alguma variabilidade ao longo do tempo mas, no final do ensaio a aplicação de fertilizante ocasionou um teor de P_i no solo significativamente mais elevado relativamente à modalidade testemunha, não existindo diferenças significativas quanto ao tipo de fertilizante utilizado (Figura 1 C).

A observação conjunta da evolução no solo do P_o, AL-P e P_i sustenta a hipótese de na altura da 2ª recolha ter havido transferência de P_i do solo para a biomassa microbiana (Figuras 1 A,C,D), observando-se um acréscimo significativo no teor em P_o em todas as modalidades. No entanto só um fracionamento do P nos elucidaria se também houve modificação nas formas do P_i. Não se observaram diferenças significativas no valor de P_o entre as modalidades, mas na última recolha observa-se um aumento significativo na modalidade em que se utiliza o composto (valor médio de 151 mg kg^{-1}) em relação ao do adubo (valor médio de 132 mg kg^{-1}; $p<0,05$). No entanto, observa-se que o contributo em P_o do composto não foi significativo relativamente à modalidade testemunha. Observa-se também que a partição entre as formas de P_i e P_o varia de acordo com o fertilizante e a quantidade de P_2O_5 adicionada ao solo. Assim na modalidade testemunha a fração orgânica representa 85%, na CD2 73% e na AD2 65%.

Perda do Fósforo nos Lixiviados

A concentração em P dissolvido na água lixiviada não varia significativamente com o tipo de produto aplicado, em qualquer das recolhas efetuadas (após 24 ou 72h). No entanto, essa concentração varia significativamente com a dose de P aplicada, relativamente à testemunha (sem aplicação de P). Observa-se também que o valor médio em P

dissolvido dos lixiviados é superior a 0,1 mg P L^{-1} (exceto após 72h na modalidade CD1), valor considerado como limite em termos da preservação da qualidade da água potável. Com valores inferiores a 0,1 é possível a prevenção da contaminação dos lençóis freáticos com P contribuindo assim para a prevenção da eutrofização das águas superficiais. Observa-se que a concentração em P orgânico é sempre muito baixa e as modalidades não apresentam diferenças significativas (Tabela 5). Estes resultados vêm também confirmar o valor de P-Olsen para o change-point (Heckrath et al., 1995) em solos portugueses de 21 mg P kg^{-1} encontrado por Horta e Torrent (2007). Como se pode observar nas modalidades CD2 e AD2 o valor de P-Olsen no solo no final do ensaio varia entre 19 e 16 mg kg^{-1} ocasionando concentração de P nos lixiviados superior a 0,1 mg P L^{-1}. De qualquer forma estes resultados foram obtidos em laboratório, em amostras de solo disturbadas e em condições artificiais de adição de água, pelo que necessitam de confirmação em ensaios de campo.

Tabela 5 - Valores médios e nível de significância do P dissolvido e P orgânico da água após 24 e 72 horas de lixiviação

Modalidades	P_d-24h	P_d-72h	P_o-24h	P_o-72h
Produto				
Composto	0,112	0,066	0,033	0,003
Adubo	0,149	0,111	0,028	0,001
Nível significância	(ns)	(ns)	(ns)	(ns)
Dose				
0	0,008	0,011	0,03	0,000
60 kg P_2O_5/ha	0,111	0,137	0,024	0,003
120 kg P_2O_5/ha	0,272	0,119	0,036	0,003
Nível significância	0,0081 (**)	0,0358 (*)	(ns)	(ns)
Interacção dose X produto				
0	0,008	0,011	0,030	0,000
CD1	0,098	0,068	0,038	0,005
CD2	0,229	0,121	0,030	0,003
AD1	0,124	0,207	0,010	0,000
AD2	0,315	0,117	0,043	0,003
Nível significância	(ns)	(ns)	(ns)	(ns)

O teor em P orgânico dos lixiviados além de ser muito baixo também não apresenta diferenças significativas entre as duas datas de amostragem. O composto reduz significativamente as perdas de P dissolvido e P orgânico dos lixiviados após 72h, no entanto o valor de P dissolvido continua superior a 0,1 mg P L^{-1} na modalidade CD2. No adubo não se verifica redução significativa de P dissolvido para os lixiviados após 72h sendo esse valor superior a 0,1 mg L^{-1}.

Conclusões

O composto apresenta na dose mais elevada ao fim de 4 meses, um teor de P biodisponível, semelhante ao obtido pela aplicação de adubo. Isto significa que a nutrição em P das culturas será assegurada de igual forma com a aplicação de adubo ou de composto nas doses referidas. A aplicação de P ao solo traduziu-se por um aumento no teor em P dissolvido da água lixiviada independentemente da aplicação ser através do composto ou do adubo. No entanto, o composto reduz significativamente, na dose mais baixa de aplicação de P (CD1), a transferência de P para as águas de drenagem interna após 24h de lixiviação, atingindo após este período, valores inferiores ao limite de 0,1 mg L^{-1} critério de qualidade para as águas subterrâneas. Ambos os fertilizantes, composto e adubo, não originaram um aumento significativo nas perdas de P orgânico para as águas de drenagem interna do solo. Estes resultados indicam que o uso deste composto como fonte P para as culturas é agronomicamente possível.

Referências bibliográficas

Analytical Software 2000. *Statitix 7 User's Manual. Analytical Software*, Tallahassee, FL. 359p.

Chan K 2008. Quantifying the benefits of recycled organics for agricultural cropping systems. Final report prepared for a joint R&D partnership project between NSW Department of Primary Industries & Department of Environment and Climate Change.

Eghball B. 2002. Soil properties as Influenced by phphsorus- and nitrogen-based manure and compost applications. *Agronomy Journal*, **94**:128-135.

Égner, H., Riehm, H., e Domingo, W.1960. Untersuchugen über die chemische Bodenanalyses als Grundlage für die Beurteilung des Narstoffzustandes der Böden. II.Chemische Extracktionmethoden zur Phosphor-und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshoegskolans Annaler*, **26**:199-215.

Heckrath, G., Brooks, P.C., Poulton, P.R. e Goulding R.W.T. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*, **24**:904−910.

Eriksen, J. e Kristensen, K. 2001. Nutrient excretion by outdoor pigs: a case study of distribution, utilization and potential for environmental impact. *Soil Use and Management*, **17**(1): 21-29.

Horta, M. C. e Torrent, J. 2007. The Olsen P method as an agronomic and environmental test for predicting phosphate release from acid soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **77**:283−292.

Mkhabela M.S. e Warman P.R. 2005. The influence of municipal soild waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetables crops grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **106**:57-67.

Murphy J. e Riley J. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica Chimica Acta **27**:31-36.

IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. *World Soil Resources Reports No. 103*, FAO, Rome.

Olsen, S., Cole, C., Watanabe, F., e Dean, L. 1954. Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. *United States Department of Agriculture Circular* 939:1-19.

Sharpley, A.N. e Tunney, H. 2000. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st. century. *Journal of Environmental Quality*, **29:**176–181.

Sikora L.J. e Enkiti L.K. 2003. Availability of poultry litter compost P to fescue compared with triple superphosphate. *Soil Science*, **168**:192-199.

Sibbesen, E. e Runge-Metzger, A. 1995. Phosphorus balance in European agriculture – Status and policy options. In: *Phosphorus in the Global Environment. Transfers, Cycles and Management SCOPE 54* (ed. H. Tiessen), John Wiley & Sons, New York, pp 43–58.

Shigaki, F., Sharpley, A. e Prochnow, L. 2007. Rainfall intensity and phosphorus transport in surface runoff from soil trays. *Science of the Total Environment*, **373**: 334-343.

Torrent, J., Barberis, E. e Gil-Sotres, F. 2007. Agriculture as a source of phosphorus for eutrophication in southern Europe. *Soil Use and Management*, **23**(Suppl. 1):25-35.

Bases de datos de los suelos para la modelización de la erosión con el modelo SWAT a partir de diferentes fuentes de información.

L. Palazón y A. Navas

Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC). e-mail: lpalazon@eead.csic.es

Resumen

En las últimas décadas, la evolución de los modelos informáticos que desarrollan procesos naturales a escala de cuenca ha dado como resultado potentes herramientas de análisis. Estos modelos son capaces de realizar cálculos en los que se integran gran variedad de procesos interrelacionados. Entre éstos, el modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) integra entre otros procesos las interacciones entre el ciclo hidrológico y la superficie terrestre (sistema suelo-cobertera). Las características de este modelo hacen que sea una completa herramienta para la evaluación de la erosión a escala de cuenca. En relación a la riqueza de datos disponibles para introducir en el modelo de otras áreas, la escasez de éstos de las zonas montañosas, así como la demanda de datos por parte de estos modelos tan completos requiere un esfuerzo notable para compilar los datos necesarios para poder realizar las simulaciones. En este estudio, se analiza las diferencias en conductividad hidraúlica y erodibilidad producidas por la introducción de datos del suelo de una base de datos mundial (*Harmonized World Soil Database,* HWSD) en relación a la producida utilizando una base de datos creada a partir de análisis de muestras de suelo del borde norte de la Cuenca del Ebro.

Introducción

Desde hace décadas, la erosión del suelo se percibe como uno de los problemas ambientales más importantes del mundo (López Bermúdez, 2002), sobre todo en regiones de clima estacionalmente contrastado y sometidas a fuerte presión humana. Entre todas las formas de erosión la provocada por la remoción y arrastre de sedimentos por la escorrentía superficial (erosión hídrica) es la que más ha atraído la atención de científicos y técnicos. Este proceso natural puede verse fuertemente acelerado por cambios en el uso del suelo y el cambio climático, representando un importante riesgo para la sostenibilidad a largo plazo de la agricultura y los ecosistemas en los que se desarrolla (García Ruiz y López Bermúdez, 2009). Para realizar estudios de gestión medioambiental dirigidos a regular la erosión se requiere cuantificar la erosión a diferentes escalas y para diferentes fuentes de sedimentos al objeto de concentrar los esfuerzos de prevención en las áreas más frágiles.

La abrupta topografía, el régimen de los ríos con frecuentes avenidas y los cambios en los usos del suelo que han ocurrido en las últimas décadas en el borde norte de la Cuenca del Ebro (España) han agravado la erosión del suelo y los problemas ambientales derivados de ella como el aterramiento embalses (Valero-Garcés et al. 1999, Navas et al., 2011). Las preocupaciones ambientales acerca de estos frágiles ecosistemas han puesto de relieve la necesidad de obtener información sobre los procesos de erosión hídrica desarrollados en los ambientes montañosos. La producción específica de sedimentos del borde norte de la Cuenca del Ebro (Pirineos) es cinco veces mayor (370 t km^{-2} $year^{-1}$) que la de la parte sur de la cuenca (Macizo Ibérico, 78 t km^{-2} $year^{-1}$), reflejando las particulares condiciones hidromórficas del Pirineo (Batalla y Vericat, 2011).

Como la obtención de medidas directas y continuas en el tiempo con suficiente cobertura espacial es difícil y costoso de conseguir en ambientes montañosos, un potente modelo computacional que simula flujos de energía y agua entre la atmósfera y la superficie terrestre puede ser un eficaz medio de estudio de la dinámica y los procesos que se desarrollan en estas áreas. Dentro de los modelos existentes para estudiar a escala de cuenca estos procesos, actualmente el modelo SWAT está siendo utilizado internacionalmente.

La gran demanda de datos de entrada que tiene el modelo SWAT junto con la situación de escasez de datos tabulados de las características de la superficie terrestre de las zonas montañosas españolas, con respecto a otras zonas del planeta, la compilación de todos los datos requeridos para poder trabajar con el modelo conlleva un esfuerzo considerable. Este estudio tiene como principal objetivo la comparación de las características físicas de los suelos definidas a partir de dos fuentes de información para el borde norte de la Cuenca del Ebro y su influencia dentro del modelo SWAT.

Materiales y métodos

El modelo SWAT

El *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT, 2011) es un modelo semi-distribuido de base física, para la simulación en tiempo continuo y a largo plazo, diseñado para predecir el impacto de las prácticas de manejo del suelo en la hidrología y el transporte de sedimentos y contaminantes en cuencas agrícolas, con condiciones variables de suelos y usos del suelo (Arnold et al., 1998). El modelo utiliza como unidades de cálculo las denominadas unidades de respuesta hidrológica o HRUs (en el modelo). Estas unidades, son unidades homogéneas que se caracterizan por presentar características únicas de pendiente, cobertera vegetal y tipo de suelo.

La producción y movilización de los sedimentos en SWAT es calculada mediante la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos Modificada (MUSLE; Williams 1975), que es función de la cantidad y volumen de escorrentía superficial y las características de la superficie terrestre.

$$sed = (11.8 \times Q_{escor} \times q_{max} \times area_{hru})^{0.56} \times K_{USLE} \times C_{USLE} \times P_{USLE} \times LS_{USLE} \times CFRG$$

Donde, sed equivale a la producción de sedimentos (toneladas), Q_{escor} es el volumen de escorrentía superficial (mm H_2O ha^{-1}), q_{max} es la cantidad máxima de escorrentía o pico de crecida (m^3s^{-1}), $area_{hru}$ es el área de la unidad de respuesta hidrológica (ha), K_{USLE} es el factor de la erodibilidad del suelo de la USLE, P_{USLE} es el factor de prácticas de manejo del suelo de la USLE, LS_{USLE} es el factor topográfico de la USLE y $CFRG$ es el factor de pedregosidad del suelo.

La información espacialmente distribuida esencial requerida por SWAT son datos de entrada que describen el clima, las propiedades del suelo, la topografía, la vegetación y las prácticas de manejo. La recopilación de toda esta información para poder trabajar con el modelo en estas zonas de escasez de datos supone un laborioso trabajo de documentación, adaptación y producción de datos.

Fuentes de información de suelos.

La inexistencia de información tabulada sobre las características físicas de los tipos de suelo presentes en el borde norte de la Cuenca del Ebro se ha solventado mediante la definición de los parámetros requeridos por el modelo basándose en la clasificación de los suelos según la FAO (2007), revisión bibliográfica, modelos matemáticos y observaciones de campo.

Dentro de las bases de datos que actualmente se pueden consultar o utilizar, la base de datos mundial de suelos *Harmonized World Soil Database* (desde este punto HWSD) presenta características físicas de un gran número de perfiles tipo para cada uno de los suelos definidos según las clasificaciones de la FAO para diferentes años.

Por otro lado, a partir de los datos obtenidos de los análisis de más de 200 muestras de perfiles de suelo recogidas en la zona de estudio se ha generado otra base de datos que compila la información física para cada tipo de suelo (desde este punto SUELO) según la clasificación de la FAO (2007).

Definición de los parámetros para SWAT

Los suelos del borde norte de la Cuenca del Ebro son en general, de poco desarrollo, con texturas franco limosa y con contenidos en materia orgánica y pedregosidad variables. Hidráulicamente son suelos bien drenados con capacidades de retención de agua limitadas. Estas características generales han servido para seleccionar los tipos de suelo representativos de la base de datos HWSD.

Los parámetros físicos requeridos por el modelo para los suelos son: grupo hidrológico, espesor del suelo, textura, pedregosidad, densidad, contenido en carbono orgánico, conductividad hidráulica saturada, capacidad de campo, factor de erodibilidad del suelo (factor K de la USLE) y albedo. De esta forma, se han creado dos bases de datos con los parámetros para los suelos a partir de las dos fuentes de información (HWSD y SUELO) y siguiendo una única metodología de generación de datos. A partir de la textura, pedregosidad, densidad y contenido en carbono orgánico de cada tipo de suelo obtenidas de estas fuentes de información se ha calculado, por un lado las propiedades hidráulicas y por otro la erodibilidad de los suelos. La conductividad hidráulica saturada y la capacidad de campo se han calculado con el modelo ROSETTA (Schaap, version 2.1; 2001) a partir de la textura y la densidad de los diferentes tipos de suelo. La erodibilidad o factor K de la USLE se ha calculado mediante la fórmula desarrollada por

Wischmeier et al. (1971) recomendada por el manual de Input/Output del modelo (Neitsch et al., 2010). Esta fórmula relaciona la textura, el contenido en carbono orgánico y parámetros de cohesividad del suelo para calcular el factor K de la USLE.
Para finalizar, el albedo se ha definido a parir de los rangos derivados de la información satelital (MODIS) para cada tipo de suelo (Tsvetsinskaya et al., 2002).

Resultados

Las fuentes de información usadas para la creación de los datos de entrada de las propiedades físicas de los suelos han dado como resultado dos bases de datos que presentan grandes diferencias. La base de datos derivada de la HWSD presenta dos capas de suelo diferenciadas para los suelos de mayor desarrollo como los Phaeozem o los Cambisol. La base de datos SUELO se ha definido con una única capa homogénea por el poco desarrollo de los suelos en esta zona y las características de las muestras de campo. Las texturas de los suelos de la HWSD aunque franco limosas presentan más variabilidad que las de SUELO. La pedregosidad de la HWSD es mayor que la de SUELO. Las densidades son mayores en HWSD que en SUELO y de forma inversa el contenido en carbono orgánico. Como a partir de estos parámetros se calculan los parámetros hidráulicos (Tabla 1) y de erodibilidad (Tabla 2), los suelos finalmente presentan comportamientos claramente diferentes.

	HWSD	SUELO
Leptosol	4.85	6.65
Cambisol	13.22	7.43
Phaenozem	7.87	40.87

Tabla 1.- Conductividad hidráulica saturada calculada para tres tipos de suelo a partir de las bases de datos HWSD y SUELO.

	HWSD	SUELO
Leptosol	0.41	0.33
Cambisol	0.32	0.39
Phaenozem	0.3	0.5

Tabla 2.- Erodibilidad o factor K de la USLE calculada para tres tipos de suelo a partir de las bases de datos HWSD y SUELO.

En general, los suelos de la base de datos SUELO presentan una conductividad hidráulica y una erodibilidad mayor que los de la base de datos HWSD. Las simulaciones con estas bases de datos producirían, por tanto, valores de pérdida de suelo diferentes.

Conclusiones

Ambas bases de datos han sido desarrolladas a partir de los mismos tipos de datos y mediante las mismas metodologías. Las mayores diferencias entre ellas son la erodibilidad y las características hidráulicas de los diferentes tipos de suelo.
Se podría esperar que por aplicación de la MUSLE la mayor conductividad hidráulica a partir de la base de datos SUELO generaría una menor escorrentía superficial que finalmente afectaría a la cantidad total de suelo erosionado y transportado.
El uso de fuentes externas de datos para realizar simulaciones con SWAT puede ser una solución para situaciones de no disponibilidad o déficit de datos de la zona de estudio. Si bien, la opción de poder introducir datos reales en modelos tan potentes y completos como SWAT siempre es más recomendable.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto EROMED (CGL2011-25486).

Bibliografia

Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S. and Williams, J.R. 1998. Large Area Hydrologic Modelling and Assessment Part I: Model Development. J Am Water Resour As 34(1):73-89.

Batalla R. J. and Vericat D. 2011. An appraisal of the contemporary sediment yield in the Ebro Basin. J. Soils Sediment, 11:1070–1081

FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2012. *Harmonized World Soil Database (version 1.2)*. FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria.

FAO: IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

García Ruiz, J.M. y López Bermúdez, F. 2009. La erosión del suelo en España. Sociedad Española de Geomorfología, 441. Zaragoza.

López Bermúdez, F. 2002. Erosión y desertificación. Heridas de la Tierra. Nivola, 190. Madrid.

Navas, A., Valero-Garcés, B.L., Gaspar, L., Palazón, L. and Machín, J. 2011. Radionuclides and stable elements in the sediments of the Yesa Reservoir, Central Spanish Pyrenees. J Soils Sediment, 11 (6): 1082-1098.

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R. and Williams, J.R. 2010. Soil and Water Assessment Tool Input/output file documentation: Version 2009. USDA, Soil and Water Research Laboratory/Blackland Research Center, Texas.

Schaap, M.G., Leij, F.J. and van Genuchten, M.Th. 2001. Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. Journal of Hydrology, 251:163-176.

SWAT. 2011. SWAT (Soil and Water Assessment Tool): SWAT model software. U.S. Department of Agriculture-Agricultural Research Service, Grassland, Soil & Water Research Laboratory, Temple, Texas. http://swatmodel.tamu.edu/software/swat-model/.

Tsvetsinskaya E.A., Schaaf, C. B., Gao, F., Strahler, A. H., Dickinson, R. E., Zeng, X., and Lucht, W. 2002. Relating MODIS-derived surface albedo to soils and rock types over Northern Africa and the Arabian peninsula. Geophys Res Lett, Vol. 29, NO. 9, pp. 67-1 - 67-4

Valero-Garcés B. L., Navas, A., Machín, J. and Walling, D. 1999. Sediment sources and siltation in mountain reservoirs: a case study from the Central Spanish Pyrenees. Geomorphology 28: 23–41

Williams, J.R. 1975. Sediment routing for agricultural watersheds. Journal of the American Water Resources Association. 11(5):965-974

Wischmeier, W.H., Johnson, C.B., and Cross, B.V. (1971). A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. J Soil Water Conserv 26: 189-193.

Desenvolvimento de um rugosímetro de solo baseado na técnica óptica de Moiré

Antonio Carlos Loureiro Lino[1], Jair Rosas da Silva[2], Mário Nakano Neto[3], Denival Costa Silva[4]

[1]Dr. Eng. Agrícola, Pesquisador CEA/ Instituto Agronômico de Campinas, Jundiaí-SP, Brasil, lino@iac.sp.gov.br. Bolsista Produtividade CNPq.
[2]Dr. Eng. Agrônomo, Pesquisador CEA/ Instituto Agronômico de Campinas , Jundiaí-SP, Brasil, lino@iac.sp.gov.br.
[3]Eng. Agrônomo, Estagiário no CEA/ Instituto Agronômico de Campinas, Jundiaí-SP, Brasil
[4]Tecnólogo em Automação Industrial, CEA/ Instituto Agronômico de Campinas, Jundiaí-SP, Brasil

Resumo

A rugosidade do solo é um parâmetro importante na conservação de solo e água, pois está diretamente ligado à infiltração de água no solo, escorrimento, selamento superficial e erosão. Os métodos e equipamentos hoje utilizados para a sua determinação são, na sua maioria, lentos, cansativos e trazem poucas informações ou muito caros, pesados e difíceis de operar a campo. Por isso faz-se necessário o desenvolvimento de equipamentos precisos, rápidos e fáceis de serem levados a campo. Este trabalho teve por objetivo desenvolver de um equipamento baseado na técnica de moiré de projeção com deslocamento de fase, que trabalha com a projeção de retículos na superfície a ser estudada, e permite a geração de Modelos Digitais de Elevação (MDE) desta superfície. O protótipo é constituído de uma estrutura coberta por lona preta, formando uma tenda, para impedir a entrada luz, permitindo a projeção das grades no seu interior. No seu topo, são fixados uma câmera CCD e um mini projetor LCD acoplados a um laptop. O protótipo trabalha engatado ao sistema hidráulico de um trator que permite o seu deslocamento a campo. Imagens são capturadas e tratadas por softwares para a geração do MDE que contém muito mais informações que as linhas de perfil obtidas com perfilômetros de varetas. Testes em laboratório mostraram a sua rapidez e acurácia.

Summary

DEVELOPMENT OF A SOIL RUGOSIMETER BASED ON MOIRE OPTICAL TECHNIQUE
The roughness of the soil is an important parameter in soil and water conservation, because it is directly linked to soil water infiltration, runoff, surface sealing and erosion. The methods and equipment now used for its determination are mostly slow, tedious and bring little information or too expensive, heavy and difficult to operate the field. Therefore it is necessary to develop precise equipment, quick and easy to be used to the field. This study aimed to develop a rugosemeter based on the projection moiré technique with phase shift, which works with the projection fringes on the studied surface, and allows the generation of Digital Elevation Models (DEM) of this surface. The prototype consists of a structure black canvas to form a tent, to keep out light, allowing the projection of the fringes therein. On the top are fixed a CCD camera and a mini LCD projector attached to a laptop. The prototype works engaged the hydraulic system of a tractor that allows its displacement field. Images are captured and processed by software to generate the DEM that contains much more information than the profile lines obtained with rods perfilometers. Laboratory testing showed their accuracy.

Introdução

A rugosidade superficial do solo é um importante parâmetro para entender os mecanismos da erosão hídrica e eólica do solo. É constituída de micro elevações e de micro depressões as quais se encontram espacialmente distribuídas no terreno e são fundamentais para armazenar a água da chuva, aumentar sua infiltração, retardar a enxurrada e consequentemente reduzir o escoamento superficial e o processo de erosão hídrica (Volk *et al*., 2004).
As técnicas de medição da rugosidade superficial do solo podem ser classificadas pela sua dimensão e pelo sistema de aquisição. De acordo com a dimensão pode ser bidimensional (2D) com linhas de perfil ou tridimensional (3D) com a medição da área total. A medição bidimensional (2D) facilita a rápida aquisição dos dados e por isso é largamente usada em trabalhos de campo, embora a caracterização da superfície do solo seja limitada por índices com pequeno significado físico. Já a medição tridimensional (3D) resulta em uma representação mais realística da superfície além de permitir também o cálculo dos mesmos parâmetros físicos da superfície (Jester & Klik, 2005).
Já quanto ao sistema de aquisição eles podem ser de contato e sem contato. Os sistemas com contato, geralmente bidimensionais, são muito baratos e fáceis de usar, porém ao fazer a medição deformam a

superfície original do solo, principalmente em solos muito arenosos ou muito úmidos, podendo ocasionar erros e impossibilitando a nova tomada de dados. E podem ser com correntes mecânicas, do tipo de correntes de bicicleta, de hastes ou agulhas, painel quadriculado, painel pintado.

Já os sistemas sem contato, são mais rápidos para fazer a medição e normalmente permitem a medição tridimensional (3D). Porém são difíceis de ser levados a campo, sendo na maioria dos casos utilizados apenas em condições controladas. Podem ser laser, estéreo fotogrametria, infravermelho, ultra-som e radar.

Com a medição tridimensional é possível gerar modelos digitais de elevação (MDE) da superfície do solo, os quais podem ser usados para determinar capacidade de armazenamento de água da superfície do solo, rugosidade superficial do solo, inclinação da rampa e outras informações importantes.

As técnicas de moiré (TM) formam um conjunto de técnicas versáteis baseadas no fenômeno de moiré, empregados na medição de deformações no plano e fora do plano, contornos topográficos, inclinação, curvatura e formas dos objetos (Assundi & Yung, 1991).

Quando se olha através de duas grades ou retículos sobrepostos, nota-se a formação de padrões ou franjas, os quais são resultados da combinação das linhas dessas grades. Esse fenômeno é denominado fenômeno ou efeito de moiré e as franjas geradas são chamadas de padrões ou franjas de moiré conforme ilustra a Figura 1.

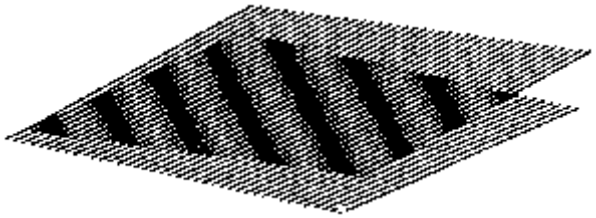


Figura 1. Franjas de moiré produzidas pela sobreposição de duas grades.

Na TM de projeção, um retículo é projetado obliquamente à superfície do objeto. Esse é deformado, modulando ou acompanhando a topografia do mesmo. Obtém-se uma imagem desse retículo. O mesmo retículo é então projetado sobre a superfície de um plano colocado no mesmo lugar do objeto estudado e obtendo-se sua imagem. As franjas são formadas pela sobreposição das duas imagens. Essas franjas correspondem a linhas de mesma cota.

A Técnica do deslocamento de fase (Phase shiffiting) é uma técnica medição de fase que foi introduzida como auxiliar às TM com o objetivo de melhorar a resolução e permitir a automatização do processo de geração dos MDE, uma vez que ela reconhece automaticamente picos e vales (Lino, 2006).

Material e métodos

Este trabalho será realizado no Centro de Engenharia e Automação do Instituto Agronômico pertencente á APTA da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, localizada em Jundiaí, SP.

O sistema de projeção/captura/tratamento de imagens é constituído dos seguintes equipamentos: um *Laptop* da marca Acer, modelo AS 4745-6047, um miniprojetor DLP da marca Dell, modelo m109S, de "led", com resolução máxima de 1440x900 e uma câmera CMOS color, da marca EOS, modelo MPX3151UC, com 3MPixel (2048 x 1536), 6fps, com interface USB2.0.

Neste trabalho foram utilizados apenas o *softwares* livres. Para a projeção das imagens das grades foi utilizado o FRINGE PROJECTION, para tratamento inicial das imagens o ImageJ e para a geração dos MDEs da superfície do solo o IDEA (Interferometrical Data Evaluation Algorithms).

Teste de labotratório

Para desenvolvimento da metodologia a ser utilizada no protótipo e calibração do sistema foram feitos teste em laboratório. Para tanto foi construída uma pirâmide de chapas de alumínio com base de 232 mm e altura de 54 mm, pintada com tinta branca fosca para evitar reflexos e melhorar o contraste entre as linhas claras e escuras das grades projetadas, e construído o seu MDE.

Foram feitos também testes em caixa de solo para medir a mudança do micro relevo do solo devido ao pisoteio e compressão por pneu agrícola. Para tanto foi construída também uma caixa de solo de chapas de aço medindo 600x400x100 mm, que foi cheia de solo. E num teste o solo foi comprimido com o pé e construído o MDE do solo deformado. Depois, após alisada, comprimiu-se a superfície do solo com um pneu agrícola 5.00x6.12, e também construído o seu MDE.

Construção do protótipo

Foi construído um protótipo de metalon medindo 700x700x1600mm, ao qual fixado em seu topo, sobre uma plataforma, o mini projetor DLP e a câmera CCD, os quais foram ligados a um PC (Figura 2). Foi confeccionada uma capa (tenda) de lona marítima preta para proteger os equipamentos das intempéries e para impedir a entrada luz, permitindo a projeção das grades no seu interior, que possui saídas para os cabos de alimentação e acoplamento com o PC. Além disso, possui uma abertura para inspeção e regulagem do foco do mini projetor e da câmera.

Ele possui também pontos de engate para acopla-lo a um trator através do sistema hidráulico de 3 pontos, para transporte e captura de imagens a campo.

Também se adaptou um trator da marca Agrale, modelo 4100, colocando-se um suporte para laptop, e um inversor ou conversor de corrente, destinado a converter a corrente contínua da bateria (12V) em corrente alternada (110V), que é responsável por alimentar o laptop e mini projetor LCD.

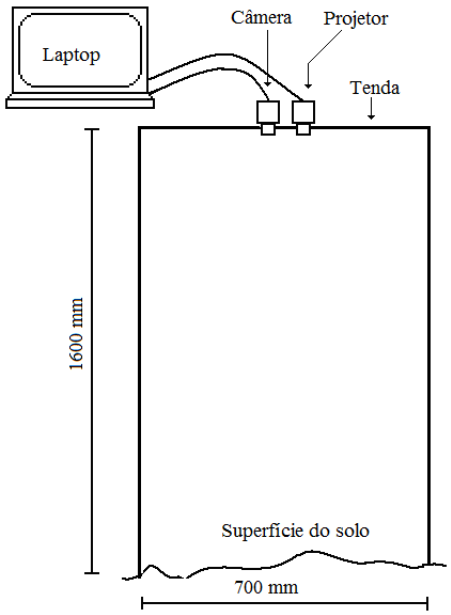


Figura 2. Esquema da construção do protótipo do rugosímetro de solo.

Resultados e discussão

As grades foram projetadas sobre a pirâmide colocada no chão e suas imagens capturadas, e depois projetadas no chão e também capturadas (Figura 3). Estas imagens foram tratadas nos softwares específicos resultando no MDE da pirâmide, em tons de cinza, onde as tons claros correspondem as regiões com cotas mais elevadas e os tons escuros as cotas mais baixas (Figura 4A), o qual também foi representado como *wireframe* (Figura 4B). A metodologia mostrou-se capaz de gerar o MDE do objeto, reconhecendo automaticamente picos e vales.

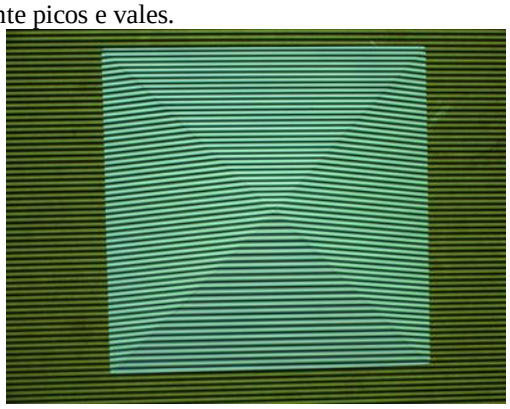


Figura 3. Imagem da grade projetada sobre a pirâmide de alumínio.

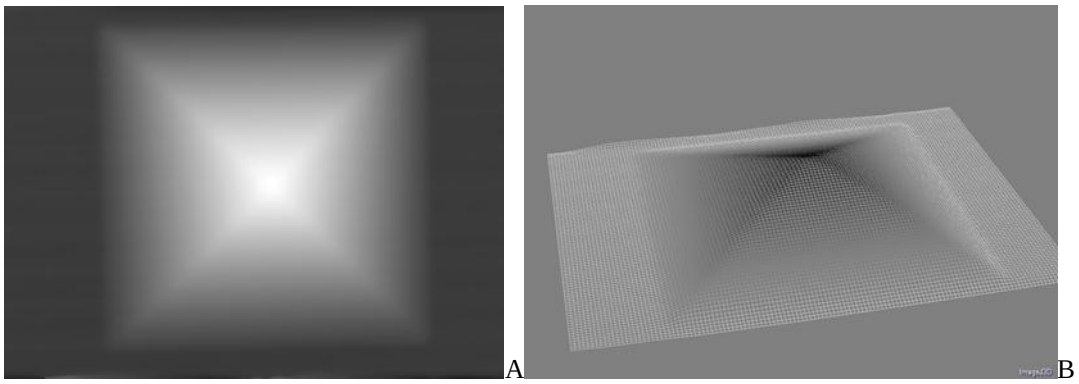

A B

Figura 4. MDE da pirâmide de alumínio em tons de cinza (A) e a sua representação em *wireframe*.

Comprimiu-se a superfície do solo com o pé (calçado) e projetou-se a grade na superfície do solo e capturou-se a sua imagem (Figura 5A). Após o tratamento das imagens obteve-se o MDE da superfície do solo deformado pela compressão com o pé calçado (Figura 5B).

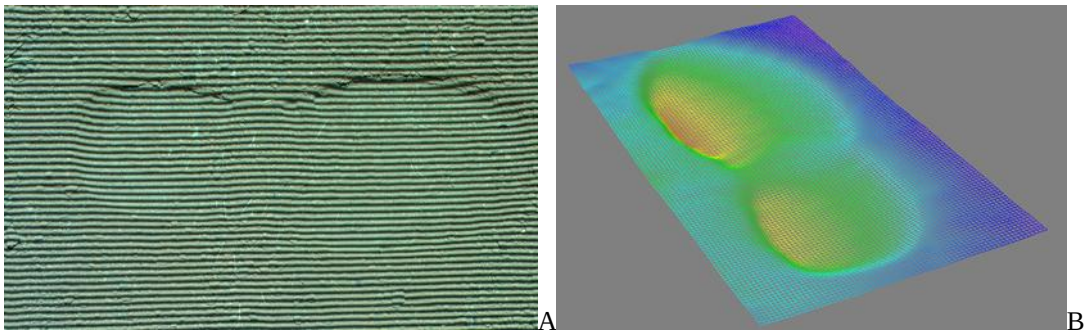

A B

Figura 5. Grade projetada sobre o solo deformado pela compressão com o pé (A) e MDE da superfície do solo em *wireframe* (B).

Para se estudar a mobilização causada por um pneu agrícola alisou-se a superfície do solo e projetou-se a grade na superfície do solo e capturou-se a sua imagem. Depois se comprimiu a sua superfície com o pneu agrícola, projetou-se a grade na superfície do solo e capturou-se a sua imagem (Figura 6A). A Figura 6B mostra o MDE da superfície do solo após o tratamento das imagens.

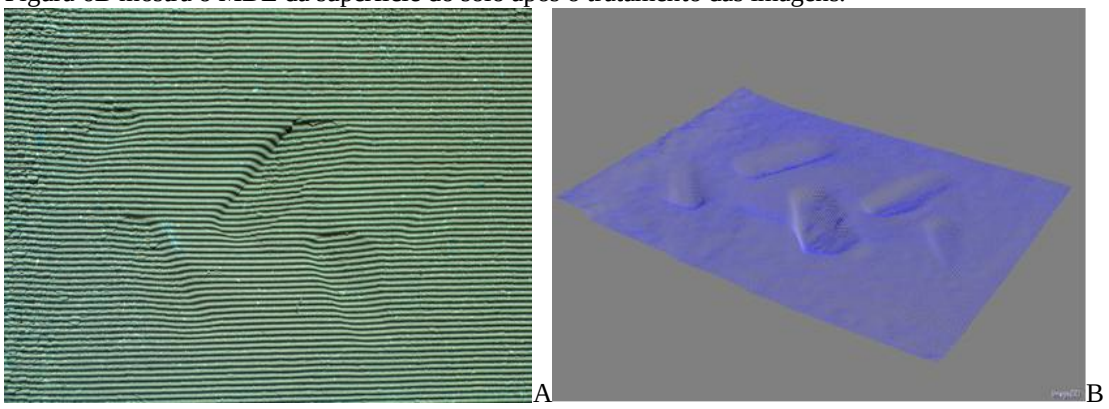

A B

Figura 6. Grade projetada sobre o solo deformado pela compressão com o pneu(A) e MDE da superfície do solo em *wireframe* (B).

Este dois exemplos mostram que a metodologia proposta, isto é a técnica de *moiré* de projeção com deslocamento de fase é capaz de gerar MDEs precisos da superfície do solo, os quais podem ser utilizados para a determinação da rugosidade do solo bem como em outros usos, tais como estudo do contato pneu/solo.

O protótipo foi construído e acoplado ao trator adaptado. O sistema funcionou adequadamente, estando, portanto está operacional para os testes de campo (Figura 7).

Figura 7. Protótipo do rugosímetro de solo acoplado ao trator.

Conclusões

Ate metodologia proposta, na qual se baseia o protótipo mostrou-se capaz de gerar o MDE da superfície do solo.
A mesma metodologia pode ser aplicada ao estudo do contato pneu/solo.
O protótipo construído funcionou adequadamente acoplado ao trator.

Agradecimentos

Agradecemos à FAPESP pelo financiamento deste Trabalho.

Bibliografia

ASSUNDI, A.; YUNG, K. H. Logical Moiré and its application. **Experimental Mechanics**, 31: 236-242, 1991.

JESTER, W.; KLIK, A. Soil surface roughness measurement -methods, applicability, and surface representation. **Catena** 64: 174-192, 2005.

LINO, A. C. L.; Dal FABBRO, I. M. ; RODRIGUES, S. Three dimensional shape survey of plant organs assisted by a phase shifting moiré technique and the SCILAB software. In: International Conference on Information Systems in Sustainable Agriculture, Agroenvironment and Food Technology (HAICTA 2006), 2006, Volos. Annals of the International Conference on Information Systems in Sustainable Agriculture, Agroenvironment And Food Technology (HAICTA 2006). Volos : University of Thessaly, 2006. v. 2. p. 353-362.

VOLK, L.B.S.; COGO, N.P.; STRECK, E.V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **R. Bras. Ci. Solo**, 28: 763-774, 2004.

Efeito da fertilização orgânica e da calagem na produção de alface biológica e efeito residual sobre a cultura de cobertura seguinte

Effect of lime and compost on Organic lettuce yield and residual effect on the following cover crop

Luis Miguel Brito[1], Rui Pinto[2], Isabel Mourão[1], João Coutinho[3]

[1] Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Refóios, 4990-706 Ponte de Lima, Portugal. E-mail: miguelbrito@esa.ipvc.pt
[2] Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Refóios, 4990-706 Ponte de Lima, Portugal.
[3] C Química, DeBA, EC Vida e Ambiente, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, ap 1013, 5001-911 Vila Real, Portugal.

Resumo

Com o objetivo de contribuir para a recomendação de fertilização no modo de produção biológico, realizou-se uma experiencia de blocos casualizados, com 3 níveis de um compostado de estrume de equinos (0, 20 e 40 t ha^{-1}) combinados com 2 níveis de calcário (0 e 8 t ha^{-1}), para avaliar o crescimento e a acumulação de nutrientes pela alface (*Lactuca sativa* L.) e o efeito residual dos fertilizantes na cultura de cobertura seguinte: centeio (*Secale cereal*) e ervilhaca vilosa (*Vicia vilosa*). A produção de alface biológica aumentou em média 15% com a aplicação de calcário, enquanto com o compostado esse aumento foi de 18% e 26%, respetivamente para as doses de 20 e 40 t ha^{-1}. O teor e a acumulação de N na alface aumentaram com a aplicação de compostado sendo a taxa de mineralização aparente do compostado mais elevada com a aplicação de calcário. Este estudo revelou o potencial destes fertilizantes para aumentar a produção da alface biológica e o seu efeito positivo na produtividade da cultura seguinte.

Palavras-chave: Azoto, calagem, correção orgânica, mineralização

ABSTRACT

To improve organic fertilization recommendations a field experiment with organic lettuce was arranged as a randomized block factorial design with increasing rates of composted horse manure (0, 20 and 40 t ha^{-1}) combined with lime (0 and 8 t ha^{-1}) to assess lettuce (*Lactuca sativa* L.) growth and nutrient accumulation, and the residual effect on the following cover crop of rye (*Secale cereal*) with hairy vetch (*Vicia vilosa*). Mean yield increase with lime for the overall compost treatments was 15% whereas with 20 t ha^{-1} and 40 t ha^{-1} compost was 18% and 26%, respectively. N content and N accumulation in lettuce significantly increased with the application of compost, and compost N mineralization increased when lime was applied. This study shows the potential of horse manure compost combined with lime to increase organic lettuce yield and the positive effect of these fertilizers for the following crop.

Key words: liming, mineralization, nitrogen, organic amendment

Introdução

A fertilidade do solo é um indicador da sua capacidade para fornecer os nutrientes essenciais para o crescimento das plantas e depende da sua composição e das interações entre as propriedades físicas, químicas e biológicas que nele se estabelecem. O esforço em melhorar estas propriedades é fundamental no modo de produção biológico (MPB) para estabelecer um solo fértil. Isto é possível através de rotações e consociações adequadas, com inclusão de leguminosas e/ou culturas para sideração, e através da incorporação nos solos de compostados, ou outros fertilizantes aceiteis pelo MPB. Neste modo de produção, a fertilidade dos solos para as culturas (que não têm capacidade de estabelecer simbiose com microrganismos fixadores de azoto atmosférico) está limitada, principalmente, pela quantidade de azoto (N) orgânico existente no solo e pelas taxas a que este se mineraliza. Isto porque o fósforo (P) e outros nutrientes podem ser incorporados na forma de fertilizantes inorgânicos naturais.
A alface convencional é uma cultura hortícola de grande importância no Entre Douro e Minho onde é produzida durante todo o ano. Pelo contrário, a alface biológica, apesar de ter uma crescente procura relativamente à oferta, raramente é cultivada. Para aumentar a produção de alface no modo de produção biológico (MPB) os produtores precisam de ter informação que os auxilie a decidir sobre a fertilização

das suas culturas, incluindo sobre a origem e estado de maturação dos compostados e doses de aplicação em função da cultura e da sua produção esperada. Contudo, há falta de resultados experimentais que suportem as recomendações de fertilização no MPB.

A ervilhaca vilosa, ou peluda, é uma leguminosa de cobertura vegetal que é utilizada como adubo verde na agricultura biológica. Devido à fixação biológica de N e à sua rápida mineralização quando incorporada no solo, fornece elevadas quantidades de N à cultura seguinte na rotação. De acordo com Tonitto et al. (2006), esta cultura pode fornecer 50-370 kg N ha^{-1} quando cultivada em extreme. Contudo, é recomendável cultivar a ervilhaca em consociação com uma gramínea como o centeio. Rosecrance et al. (2000) sugeriram que as perdas de N da ervilhaca são inferiores nestas condições, enquanto outros autores (Clark et al., 1997; Ranells & Wagger, 1996) relataram maiores quantidades de biomassa foliar e de N quando se utilizavam misturas de centeio com ervilhaca (2:1, p/p de semente) em comparação com a cultura extreme de ervilhaca.

Os teores de MO do solo, de macronutrientes e de micronutrientes aumentam com a aplicação de compostados ao solo, de acordo com as doses de aplicação do compostado (Wong et al., 1999), mas dependem, também, das suas taxas de decomposição no solo, das taxas a que se mineraliza a matéria orgânica já existente no solo, das propriedades do solo e das condições climáticas (Jarvis et al., 1996; Johnston, et al., 2009). Os fatores limitantes da aplicação de doses demasiado elevadas de compostados estão associados a problemas de fitotoxicidade devido à elevada salinidade do compostado ou a teores muito elevados de NH_4^+ muitas vezes resultantes de uma maturação deficiente dos compostados (Brito, 2001; Wong et al., 1999).

No NW de Portugal, os estrumes de bovinos e de equinos são tradicionalmente utilizados como corretivos orgânicos do solo. A sua incorporação no solo beneficia a estrutura e a fertilidade do solo no longo prazo, sendo também uma alternativa aos fertilizantes minerais de síntese como fonte de nutrientes. Contudo, as taxas de mineralização destes compostados são difíceis de prever, sendo necessário pesquisar sobre a disponibilidade dos nutrientes no solo e os modelos de crescimento das culturas no MPB.

Ao contrário do potássio (K), que se mantém solúvel na sua forma mineral nos compostados, e que por isso não depende da mineralização da MO para ficar disponível para as plantas, o fornecimento do N depende da sua fração mineral mas, principalmente, da mineralização da MO (Flavel & Murphy, 2006), já que a quase totalidade do N nos compostados se encontra na forma orgânica, e indisponível, portanto, para as plantas. O efeito fertilizante do compostado no curto prazo no crescimento de culturas hortícolas como a alface pode ser estimado através do teor de N mineral do compostado e da fração orgânica facilmente mineralizável. No entanto, considerando a diversidade entre os materiais compostados de diferentes origens, e no seu grau de maturação (Sikora & Szmidt, 2001), é difícil sincronizar a disponibilidade de nutrientes no solo com as necessidades da cultura de alface.

A alface é uma cultura pouco tolerante à acidez do solo (Maynard & Hochmuth, 1997) e a maioria dos solos do NW de Portugal possuem reação ácida. Por esta razão, os efeitos da aplicação de estrumes e compostados ao solo devem ser investigados em combinação com os efeitos da correção mineral do solo. Neste estudo, avaliaram-se os efeitos da aplicação de diferentes doses de um compostado de estrume de equinos em combinação com a aplicação de calcário num solo ácido no MPB, com o objetivo de contribuir para a melhoria das recomendações de fertilização da alface biológica. Avaliaram-se, também, os efeitos residuais destes fertilizantes na cultura de ervilhaca e centeio, realizada para incorporação como cultura de cobertura para adubação verde, para a cultura seguinte na rotação.

Materiais e métodos

Instalou-se uma experiencia com alface (*Lactuca sativa* L. cv. Maravilla de Verano) no MPB, num solo com textura franco-arenosa, formado com base em granito e rochas afins, com um arranjo de blocos casualizados e estrutura fatorial de tratamentos, com três repetições por tratamento. Os tratamentos resultaram da combinação de doses crescentes de compostado de estrume de equinos (0, 20 e 40 t ha^{-1}) com calcário (0 e 8 t ha^{-1}). Após a colheita da alface semeou-se uma cultura de cobertura para sideração (adubo verde) constituída por centeio (*Secale cereal*) e ervilhaca vilosa (*Vicia vilosa*) variedade Caia, com base em 120 g de sementes de centeio e 60 g de ervilhaca vilosa por cada talhão de 10 m^2.

A experiência de alface foi conduzida durante o verão de 2009 (sementeira a 14 de Julho, plantação a 6 de Agosto e ultima colheita a 24 de Setembro), e a cultura para sideração durante o período outono-invernal seguinte (sementeira a 2 de Outubro e colheita a 9 de Abril de 2010) no NW de Portugal, 41º 12' N, 8º 20' W (300 m de altitude), para avaliar as taxas de mineralização do compostado durante a cultura da alface, a produção de matéria fresca e de matéria seca da alface e de adubo verde, e a acumulação de nutrientes por estas culturas.

O compostado foi produzido com estrume constituído por dejetos e urinas de equinos e palha de trigo numa pilha longa, durante 8 meses, que foi revolvida 2 e 5 meses após o início da compostagem. As

caraterísticas do solo no início da experiencia e do compostado utilizado na cultura da alface, encontram-se no Quadro 1. O solo tinha reação ácida e um baixo teor de MO. O calcário (CALMAG) tinha origem em algas marinhas fossilizadas e possuía 88% de $CaCO_3$ e 5% de $MgCO_3$. A sua aplicação foi calculada com base no equivalente a 8 t $CaCO_3$ ha^{-1}. O compostado e o calcário foram incorporados no solo dos respetivos talhões até à profundidade de 20 cm, dois dias antes da plantação, utilizando um escarificador com 7 dentes.

Caraterísticas do solo e do compostado (média e desvio padrão (DP))

	MS	pH	CE	MO	C/N	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$	N	P	K	Ca	Mg
	%		dS m^{-1}	g kg^{-1}		mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	----------		g kg^{-1}	----------	
Solo												
Média	85	4,8	0,7	21	17	10	13	0,7	0,6	2,9	1,4	3,8
DP	0,3	0,1	0,1	0,4	5,0	4	4	0,1	0,1	1,1	0,2	0,3
Compostado												
Média	32	7,8	2,4	330	26	39	121	7,2	2,6	9,6	8,5	4,4
DP	2,1	0,1	0,1	1,5	3,1	13	30	0,9	0,1	0,6	0,8	0,1

A matéria orgânica (MO) e os teores dos nutrientes encontram-se expressos em relação à matéria seca.

As alfaces foram semeadas em tabuleiros de alvéolos de polietileno (35 ml por alvéolo) com um substrato certificado para o MPB (Tray mix da Bas Van Buuren) e cresceram numa estufa sem climatização. Aproximadamente 3 semanas após a sementeira foram transplantadas para os talhões experimentais. Em cada talhão foram plantadas 60 alfaces colocadas em 4 linhas (com a distancia de 33 cm entre linhas) e com 15 plantas na linha (à distancia de 33 cm na linha). A cultura foi regada com um sistema de aspersão sempre que necessário para que a água disponível no solo não fosse limitante para o crescimento da alface, enquanto as infestantes foram frequentemente sachadas para não competirem com a alface por nutrientes.

Após a última colheita das alfaces, a mobilização do solo foi realizada com um escarificador de 7 dentes, e o acabamento superficial foi realizado com uma fresa de facas direitas, de modo a conseguir uma boa cama para a semente do adubo verde. A semente (centeio e ervilhaca) foi enterrada a menos de 5 cm de profundidade usando um vibrocultor de 155 cm de largura de trabalho. A colheita foi realizada lançado, aleatoriamente, em cada talhão, um instrumento quadrado feito de arame com 1 m^2 de secção. O adubo verde foi destroçado 189 dias após a sementeira, quando a maior parte da ervilhaca estava em floração e o centeio em grão pastoso, utilizando um destroçador de martelos com 120 cm de largura, acoplado ao trator. Após uma secagem prévia à superfície, durante 2 dias, o adubo verde foi incorporado no solo à profundidade de 20 cm de profundidade utilizando um escarificador de 7 dentes.

As temperaturas médias do ar e do solo foram registadas automaticamente com termístores (Delta–T Devices) durante as experiências. Os sensores de temperatura foram colocados no solo a 10 cm de profundidade na posição horizontal e por baixo de uma placa refletora a 30 cm de altura. Durante a cultura da alface, no campo, a temperatura média diária do ar variou entre 15,0 ºC e 25,3 ºC com uma média geral para todo o período de crescimento de 20,9 ºC, sendo a amplitude térmica da temperatura do solo inferior à do ar (Figura 1). Para a cultura de cobertura a temperatura média diária do ar variou entre 0,3 ºC e 22,9 ºC com uma média geral para o período de crescimento de 10,4 ºC (Figura 1).

Colheram-se amostras de 4 alfaces de cada talhão experimental 21, 35 e 49 dias após a plantação para determinação do peso fresco e do peso seco (65ºC, 2-3 dias) das plantas e, na última colheita, para determinação do teor de nutrientes (N, P, K, Ca. Mg e Fe). Para o adubo verde colheram-se as plantas numa superfície de 1 m^2 em cada talhão, no final do período de crescimento, antes da preparação do terreno para a cultura seguinte (acelga) da rotação, e procedeu-se à análise da produção (matéria verde e matéria seca), e do teor de nutrientes, de acordo com os mesmos métodos utilizados para a alface.

Utilizaram-se as normas europeias (EN - Soil improvers and growing media, 1999) para a determinação das seguintes caraterísticas dos compostados: humidade, com base em 50 g de material original e a temperatura de 75ºC±5ºC durante 2-3 dias, até a amostra ter peso constante (EN 13040); pH por potenciometria (EN 13037); condutividade elétrica (25ºC) dos extratos aquosos obtidos para o pH (1/5, v/v) após filtração (EN 13038); e matéria orgânica, por calcinação a 550°C durante 6 horas (EN 13039). O azoto mineral, após extração com KCl 2 M (1:5), foi determinado por espetrofotometria de absorção molecular. Para os teores totais de nutrientes utilizou-se uma digestão sulfúrica para N e P e uma digestão nitro-perclórica para K, Ca e Mg. O N e P nos digeridos foram determinados por espetrofotometria de absorção molecular o K por fotometria de chama, e o Ca e Mg por espetrofotometria de absorção atómica.

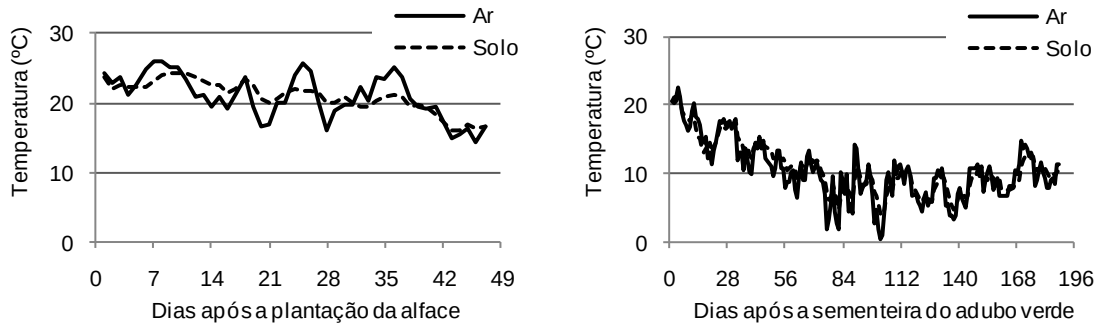


Fig. 1. Temperatura média diária durante o período experimental

A concentração de carbono foi calculada pela fração entre a concentração da matéria orgânica e a constante 1,724 (fator Van Bemmelen) para os solos, ou a constante 1,8 (Gonçalves & Baptista, 2001) para os compostados. A recuperação de nutrientes do compostado pela alface e pelo adubo verde foi estimada pela seguinte razão: (nutrientes acumulados nas plantas dos diversos tratamentos - acumulação no tratamento testemunha) / quantidade total de nutrientes no compostado. A mineralização líquida aparente do N do compostado, durante a cultura da alface, foi obtida pela seguinte razão: (N acumulado na alface tratada - N acumulado na testemunha - N mineral do compostado no inicio da experiência) / N orgânico do compostado; enquanto para o adubo verde, considerou-se o mesmo cálculo mas excluindo o valor do N mineral do compostado no início da experiência, porque se considerou que este foi utilizado integralmente pela alface. A comparação entre os tratamentos realizou-se através da análise de variância dos dois fatores e do cálculo da menor diferença significativa ($P < 0,05$) entre médias de resultados, recorrendo-se ao programa SPSS v. 17.0.

Resultados e discussão

A produção de alface (Figura 2) aumentou significativamente ($P < 0,05$) com a aplicação ao solo de 40 t ha^{-1} do compostado e 8 t ha^{-1} de calcário (35,8 t ha^{-1}) em comparação com o tratamento controlo que não foi fertilizado (25,6 t ha^{-1}). A produção aumentou 15% para a média do conjunto dos tratamentos com calcário em comparação com os tratamentos sem calcário, enquanto para a média dos tratamentos com compostado, em comparação com os tratamentos sem compostado, o aumento de produção foi de 18% e 26%, respetivamente, para a aplicação de 20 t ha^{-1} e 40 t ha^{-1} de compostado. O teor de matéria seca das alfaces (5%-6%) não variou significativamente entre tratamentos, enquanto o peso seco da alface aumentou significativamente ($P < 0,05$), com a aplicação de 40 t ha^{-1} de compostado e a aplicação de calcário (1,8 t ha^{-1}) em comparação com o tratamento sem compostado (1,3 t ha^{-1} em ambos os tratamentos com ou sem calcário).

Apesar do crescimento da alface ter aumentado significativamente com a aplicação simultânea da dose máxima de compostado e de calcário, o aumento verificado quando apenas se aplicou calcário ou com a aplicação de 20 t ha^{-1} compostado não foi significativo, porque o erro padrão da experiencia para comparação entre produções médias foi elevado (4,1 t ha^{-1}) nas condições de agricultura biológica em que se realizou a presente experiencia. Provavelmente, em comparação com as experiencias realizadas em condições de agricultura convencional, a variância desta experiencia conduzida no MPB foi mais elevada, porque enquanto em agricultura convencional a fertilização mineral pode ser realizada com grande homogeneidade, o mesmo já não se verifica facilmente com a fertilização orgânica, quer devido à variação na composição dos fertilizantes orgânicos e à sua aplicação de forma mais heterogénea, ao longo dos anos, o que conduz a que possa existir uma maior variabilidade no terreno experimental, quer por também ser mais difícil garantir a homogeneidade nos próprios talhões experimentais que recebem o mesmo tratamento. Neste caso, poderá sugerir-se que as experiencias de campo no MPB tenham um numero de repetições superior às experiencias conduzidas no modo de produção convencional.

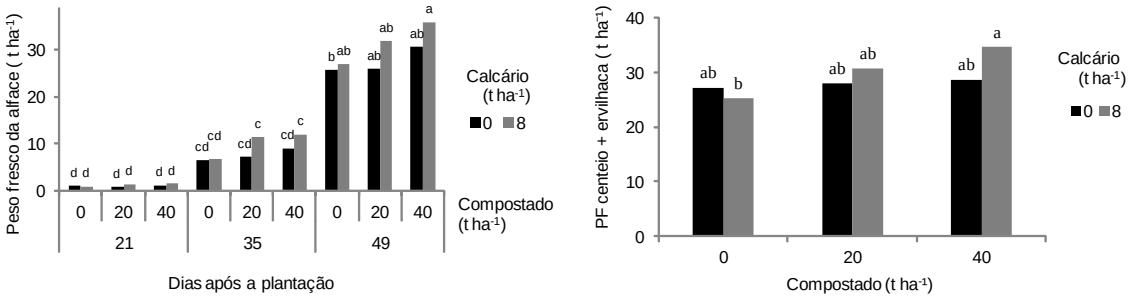


Fig. 2. Peso fresco da alface (t ha^{-1}) em resposta à aplicação ao solo de calcário e compostado e efeito residual dos fertilizantes no peso fresco do adubo verde

A produção de adubo verde (Figura 2) aumentou significativamente (P <0,05) com a aplicação ao solo de 40 t ha^{-1} do compostado e 8 t ha^{-1} de calcário (34,6 t ha^{-1}) em comparação com o tratamento com calcário e sem compostado (25,2 t ha^{-1}). De igual modo, o peso seco aumentou significativamente entre estes dois tratamentos (sendo de 6,1 t ha^{-1} e 4,8 t ha^{-1}, respetivamente). Contudo, as restantes diferenças entre pesos frescos ou pesos secos dos diversos tratamentos não foram significativas, apesar de numericamente se verificarem aumentos crescentes com doses crescentes de compostado, o mesmo não se verificando com a aplicação de calcário. O teor de matéria seca foi semelhante para todos os tratamentos (19-20%).
O teor de nutrientes na alface geralmente não variou de forma significativa entre tratamentos experimentais, exceto para variações ocasionais relativamente aos teores de K e de N. O teor mais elevado de K verificou-se na alface tratada com 20 t ha^{-1} sem calcário, enquanto o teor de N aumentou significativamente (P <0.05) entre o tratamento com 40 t ha^{-1} de compostado e os restantes tratamentos, quando a alface foi produzida sem aplicação de calcário (Quadro 2).

Quadro 2. Teores de nutrientes na alface e no adubo verde (g kg^{-1} MS)

Compostado (t ha^{-1})	0	0	20	20	40	40	MDS
Calcário (t ha^{-1})	0	8	0	8	0	8	
Alface							
N	26,1	23,9	25,8	26,1	29,5	25,7	2,4
P	3,6	3,6	3,5	3,7	3,8	3,7	1,0
K	29,9	37,4	51,9	42,2	32,7	35,4	14,7
Ca	7,9	8,7	9,4	8,8	8,2	7,3	2,8
Mg	3,1	3,0	3,9	4,0	4,2	2,4	2,6
Fe	0,4	0,3	0,4	0,4	0,3	0,2	0,3
Centeio e ervilhaca							
N	18,5	18,7	17,4	17,0	14,8	17,9	5,1
P	3,2	3,5	3,6	3,3	3,3	3,5	0,6
K	22,8	25,4	24,5	26,8	25,4	27,7	7,4
Ca	6,5	6,7	6,5	6,7	5,7	7,5	2,0
Mg	1,4	1,3	1,4	1,3	1,3	1,5	0,4
Fe	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1

MDS representa a menor diferença significativa para comparação entre médias (P <0.05)

A acumulação de N nas folhas da alface (Figura 3) aumentou com a aplicação do compostado na dose de 40 t ha^{-1} em comparação com a alface não fertilizada, mas as diferenças entre a alface produzida com 0 t ha^{-1} e 20 t ha^{-1} ou entre 20 t ha^{-1} e 40 t ha^{-1} não foram evidentes. A aplicação de calcário não resultou em diferenças significativas na acumulação de N ou de qualquer outro nutriente. Aparentemente a acumulação de P aumentou consistentemente com o aumento da dose de compostado aplicado ao solo, mas essas diferenças não foram estatisticamente significativas. A aplicação de 20 t ha^{-1} de compostado aumentou a acumulação de K na alface em comparação com a alface que não foi fertilizada com compostado, mas as diferenças na acumulação de Ca, Mg ou Fe, entre a alface produzida com ou sem compostado nunca foram estatisticamente significativas.

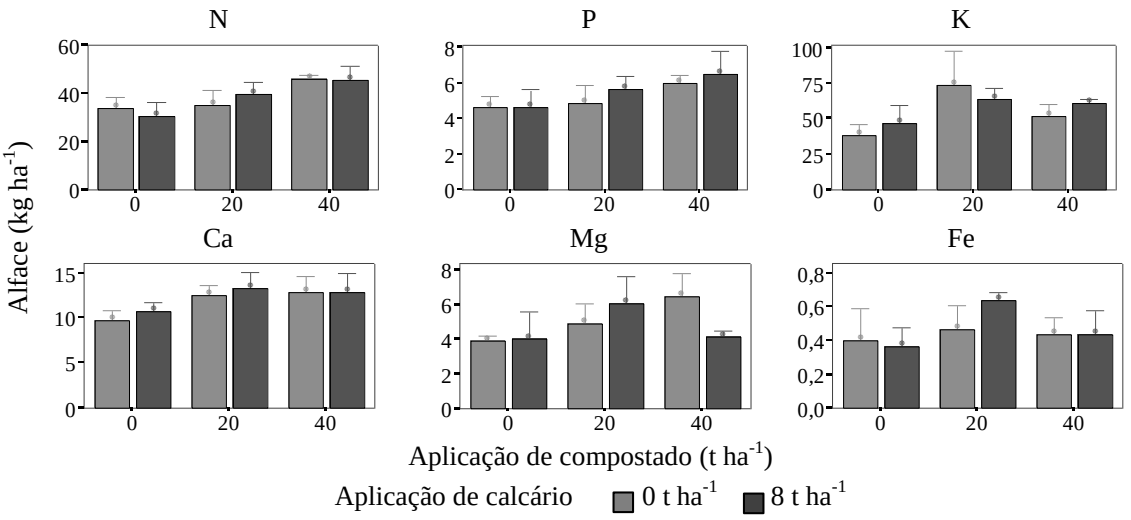


Fig. 3. Acumulação de nutrientes pela alface em resposta à aplicação de calcário e compostado nas doses de 0, 20 e 40 t ha^{-1} para o compostado e 0 e 8 t ha^{-1} para o calcário. As barras de erro representam o erro padrão da média.

A disponibilidade do K proveniente do compostado foi geralmente mais elevada em comparação com os outros nutrientes porque este nutriente não se encontra retido no compostado em formas orgânicas e, por isso, não depende da prévia mineralização do compostado para ser absorvido pelas plantas. De facto, o K foi reportado por de Haan (1981) como encontrando-se tão disponível num compostado de resíduos sólidos urbanos (RSU) como em fertilizantes minerais numa experiencia de longo prazo, e também por Wen et al. (1997) numa experiencia de campo com compostados de estrume e lamas de depuração. Do total do K existente em compostados de RSU, 36-48% foi absorvido pelas plantas em experiencias reportadas na literatura (de Haan, 1981; Soumare et al., 2003), sendo estes valores comparáveis com aqueles que se verificaram neste estudo.

O compostado aplicado à cultura de alface na dose de 40 t ha^{-1} no tratamento com calcário contribuiu para o aumento ($P < 0,05$) na acumulação de P, K, Ca, e Mg na consociação de centeio com ervilhaca (Figura 4), em comparação com os talhões não fertilizados. No entanto, os aumentos observados com 20 t ha^{-1}, ou com 40 t ha^{-1} de compostado sem calcário, não foram estatisticamente significativos.

O teor de N da cultura de centeio e ervilhaca (quadro 2) não foi significativamente diferente entre os tratamentos e foi semelhante ao teor de N anteriormente relatado para a cultura de centeio consociado com ervilhaca vilosa (Rannels & Wagger, 1996; Rannels & Wagger, 1997) mas, inferior ao da cultura de ervilhaca sem centeio (Ryu et al., 2010; Rannels & Wagger, 1997) porque esta cultura, como é uma leguminosa, apresenta maior teor de N do que o centeio. No entanto, o teor de N no adubo verde, nesta experiência, foi maior em relação ao teor de N do centeio reportado por Rannels & Wagger (1997). Em contraste com a acumulação de N (84-127 kg ha^{-1}), o P acumulado no adubo verde (17-25 kg ha^{-1}) foi próximo dos valores relatados por Ryu et al. (2010) para a ervilhaca vilosa enquanto para o K (121-197 kg ha^{-1}) a acumulação no adubo verde neste estudo foi muito superior em relação à acumulação de K na ervilhaca vilosa referida por estes autores. Isso pode ser explicado pelo elevado teor de K do solo, que é de origem granítica, além do K disponível com origem no compostado aplicado antes da alface.

Quando comparados os resultados obtidos neste trabalho com aqueles relatados por Maynard & Hochmuth (2007) para a agricultura biológica verificaram-se valores semelhantes para o N mas não para o P e K. Aqueles autores relataram os seguintes teores de N, P, K (g kg^{-1}): 9,5 (N), 1,4 (P) e 9,6 (K) para o centeio e 28,1 (N), 3,0 (P) e 17,7 (K) para ervilhaca vilosa enquanto neste estudo, os teores médios de nutrientes na cultura de centeio com ervilhaca foram 17,4 g kg^{-1} (N), 3,4 g kg^{-1} (P) e 25,4 g kg^{-1} (K). Assim, o teor de N neste estudo encontra-se entre os respetivos teores do centeio e da ervilhaca referidos por Maynard & Hochmuth (2007), mas os teores de P e principalmente de K foram consideravelmente superiores.

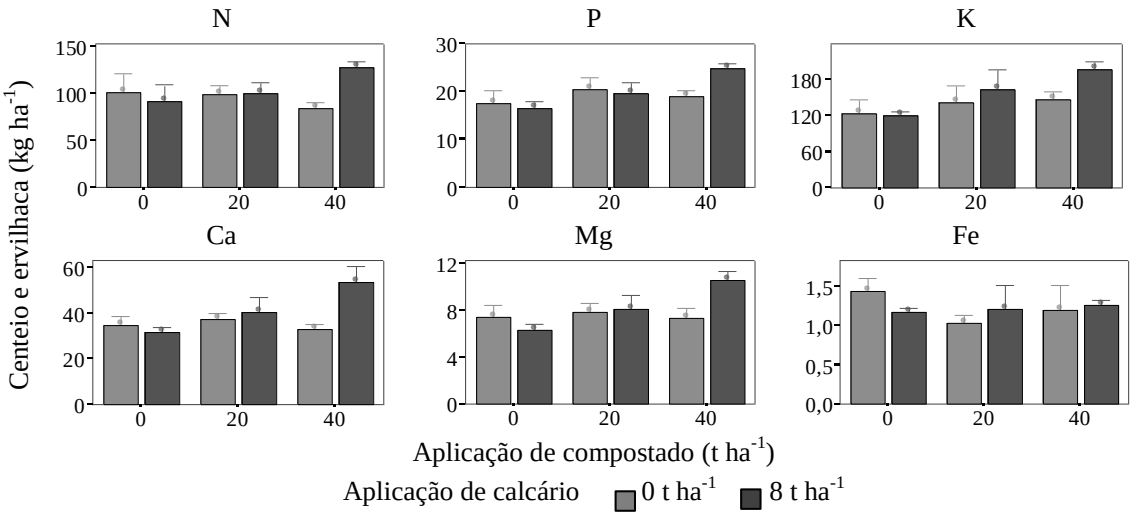


Fig. 4. Acumulação de nutrientes pelo adubo verde (ervilhaca + centeio) em resposta ao efeito residual da aplicação de 0, 20 e 40 t ha^{-1} de compostado e 0 e 8 t ha^{-1} de calcário à cultura anterior (alface). As barras de erro representam o erro padrão da média.

As taxas de recuperação de nutrientes dos compostados (quadro 3) foram muito reduzidas para o ferro, e foram baixas para o P (< 6.3%), Ca (< 5.2%) e Mg (< 7.3%). No entanto, foram mais elevadas para o N quando se aplicaram 20 t ha^{-1} (20.5%) nos tratamentos com calcário, sendo as taxas de recuperação mais elevadas para o K (> 28.5 %) também com a aplicação de 20 t ha^{-1} de compostado, quer com a aplicação de calcário quer sem aplicação de calcário.

Quadro 3. Recuperação de nutrientes (%) dos compostados pela alface

Compostado (t ha^{-1})	Calcário (t ha^{-1})	Alface N	P	K	Ca	Mg	Fe
20	0	2,8	1,4	57,8	5,2	3,6	0,07
20	8	20,5	6,3	28,5	4,8	7,3	0,28
40	0	13,3	4,1	10,5	2,9	4,6	0,02
40	8	16,4	5,8	11,8	1,9	0,3	0,04

A taxa de mineralização aparente do N (%) foi máxima para a aplicação de 20 t ha^{-1} de compostado quando se aplicou calcário (18.3 %) e também aumentou com a aplicação de calcário, de 11% para 14,3%, quando se aplicou a dose de 40 t ha^{-1} de compostado, atribuível ao efeito benéfico da correção da acidez do solo na biomassa microbiana responsável pela decomposição da MO do solo.

Conclusões

Este estudo revelou o potencial do compostado de estrume de equinos em combinação com a aplicação de calcário para aumentar a produtividade da alface biológica em solos de baixa produtividade e o seu efeito residual para a cultura seguinte, e que o compostado pode ser utilizado no MPB para aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo. O teor de N e a acumulação de N na alface aumentou com a aplicação de 40 t ha^{-1} de compostado em comparação com a alface produzida sem aplicação de compostado e as taxas de mineralização aparente de N durante esta cultura aumentaram com a aplicação de calcário.

Apesar de geralmente a absorção de P, K, Ca e Mg pela alface, ou pela cultura de centeio com ervilhaca, ter aumentado numericamente em consequência da aplicação do compostado, as diferenças entre tratamentos foram quase sempre estatisticamente não significativas, principalmente na alface. Este facto poderá ser resultado de uma maior variabilidade do solo no MPB em comparação com o modo convencional e neste caso sugere-se um aumento no número de repetições em experiências conduzidas no MPB em comparação com o modo convencional.

Bibliografia

Brito, L.M. (2001) - Lettuce (*Lactuca sativa*) and cabbage (*Brassica oleracea* L. var. *capitata* L.) growth in soil mixed with municipal solid waste compost and paper mill ludge composted with bark. Acta Horticulturae 563: 131-137.

CEN (1999) - European Standards - soil improvers and growing media. European Committee for Standardization.

Clark, A.J.; Decker, A.M.; Meisinger, J.J. & Mcintosh, M.S. (1997) - Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: II. Soil moisture and corn yield. Agronomy Journal 89: 434-441.

de Haan, S. (1981) - Results of municipal waste compost research over more than fifty years at the Institute for Soil Fertility at Haren/Groningen the Netherlands. Netherlands Journal of Agricultural Science 29: 49-61.

Flavel, T.C. & Murphy, D.V. (2006) - Carbon and nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to Soil. Journal of Environmental Quality 35: 183-193.

Gonçalves, M.S. & Baptista, M. (2001) - Proposta de regulamentação sobre qualidade do compostado para utilização na agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, INIA, MADRP, Lisboa, 14 pp.

Howard, P.J.A. & Howard, D.M. (1990) - Use of organic carbon and loss-onignition to estimate soil organic matter in different soil types and horizons. Biology and Fertility of Soils 9, 306–310.

Jarvis, S.C.; Stockdale, E.A.; Shepherd, M.A. & Powlson, D.S. (1996) - Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement. Advances in Agronomy 57: 187-235.

Johnston, E.; Poulton, P.R & Coleman, K. (2009) - Soil Organic Matter: Its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. Advances in Agronomy 101: 1-57.

Maynard, D. N. & Hochmuth. G.J. (1997) - Knott's handbook for vegetable growers. Fourth edition.John Wiley & Sons, New York.

Rannells, N. N. & Wagger, M. G. (1996) - Nitrogen release from grass and legume cover crop monocultures and bicultures. Agronomy Journal 88: 777–782.

Rannels, N.N. & Wagger, M.G. (1997) - Winter annual grass-legume bicultures for efficient nitrogen management in no-till corn. Agriculture, Ecossystems & Envionment 65: 23-32.

Ryu, J.S.; Lee, J.T.; Lee, G.J.; Jin, Y.I., Zhang, Y.S; Jung Y.S. (2010) - Hairy vetch and rye as cover crops to reduce soil erosion from sloped land in highland agriculture. In: Gilkes, R. & Prakongkep, N. (Eds) 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1 – 6 August 2010, Brisbane, Australia, pp. 41-43.

Rosecrance R.; McCarty, G.W.; Shelton, D.R. & Teasdale, J. (2000) - Denitrification and N mineralization in cover crop production systems. Plant Soil 227:283-290.

Sikora, L.J. & Szmidt., R.A.K. (2001) - Nitrogen sources, mineralization rates, and nitrogen nutrition benefits to plants from composts. In: Stoffella, P.J. & Kahn, B.A. (Eds.) Compost utilization in horticultural cropping systems. Lewis Publ., Boca Raton, Flórida, USA, p. 287–305

Soumare, M.; Tack, F. & Verloo, M. (2003) - Characterization of Malian and Belgian solid waste composts with respect to fertility and suitability for land application. Waste Management 23: 517-522.

Tonitto, C.; David, M.B. & Drinkwater, L.E. (2006) - Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: a meta-analysis of crop yield and N dynamics. Agriculture, Ecosystems, and Environment 112:58-72.

Wen, G.; Winter, J.P.; Voroney, R.P. & Bates, T.E. (1997) - Potassium availability with application of sewage sludge and sludge and manure composts in field experiments. Nutrient. Cycling in Agroecosystems 47, 233-241.

Wong, J.W.C., Ma, K.K., Fang, K.M. & Cheung, C. (1999) - Utilization of a manure compost for organic farming in Hong Kong. Bioresource Technology 67, 43–46.

Emisiones de N_2O en suelos cultivados con arroz aeróbico con laboreo tradicional y siembra directa

Antonio López-Piñeiro[1], Javier Sánchez-Llerena[1], Daniel Becerra[1], Ángel Albarrán[1], David Peña[1], José Manuel Nunes[2], David Fangueiro[3]

[1] Grupo de Investigación Gestión, Conservación y Recuperación de Suelos Aguas y Sedimentos. Universidad de Extremadura. Badajoz (España). pineiro@unex.es
[2] Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre (Portugal). Av. 14 de Janeiro S/N 7350-903, Elvas (Portugal)
[3] Unidades de Investigaçao Química Ambiental. Insituto Superior de agronomia de Lisboa. Tapada da Ajuda 1349-017, Lisboa (Portugal)

Resumen

El oxido nitroso es un importante gas de efecto invernadero producido de forma natural en suelos mediante procesos de nitrificación y desnitrificación. Diferentes técnicas de manejo se suelos tales como el laboreo pueden influir sobre la proporción de la emisión de gases de efecto invernadero. Este trabajo tiene como objetivo determinar el efecto que la implantación del sistema de producción de arroz aeróbico, utilizando siembra directa, ejerce sobre las emisiones de N_2O. Para ello se han seleccionado tres parcelas contiguas con un cultivo de arroz con los siguientes tratamientos: a) SDA7, siembra directa con 7 años de antigüedad en el manejo y riego por aspersión; b) SDA, siembra directa con 1 año de antigüedad y riego por aspersión; c) CTA, cultivo tradicional con laboreo y riego por aspersión. Las emisiones de N_2O fueron monitorizadas durante una campaña completa (año 2011) utilizando cámaras cerradas y estáticas, y considerando los incrementos de N_2O por unidad de superficie de la cámara a intervalos de tiempos específicos. Los resultados obtenidos muestran que la implantación de la siembra directa disminuye significativamente las emisiones de N_2O. No obstante, la disminución observada depende de la antigüedad en la implantación de la siembra directa. Así, con respecto a CTA, la emisión acumulada de oxido nitroso disminuye un 48 % y un 25 % en SDA y SDA7, respectivamente. La utilización de técnicas de agricultura de conservación aplicadas al cultivo del arroz aeróbico puede resultar una estrategia eficaz para mitigar la emisión de gases de efecto invernadero como N_2O y mejorar la eficiencia del uso del nitrógeno en los sistemas agrícolas.

Palabras clave
Siembra directa, arroz aeróbico, laboreo, oxido nitroso, emisiones.

Introducción

Los suelos agrícolas son considerados como una de las principales fuentes antropogénicas de emisión de gases de efecto invernadero, ocupando el primer puesto en el caso de la emisión de N_2O con un 58% de las mismas (IPCC, 2001 y 2007). El cultivo del arroz, en particular, es considerado una de las principales fuentes de emisión de metano y oxido nitroso de origen antropogénico (Zhang et al., 2010), gases que contribuyen a los efectos del calentamiento global en un 18,4% (Jacobson, 2002). Aunque los niveles de emisión de CH4 son mayores que los de N_2O en cultivos de arroz inundado (Pereyra, 2009), el estudio de la emisión de N_2O cobra una vital importancia, ya que se trata de un gas con un potencial relativo de calentamiento global 310 veces superior al del CO_2 en un horizonte temporal de 100 años (IPCC, 2007).
La producción de N_2O ocurre básicamente en los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación. La nitrificación es un proceso aeróbico en el que el amonio es oxidado por bacterias hasta su transformación en nitrito y posteriormente en nitrato. La desnitrificación es un proceso anaeróbico en el que el carbono orgánico es usado como fuente de energía y el nitrato se reduce a NO, N_2O y N (Dominguez et al., 2007). En un arrozal inundado se producen en el suelo unas condiciones de anaerobiosis que favorecen los procesos desnitrificadores y por tanto la liberación de N_2O a la atmósfera. El cultivo aerobico del arroz es una nueva técnica de cultivo en la cual variedades específicamente adaptadas a este manejo se cultivan mediante siembra directa en suelos bien drenados y sin encharcar durante la mayor parte del ciclo (Bouman et al., 2005). Dado que los suelos no alcanzan la saturación, no se reproducen las condiciones anaerobias de suelos inundados, por lo que cabe esperar una reducción de los procesos desnitrificadores y por consiguiente de las emisiones de N_2O.
España es un país altamente vulnerable a los efectos del cambio climático (EEA, 2010), y es el segundo mayor productor de arroz de la Unión Europea con un 20% de la superficie total (104.973 ha), por lo que se trata de un país especialmente sensible a la emisión de N_2O procedente de los arrozales. La adopción

de nuevas técnicas de cultivo cobra especial relevancia a la hora de garantizar una producción sostenible y reducir la emisión de gases de efecto invernadero. En este sentido, resulta especialmente interesante el estudio de la influencia de técnicas de cultivo cada vez más extendidas (siembra directa, no laboreo, cultivo aeróbico) sobre estas emisiones.

Objetivos

Este trabajo tiene como objetivo determinar el efecto que la implantación del sistema de producción de arroz aeróbico, utilizando siembra directa, ejerce sobre las emisiones de N_2O.

Material y Métodos

Se realizó un ensayo de campo en la finca "Casas de Hitos", en el término municipal de Navalvillar de Pela (Badajoz), coordenadas UTM X: 277788 e Y: 4339618, huso 30, ED-50.
Se seleccionaron tres tratamientos: 1) No laboreo, siembra directa y riego por aspersión en un suelo en el que se ha realizado este manejo previamente durante 7 años (SDA7); 2) No laboreo, siembra directa y riego por aspersión en un suelo en el que nunca se había realizado previamente este manejo (SDA); 3) Cultivo tradicional con laboreo y riego por aspersión (CTA). Para cada tratamiento se replantearon tres subparcelas de 7x20 m, con pasillos intermedios de 2 metros de anchura.
Previo a la implantación del cultivo se procedió a labrar el tratamiento CTA con un semichisel y en todos los tratamientos a la aplicación de un abonado de fondo con abono complejo 9-18-27 a razón de 550 kg ha^{-1}. Posteriormente, atendiendo a las necesidades del cultivo, se realizaron dos aplicaciones de abono nitrogenado (Urea 46%) a razón de 140 kg ha^{-1}, también en todos los tratamientos. Para la siembra en SDA y SDA7 se utilizó una sembradora de siembra directa SEMEATO. Los tratamientos fueron irrigados mediante aspersión con un sistema de cobertura total.
Las emisiones de N_2O fueron monitorizadas (17 veces) durante una campaña completa (Mayo a Octubre, 2011) utilizando cámaras cerradas y estáticas de polietileno de alta densidad de 40 cm de diámetro y 30 cm de altura, enterradas 5 cm en el suelo. Se colocaron 6 cámaras por tratamiento (2 por subparcela). El extremo superior de las cámaras, abierto al aire, se cerró en cada medición durante una hora con una tapa hermética y se tomaron muestras de la atmósfera en el interior de la cámara en tubos de vidrio al vacío a intervalos regulares de 0, 30 y 60 minutos. En cada toma de muestras se registró la temperatura en el momento de la toma y se procedió a recoger muestras de suelo junto a cada campana, de las cuales se determinó su humedad mediante secado en estufa a 105ºC hasta pesada constante.
Las muestras de gases fueron analizadas con un detector selectivo de masas (MS) modelo 5973 de Agilent (USA), unido mediante una interfase a un cromatógrafo de gases (GC) 6890N de Agilent (USA). La columna usada fue una CP Pora Plot Q capillary column de Variant Inc, (USA) 27.5 m, 0.32 mm y 10µm. Se utilizó He (Praxair, Madrid Spain) como gas portador. La emisión total de N_2O durante el periodo de estudio fue calculada mediante la integración de las emisiones de N_2O en los días de muestreos y las emisiones de N_2O acumulado en los mismos días.

Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se presentan las características del horizonte superficial de los suelos estudiados (hasta una profundidad de 10 cm). Con respecto a SDA y CTA, el contenido en carbono orgánico total, nitrógeno total y los valores de conductividad eléctrica fueron muy superiores en el tratamiento SDA7. Como cabría esperar, considerando que los resultados provienen del primer año de la experiencia, los tratamientos SDA y CTA no presentan diferencias significativas en ninguno de los parámetros estudiados.

Tabla 1. Propiedades del suelo.

Propiedades	SDA7	SDA	CTA
Arcilla (%)	13.45	16.96	16.96
Limo (%)	43.53	35.87	35.87
Arena (%)	43.02	47.17	47.17
Carbono Orgánico Total (g kg^{-1})	18.28	8.59	8.50
Nitrógeno (%)	0.127	0.081	0.077
Capacidad de campo (%)	33.6	28.01	30.5
Conductividad Eléctrica (dS m^{-1})	1.52	0.829	0.773
pH	5.76	5.4	5.71

En líneas generales, la evolución de la humedad en el suelo siguió una tendencia inversa a la temperatura registrada (Figura 1), hasta el día 22 de septiembre, fecha en la que se detiene el riego por aspersión. El tratamiento SDA7 presentó valores de humedad superiores a lo largo del ciclo del cultivo, debido a que su contenido en materia orgánica le confiere una mayor capacidad de retención hídrica. No existieron grades diferencias entre las tendencias registradas en SDA y CTA para la humedad de suelo en el periodo seleccionado. Sine embago, los valores de humedad en CTA son ligeramente más bajos que los de SDA.

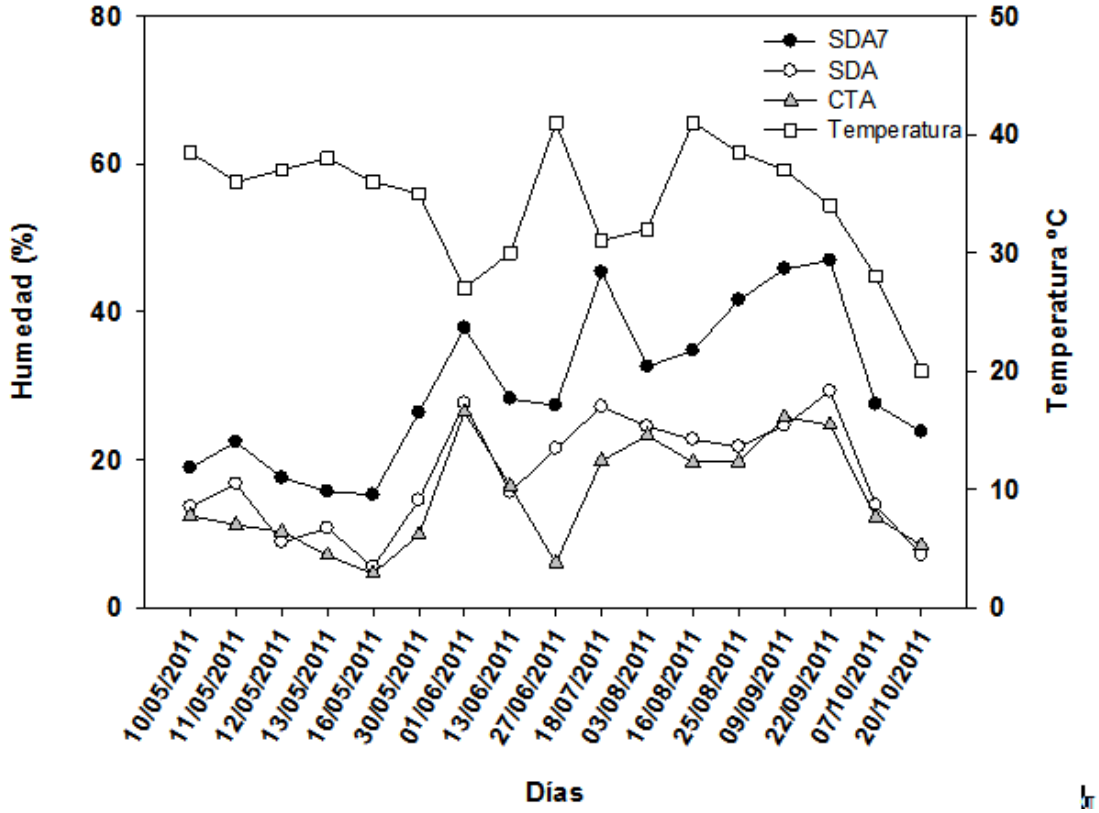


Figura 1. Evolución del contenido de humedad del suelo y temperatura en SDA7, SDA Y CTA durante el ciclo del cultivo.

De la observación de la Tabla 2 se desprende que las mayores emisiones de N_2O se producen en el tratamiento CTA (1452.74 mg m^{-2}). Con respecto a CTA, la emisión acumulada de oxido nitroso disminuye un 48 % en SDA y un 25 % SDA7, respectivamente. El flujo acumulado en SDA7 es un 47,1% superior al tratamiento SDA.

Tabla 2. Flujo acumulado de N_2O

	Flujo Acumulado (mg m^{-2})
SDA7	1098.85
SDA	747.26
CTA	1452.74

Dada la igualdad del resto de factores (temperaturas, regímenes de riego, etc.) el sistema de manejo (laboreo) debe postularse como la causa principal de las diferencias de flujo acumulado entre CTA y los tratamientos SDA7 y SDA, ya que las emisiones de N_2O están influenciadas por el régimen de laboreo del suelo. Aunque el efecto neto de este factor sobre dichas emisiones es inconsistente y no está bien cuantificado globalmente (Smith y Conen, 2004), algunos estudios muestran emisiones más bajas en sistemas de no laboreo (Robertson et al., 2000). Esto es debido a que en sistemas de laboreo tradicional se produce un incremento sustancial en la mineralización del Carbono y Nitrógeno orgánicos (Oorts et al., 2006). Este incremento de la mineralización, unido a altas temperaturas, puede producir grandes pérdidas de Nitrógeno por desnitrificación aún en suelos con una situación aparentemente aeróbica y contenidos de humedad relativamente bajos (Mogge et al., 1999), lo cual explica las mayores emisiones del tratamiento CTA con respecto a los dos tratamientos no labrados (SDA7 y SDA).

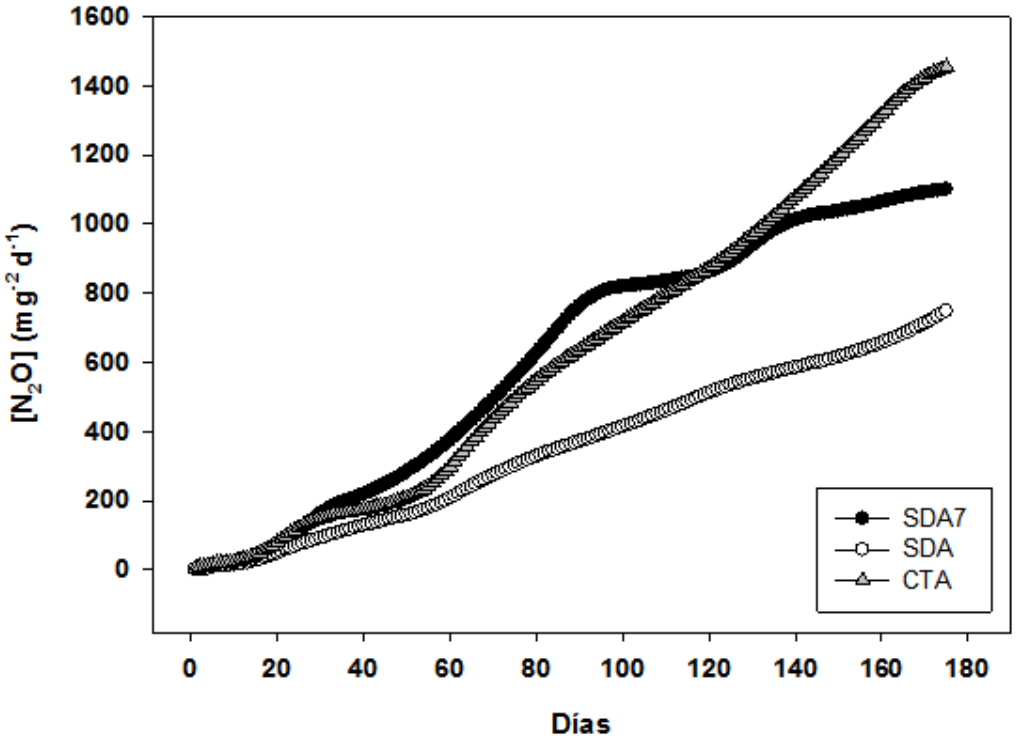


Figura 2. Evolución del flujo acumulado de N_2O en SDA7, SDA Y CTA durante el ciclo del cultivo.

En el caso de los tratamientos que incluyen regímenes de no laboreo, se observa una mayor emisión de N_2O en SDA7 que en SDA (Figura 2). Este hecho puede ser atribuible a las diferencias observadas en los valores de carbono orgánico total, 18.28 g kg^{-1} en SDA7 y 8.59 g kg^{-1} en SDA (Tabla1). Así, los mayores valores de carbono orgánico total en el tratamiento SDA7 habrían contribuido a mantener un mayor potencial de desnitrificción en este tratamiento. Igualmente, el menor contenido de humedad registrado en SDA con respecto a SDA7 (Figura 1) puede significar una disminución en la actividad de los microorganismos desnitrificadores y, en consecuencia, una menor emisión de N_2O en SDA que en SDA7.

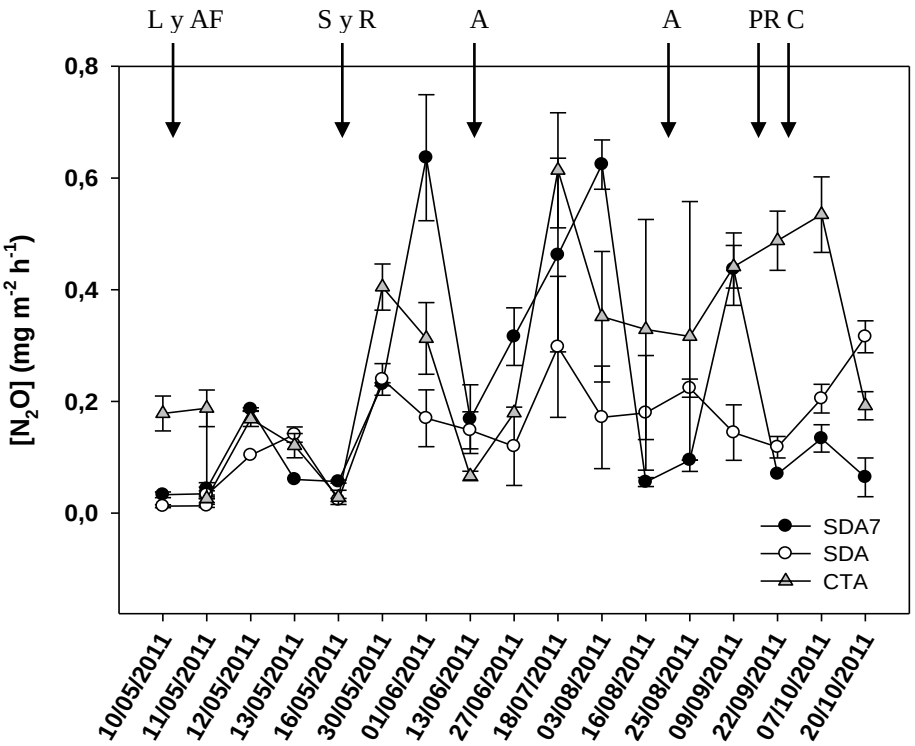


Figura 3. Evolución del flujo de N_2O en SDA7, SDA, CTA y principales acciones agronómicas. **L**: Laboreo, **AF**: Abonado de Fondo, **S**: Siembra, **R**: Inicio del Riego, **A**: Abonado en Cobertera, **PR**: Parada del Riego y **C**: cosecha.

Al estudiar la dinámica de emisión de N_2O a lo largo del ciclo del cultivo, se observó que el manejo agronómico tuvo una fuerte influencia sobre la misma. En la figura 3 puede observarse que los máximos relativos en la emisión de N_2O se dan tras realizar aportes de fertilizante nitrogenado. La relación entre los aportes de N a suelos agrícolas y las consecuentes emisiones de N_2O es un fenómeno ampliamente conocido y estudiado (Bouwman, 1996; Smith et al. 1998; Kavdir et al., 2008).

En este trabajo se observó que, inicialmente, y tras la aplicación de un abonado de fondo (11/05/2011) con bajos niveles de N, los niveles de emisión de N_2O se incrementaron en SDA7, CTA y en menor medida en SDA. El inicio del riego por aspersión (30/05/2011) y el consiguiente aumento en el contenido de humedad de los suelos (Figura 1), se reveló como un factor clave que determinó un gran incremento en las emisiones de N_2O, debido al estímulo producido en la actividad de los microorganismos desnitrificadores. Sucesivas aplicaciones de abonado nitrogenado en cobertera (20/06/2011) y (25/08/2011) condujeron también a máximos relativos en las emisiones de N_2O en los que SDA7 y CTA presentaron valores equiparables.

El tratamiento SDA presentó los niveles de emisión más bajos a lo largo de todo el ciclo, con máximos relativos tras la puesta en marcha del riego y la aplicación del primer abonado de cobertera. El segundo abonado de cobertera no influyó de forma significativa en la emisión de N_2O, pero se observó un aumento de dichas emisiones tras la parada del riego.

Bajo regímenes de secado natural, el contenido de agua en el suelo disminuye gradualmente por evaporación. Cuando el contenido gravimétrico de agua alcanza el 45%, pueden producirse grietas en la superficie del suelo. La existencia de estas grietas aumentan la cantidad de oxígeno en el suelo afectando la tasa de nitrificación-desnitrificación y por tanto favoreciendo la emisión de N_2O (Huang et al., 2007). El uso de técnicas de no laboreo puede inducir a una mayor formación de grietas con incrementos significativos en anchura, profundidad y volumen (Bandyopadhyay et al., 2003) con respecto a suelos labrados de forma tradicional. Esta formación de grietas por pérdida de humedad se vió atenuada en SDA7 debido a su mayor contenido en materia orgánica que proporcionó una mejora en las propiedades físicas del suelo, por tanto, tras un leve aumento de las emisiones tras la parada de riego, el contenido de humedad del suelo descendió disminuyendo, a su vez, la actividad de los organismos desnitrificadores. Similares procesos pueden haber experimentado los suelos del tratamiento CTA. Si embargo, se observa en este tratamiento un fuerte descenso en las emisiones de N_2O al final de campaña. Este hecho podría ser atribuido a la baja capacidad de retención hídrica mostrada por CTA.

Conclusiones

Las emisiones de N_2O fueron superiores en el tratamiento CTA, disminuyendo un 48% en el tratamiento SDA y un 25% en SDA7. La utilización de técnicas de agricultura de conservación aplicadas al cultivo del arroz aeróbico, puede resultar una estrategia eficaz para mitigar la emisión de gases de efecto invernadero como N_2O y mejorar la eficiencia del uso del nitrógeno en los sistemas agrícolas.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL2010-21421-C02-02), y la Junta de Extremadura (Expediente GR10090). Daniel Becerra y David Peña agradecen a la Consejería de Economía, Comercio e Innovación de la Junta de Extremadura la concesión de su Beca de Formación de Personal Investigador.

Bibliografía

Bandyopadhyay, K., Mohanty, M., Painuli, D., Misra, A., Hati K., Mandal, K., Ghosh, P., Chaudhary, R., Acharya, C. 2003. Influence of tillage practices and nutrient management on crack parameters in a Vertisol of central India. Soil and Tillage Research 71, 133-142.

Bouman, B., Peng, S., Castañeda, A., Visperas, R. 2005. Yield and water use of irrigated tropical aerobic rice systems. Agricultural Water Management 74, 87-105.

Bouwman, A. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. Nutrient cycling in agroecosystems. 46, 53-70.

Domínguez, V., Irisarri, P., Gonnet, S. 2007. Emisiones de óxido nitroso por suelos cultivados con arroz: efecto de un inhibidor de la nitrificación. Agrociencia 11, 50-57.

European Environmental Agency. 2010. The European Environment. State and Outlook. http://www.eea.europa.eu/soer.

Huang, S., Pant, H., Lu, J. 2007. Effects of water regimes on nitrous oxide emission from soils. Ecological engineering 31, 9-15.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2001. Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of working group 1 to the Third Assessment Report of the IPCC. http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. Working Group. I. The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. http://ipcc-wgI.ucar.edu/wgI/wgI-report.html.

Jacobson, M. 2002. Atmospheric pollution. History, science and regulation. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Kavdir, Y., Hellebrand, H., Kern J. 2008. Seasonal variations of nitrous oxide emission in relation to nitrogen fertilization and energy crop types in sandy soil. Soil and Tillage Research 98, 175-186.

Mogge, B., Kaiser, E., Munch, J. 1999. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhoved Lake region: influence of organic fertilizers and land-use. Soil Biology and Biochemistry 31, 1245-1252.

Oorts, K., Nicolardot, B., Merckx, R., Richard, G., Boizard, H. 2006. C and N mineralization of undisrupted and disrupted soil from different structural zones of conventional tillage and no-tillage systems in northern France. Soil Biology and Biochemistry 38, 2576-2586.

Pereyra, V. 2009. Emisiones de Metano y Óxido Nitroso en arrozales de la zona Este del Uruguay: El manejo del cultivo como factor determinante. Pasantía de Grado de la licenciatura en ciencias biológicas. Universidad de la República. Uruguay.

Robertson, G., Paul, E., Harwood, R. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. Science 289, 1922-1925.

Smith, A., Konen, S. 2004. Impact of land manament on fluxes of trace greenhouse gases. Soil Use and Management 20, 255-263.

Smith, A., Thomson, P., Clayton, H., Mctaggart, I., Conen, F. 1998. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. Atmospheric Environment 32, 3301-3309.

Zhang, A., Cui, L., Pan, G., Li, L., Hussain, Q., Zhang, X., Zheng, J., Crowley, D. 2010. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. Agriculture, Ecosystems and Environment 139, 469-475.

Formación y características de veredas de ganado caprino en áreas de clima árido Mediterráneo

Luis Fernández-Pozo, José Cabezas.

Grupo Análisis de Recursos Ambientales (ARAM), Universidad de Extremadura, Avda. de Elvas s/n, 06006. Badajoz, España. luferpo@unex.es.

Resumen

La formación de cárcavas en áreas dedicadas al pastoreo tiene su origen, entre otros, en las veredas realizadas por los animales en su desplazamiento por compactación del suelo. La amplitud de las veredas así como la compactación están en función del tipo de animal, extensión de la zona de movimiento y número de animales. En una zona de clima árido mediterráneo hemos estudiado las veredas formadas por un rebaño de cabras en zonas pastoreadas y en un área excluida abierta al rebaño durante 2 semanas. Se analizó ancho y resistencia a la penetración. En el área excluida al pastoreo los resultados muestran que, las veredas son de anchura inferior a las de áreas pastoreadas y muestran una resistencia a la penetración similar en ambas zonas.

Introducción

La degradación del suelo como consecuencia de actividades humanas incide en el deterioro de sus propiedades físicas (da Silva et al., 2003) y en la pérdida de biodiversidad (Oba y Kaitira, 2006), siendo sus efectos más destacados la exposición de las áreas afectadas a procesos erosivos, tanto hídricos (Valentin et al., 2005) como eólicos (Li et al., 2005) y la degradación de la cubierta vegetal (Wiegand et al., 2006), procesos que en zonas de clima árido conducen a desertificación.

La compactación del suelo ejercida por el ganado es más severa en aquellos lugares donde el pisoteo se realiza con mayor repetición: veredas, abrevaderos, sitios de descanso, etc. independientemente del peso del animal e incluso de la carga ganadera (FAO,). La formación de veredas, como consecuencia de la compactación del suelo provoca la disminución del espacio poroso, aumenta la densidad aparente y escorrentía, a la vez que disminuye la conductividad hidráulica, aspectos tales que provocan un incremento del riesgo de erosión del suelo. Cuando se dan estas circunstancias en laderas, la probabilidad de que se formen cárcavas incrementa en gran medida.

Nuestro objetivo es analizar los efectos que el pastoreo, concretamente caprino, provoca sobre la formación de veredas en zonas áridas de clima mediterráneo, tomando como referencia áreas excluidas y comparándolas con zonas pastoreadas. Ello nos permitirá disponer de información en cuanto a la resistencia del suelo a padecer procesos de degradación como consecuencia a la hora de establecer la capacidad de carga en estos ecosistemas como base de una gestión sostenible, ya que un sobrepastoreo en estos ecosistemas conduce, irremediablemente, al desencadenamiento de procesos de desertificación.

Materiales y métodos

El área de estudio se localiza en la Estación Experimental de Zonas Áridas “Las Cardas”, con una extensión de 5436 ha, y ubicada a 45 km al sur de La Serena, en la IV Región de Chile, entre 30°13' y 30°10' de latitud S y 71°13' y 71°19' de longitud W y una altitud media de 260 msnm. El clima es Mediterráneo, cuyas principales características son: marcada variabilidad anual de precipitaciones (9 - 440 mm anuales, media de 140 mm), estando concentradas en otoño e invierno (97% del total); una temperatura media anual de 17 °C, con máximas medias de 28 °C in verano y mínimas medias de 6 °C in invierno, y una ETP anual que excede los 900 mm, lo cual nos sitúa en una ecosistema de clima árido (Thornthwaite, 1948). La comunidad vegetal está representada por arbustos y herbáceas, aquellos con dominancia de Flourensia thurifera, Gutierrezia resinosa, y Heliotropium stenophyllum, especies endémicas de Chile, siendo las herbáceas más representativas Bromus berterianus, Plantago hipidula y Erodium cicutarium. Bajo estas condiciones se desarrollan suelos de textura franco arenosa (Fernández-Pozo et al., 2006), ligeramente alcalinos y escasa fertilidad química cuyo principal representante es Camborthid típico (Soil Survey Staff 1998). Nuestro estudio fue llevado a cabo en áreas excluidas (ExU) al pastoreo durante 30 años y en áreas pastoreadas (GrU) (Fernández-Pozo et al., 2006), ambas situadas en áreas de pendientes inferior al 2%. En GrU se observan veredas antiguas, mientras que en ExU fueron realizadas por un rebaño de 74 cabras que estuvo pastando durante 2 semanas de invierno. Se analizaron 5

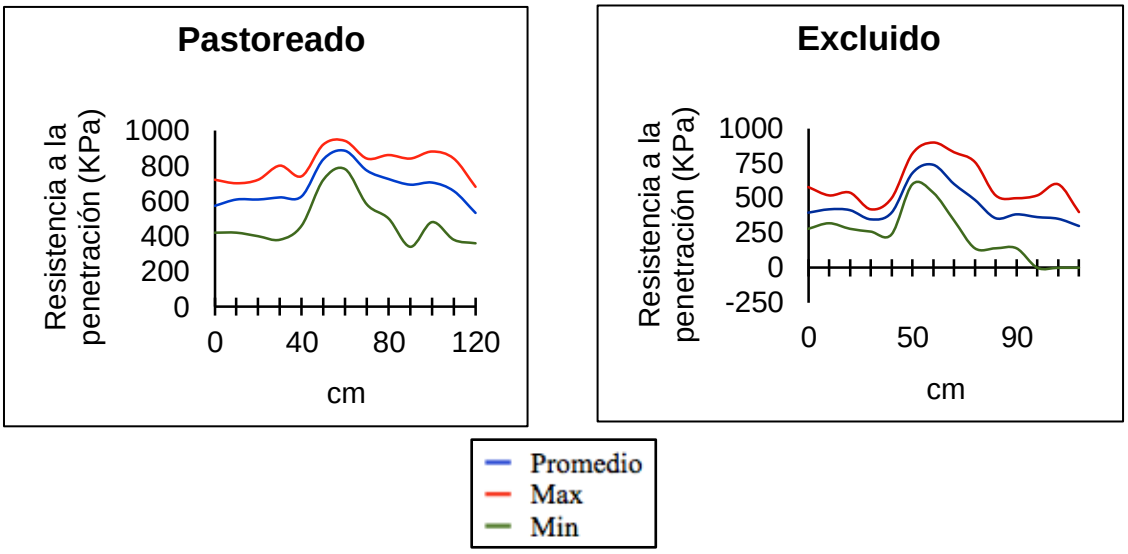
tramos de vereda en cada zona estudiada y en cada tramo se seleccionaron otros 5 puntos. En cada punto muestreado, se realizó un transecto de 120 cm de longitud haciendo coincidir el cm 60 con el centro de la vereda. A lo largo del transecto se midió la resistencia a la penetración cada 5 cm, y al llegar a la vereda se midió al inicio, cada 5 cm y al final de la misma. Como complemento al estudio se determinaron, fuera de las veredas y en cada una de las zonas, GrU y ExU, densidad aparente y resistencia a la penetración. (Fernández-Pozo et al., 2006)

Resultados

Tanto en GrU como ExU, los suelos son de textura franco arenosa, mostrando el resto de parámetros diferencias significativas entre ambas áreas (Fernández-Pozo et al., 2006). Así, en GrU la densidad aparente es de 1,60 Mgm-3 mientras que en ExU es de 1,36 Mgm-3, presentando diferencias significativas ($p<0.001$), igual con la resistencia a la penetración, 388 y 513 kPa en ExU y GrU respectivamente ($p<0.05$).

	BD(Mgm^{-3})	PR(kPa)
ExU	1.36a	388a
GrU	1.60b	513b

En las áreas pastoreadas las veredas tienen un ancho entre 40 y 50 cm y la resistencia a la penetración en ellas oscila de 700 a 900 kPa, mientras que en la zona del transecto fuera de la vereda, oscila de 300 a 600 kPa. En el área excluida al pastoreo los resultados muestran que, a pesar de sólo dos semanas, los animales realizaron veredas de anchura inferior a las de áreas pastoreadas, entre 30 y 40 cm, y con resistencia a la penetración en la vereda de 600 a 800 kPa, y en la zona del transecto fuera de la vereda de <100 a 400 kPa.



Discusión

La degradación del suelo como resultado de actividades humanas ha merecido un gran interés en la comunidad científica. Numerosos trabajos aparecen abordando aspectos relacionados con la degradación de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, reconociéndose en la gran mayoría que dichas actividades son la principal causa de la degradación de los suelos (Oldeman, 1994). El sobrepastoreo es reconocido como causa del deterioro de las propiedades físicas del suelo; densidad aparente, textura (da Silva et al., 2003) y compactación del suelo (McEvoy et al., 2006) siendo sus efectos más destacados la exposición de las áreas afectadas a procesos erosivos (Valentin et al., 2005).
La erosión del suelo adquiere una gran importancia en ambientes mediterráneos (Poesen y Hooke, 1997), resultando la formación de cárcavas un proceso complejo controlado por una amplia variedad de factores de entre los que podemos destacar el clima, topografía y uso del suelo (Rey et al., 2004), señalándose el sobrepastoreo como responsable de la formación de grandes sistemas de cárcavas (Nyssen et al., 2004; Zucca et al., 2006), sin embargo, no e s necesario que se den condiciones de sobrepastoreo para que

puedan ocurrir circunstancias que propicien el desarrollo de cárcavas, como es el caso de la compactación del suelo por el paso de los animales: veredas, abrevaderos o áreas de descanso.Nuestros datos sugieren esta apreciación, a la vez que en un corto espacio de tiempo se llegan a alcanzar valores de compactación del suelo similares a los encontrados en zonas habitualmente pisoteadas y en ambos casos sin establecerse una elevada carga ganadera. Este hecho puede ser debido, a que el paso del ganado en las áreas sin pastoreo se realizó durante dos semanas del invierno, ken el que el suelo presentaba una mayor humedad. El incremento de la compactación del suelo es mayor cuando el suelo está húmedo (Drewry, 2008).

A pesar de que la formación de veredas es muy rápida, la resiliencia del suelo para este impacto suele ser escasa. En la literatura científica aparecen estudios en los que la recuperación de suelos compactados por el ganado se produce en unos 3 años, aunque sólo es constatable en los 2 primeros cm de suelo (Greenwood et al., 1998). Como se puede observar el la imagen, la vereda formada en áreas excluidas al pastoreo presenta una profundidad de 4 cm, lo cual indica que en sólo dos semanas, un reducido rebaño de cabras formó una vereda en una zona excluida durante 30 años y esa compactación desaparecerá, si extrapolamos los resultados de Greenwood et al. (1998), en 50 ó 60 años.

Conclusiones

Estos resultados indican que la formación de una vereda está muy relacionada con el tamaño del rebaño y costumbres del animal, así como de las condiciones de humedad del suelo, no siendo condición indispensable la formación de ellas en situaciones de sobrepastoreo y, por tanto, el riesgo de que se produzcan procesos erosivos se incrementa pues en sólo dos semanas se han alcanzado valores de resistencia a la penetración similares a los existentes en áreas pastoreadas permanentemente.

Bibliografia

da Silva, A., Imhoff, S., Corsi, M., 2003. Evaluation of soil compaction in an irrigated short-durationgrazing system. Soil & Tillage Research 70, 83-90.

Drewry, John (2008, August 21). Soil compaction in pasture grazing systems. SciTopics. Retrieved June 18, 2012, from http://www.scitopics.com/Soil_compaction_in_pasture_grazing_systems.html

Fernández-Pozo L, Buyolo T, Cabezas J. 2006. Efectos del pastoreo en clima mediterráneo árido sobre propiedades físicas del suelo. Edafología 13, 161-169.

Greenwood KL, MacLeod DA, Scott JM, Hutchinson KJ (1998) Changes to soil physical properties after grazing exclusion. Soil Use and Management 14, 19-24.

Li, F.-R., Kang L.-F., Zhang, H., Zhao, L.-Y., Shirato, Y., Taniyama I., 2005. Changes in intensity of wind erosion at different stages of degradation development in grasslands of Inner Mongolia, China. Journal of Arid Environments 62, 567-585.

McEvoy, P., Flexen, M., McAdam, J., 2006. The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. Forest Ecology and Management 225, 39-50.

Nyssen J, Poesen, J., Moeyersons, J., Deckers, J., Haile, M., Lang, A., 2004. Human impact on the environment in the Ethiopian and Eritrean highlands: A state of the art. Earth Science Reviews 64: 273–320.

Oba, G., Kaitira, L., 2006. Herder knowledge of landscape assessments in arid rangelands in northern Tanzania. Journal of Arid Environments 66, 168-186

Oldeman, L., 1994. The global extent of soil degradation, in: Greenland, D., Szabolcs, I. (eds.), Soil resilience and sustainable land use. CAB Int., Wallingford, pp. 99-118

Poesen J, Hooke JM. 1997. Erosion, flooding and channel management in Mediterranean environments of southern Europe. Progress in Physical Geography 21(2): 157–199.

Rey F, Ballais JL, Marre A, Rove´ra G. 2004. Roˆle de la ve´ge´tation dans la protection contre l'e´rosion hydrique de surface. C.R. Geoscience 336: 991–998.

Soil Survey Staff, 1998. Keys to Soil Taxonomy, 8th ed. USDA Natural Resources Conservation Service, US Government Printing Office, Washington.

Thornthwaite, C,. 1948. An approach toward a rational classification of climate. Geographical Review 38, 55-94.

Valentin, C., Poesen, J., Li, Y., 2005. Gully erosion: Impacts, factors and control. Catena 63, 132-153.

Wiegand, K., Saltz, D., Ward, D., 2006. A patch-dynamics approach to savanna dynamics and woody plant encroachment – Insihts from an arid savanna. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 7, 229-242.

Zucca C, Cannu A, Della Peruta R. 2006. Effects of land use and landscape on spatial distribution and morphological features of gullies in an agropastoral area in Sardinia (Italy). Catena 68: 87–95.

Indicadores de la calidad del suelo en Calcisoles mediterrâneos

L.Quijano [a], L. Gaspar [a], M. López-Vicente [a], J. Machín [a], A .Navas [a].

[a] Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental de Aula Dei, CSIC, Zaragoza (ESPAÑA). Correo de de contacto, lquijano@eead.csic.es.

Preservar el suelo es uno de los principales retos del presente siglo. La conservación del suelo es clave para reducir la exposición de los suelos a la erosión y a la pérdida de sus características físico-químicas y biológicas. Para ello un primer requisito es evaluar el estado de conservación de los suelos y sus condiciones de estabilidad. El cultivo afecta a la redistribución del suelo y a la de los nutrientes asociados como carbono y nitrógeno y en condiciones de lluvias erosivas puede determinar su pérdida. En este trabajo se evalúan tres tipos de indicadores para estimar el estado de conservación de los suelos: el contenido en carbono orgánico, la susceptibilidad magnética y la distribución de ^{137}Cs. Para ello, se han seleccionado 5 perfiles de suelo en zonas llanas del sector central de la cuenca del Ebro con clima Mediterráneo subhúmedo. Los suelos se han muestreado en dos emplazamientos con diferente cobertera, herbácea y forestal. La profundidad máxima de muestreo es de 40 cm. Los perfiles se han seccionado a intervalos de 5 cm. El objetivo es determinar la distribución en profundidad del carbono orgánico, susceptibilidad magnética y ^{137}Cs en suelos bajo diferentes coberteras vegetales para determinar su grado de conservación y su estabilidad. El carbono orgánico es un indicador de la sostenibilidad y de la calidad de un suelo, ya que en general la pérdida de carbono orgánico del suelo está asociada a una disminución de su estabilidad. La distribución de los minerales magnéticos en el perfil del suelo es un indicador del estado evolutivo del suelo. Un suelo que no está degradado presenta una evolución creciente de susceptibilidad magnética y de ^{137}Cs desde la base del perfil hasta la superficie. Los inventarios de carbono orgánico y ^{137}Cs y la susceptibilidad magnética han sido estimados en cada punto y han evidenciado diferencias en los perfiles de cubierta herbácea y forestal. Este trabajo pone de manifiesto la importancia de abordar el estudio de indicadores que permitan conocer la estabilidad de un suelo para implementar estrategias adecuadas de preservación de los suelos.

Palabras clave: Conservación del suelo; Susceptibilidad magnética; Carbono orgánico; ^{137}Cs; Indicadores de la calidad del suelo.

Introducción

El suelo es uno de los constituyentes fundamentales de la biosfera cuya degradación favorece la pérdida de su estabilidad intensificando los procesos de erosión, aumentando las tasas de pérdida de suelo y disminuyendo su productividad. Actualmente existe una preocupación creciente sobre la pérdida y degradación de los suelos a nivel global (Pimentel, 2006) por lo que son necesarios estudios sobre el estado de conservación del suelo para implementar estrategias de preservación del suelo e intensificar la calidad y sostenibilidad del mismo para mejorar el futuro de los ecosistemas terrestres. La calidad de un suelo se define como la capacidad de un tipo específico de suelo para sostener la productividad de las plantas y los animales, mantener la calidad del agua y del aire y soportar la vida en condiciones naturales o controladas por el hombre (Karlen et al., 1997). Los indicadores de calidad de un suelo son propiedades o procesos edáficos, físicos, químicos y biológicos que tienen relación con su estado de conservación. Se han utilizado varios tipos de indicadores del suelo para describir la calidad del mismo, por ejemplo, el contenido en materia orgánica (Franzluebbers, 2002) o la estabilidad de los agregados (Arshad y Martin, 2002), pero es importante tener en cuenta la sensibilidad de los indicadores a los cambios que puedan producirse en los suelos, el tiempo requerido para su medida y las propiedades relacionadas a explicar (Martínez-Salgado et al., 2010).
El carbono orgánico del suelo es el constituyente fundamental de la materia orgánica que se considera un excelente indicador de la calidad de un suelo (Reeves, 1997; Haynes, 2005) puesto que está relacionada con su estabilidad estructural y la disponibilidad de los nutrientes en el suelo (Doran et al., 1996).

Sadiki et al., 2009 utilizaron la distribución de los minerales magnéticos en el perfil del suelo para estimar el grado degradación de un suelo. La susceptibilidad magnética se relaciona directamente con la concentración de los minerales magnéticos presentes en el suelo. Para un mismo tipo de suelo y material parental la variabilidad espacial de la susceptibilidad magnética se relaciona con los procesos de erosión (Quijano et al., 2011). La redistribución del suelo contribuye a la variabilidad espacial de la calidad del suelo (Verity y Anderson, 1990). La técnica del radionucleido artificial ^{137}Cs que ha sido utilizada en

numerosos estudios como marcador de los procesos de redistribución del suelo se aplica también como indicador de la calidad del suelo (Carter et al., 1997; Pennock, 2000)

El objetivo de este trabajo es evaluar tres tipos de indicadores de calidad del suelo, el contenido en carbono orgánico, la medida de la susceptibilidad magnética y la actividad de ^{137}Cs, para estimar el grado de conservación de suelos naturales mediterráneos con distinta cobertera vegetal. Estos indicadores aportan información sobre los procesos de mineralización del carbono, el estado de degradación y los procesos erosivos del suelo respectivamente. El estudio de la calidad del suelo a partir de distintos indicadores permite analizar y potenciar prácticas de manejo apropiadas para optimizar y mejorar el funcionamiento de los ecosistemas.

Materiales y métodos

En este estudio se han seleccionado 5 perfiles de suelo en zonas llanas del sector central de la cuenca del Ebro (Fig. 1). El clima es de tipo Mediterráneo subhúmedo con una temperatura media anual de 13.4 º C y una precipitación media anual de 500 mm. Los suelos son alcalinos de tipo Calcisol. Los perfiles de suelo han sido tomados con un muestreador automático a una profundidad máxima de 40 cm y han sido seccionados a intervalos de 5 cm cada uno.
Las muestras se han tomado sobre dos tipos distintos de cobertera vegetal, una corresponde a forestal constituida mayoritariamente por pinos (*Pinus halepensis)*, encinas (*Quercus ilex*) y coscojas (*Quercus coccifera*). Y la otra es herbácea formada mayoritariamente por gramíneas (*Lygeum spartum*).

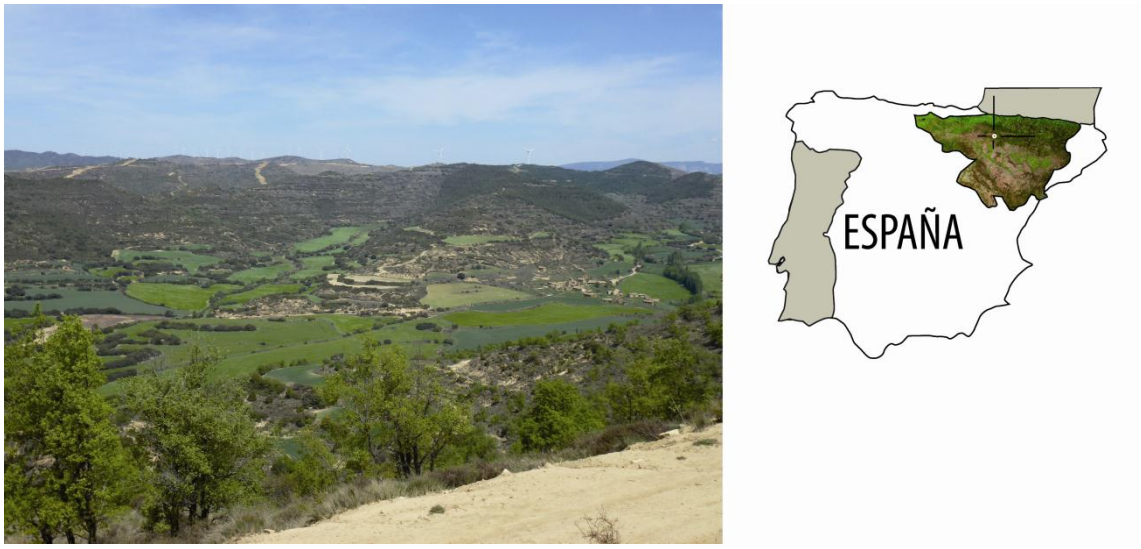


Figura 1. Localización y vista general de la zona de estudio.

Las muestras fueron secadas en una estufa a 35 º C y posteriormente se pasaron por un tamiz con una luz de malla de 2 mm separando la fracción fina (<2 mm) de la fracción gruesa (>2 mm). La medida de los tres tipos de indicadores de calidad, el porcentaje de carbono orgánico, la susceptibilidad magnética y la actividad de ^{137}Cs se ha realizado sobre la fracción menor de 2 mm.
Para la medida del contenido de carbono orgánico se ha utilizado un equipo LECO *RC-612* basado en el método de combustión seca. Los resultados de las medidas de carbono están expresados en porcentaje (%) y se calcularon los inventarios (kg m^{-2}) para cada intervalo de 5 cm del perfil del suelo. La susceptibilidad magnética (χ_{LF}) se ha medido con un susceptibilímetro MS2 y el sensor MS2B de Bartington Ins. Ltd., a baja frecuencia 0.47 kHz, la unidad de los valores obtenidos están referidos a la masa de cada uno de los muestras seccionadas 10^{-8} m^{-3} kg^{-1}. La actividad de ^{137}Cs se ha medido con un detector coaxial de GeHP para radiación gamma de CANBERRA (Navas et al., 2005). La unidad de los resultados de la medida de ^{137}Cs es Bq kg^{-1}. Estos valores se utilizaron para calcular los inventarios de ^{137}Cs (Bq m^{-2}) de cada muestra de suelo.
El análisis estadístico de los resultados se ha realizado el software SPSS 19.0 (Chicago, IL, USA).Se han realizado análisis de varianza (ANOVA) para el estudio de las diferencias entre los suelos con cobertera forestal o herbácea según los tres indicadores de la calidad del suelo.

Resultados

Los suelos del área de estudio corresponden a zonas estables con un porcentaje medio de carbono orgánico (CO) bajo. Los suelos mediterráneos en general presentan valores menores del 2% de carbono orgánico (Jones, 2005) debido fundamentalmente a los factores climáticos que controlan el escaso desarrollo de la cobertera vegetal que es una de la entradas más importantes de carbono en los suelos en relación con la actividad fotosintética de las plantas.
Los valores de susceptibilidad magnética en los suelos de la zona de estudio alcanzan elevados valores máximos. Tite y Linintong (1975) demostraron que el clima mediterráneo favorece la formación de minerales ferrimagnéticos ya que los procesos de óxido-reducción se intensifican con las marcadas diferencias de temperatura y humedad entre el verano y el invierno. En la tabla 1 se muestran los valores de los tres indicadores de la calidad del suelo para el total de las 39 muestras de suelo.

Tabla 1.Estadística básica de los indicadores de la calidad del suelo.

n=39	CO %	CO kg m^{-2}	χ_{LF} 10^{-8} m^{-3} kg^{-1}	^{137}Cs Bq kg^{-1}	^{137}Cs Bq m^{-2}
media	1.3	0.8	42.5	2.8	169.3
mediana	1.1	0.8	33.0	0.7	41.3
Desv. tip.	0.8	0.3	21.8	4.2	224.4
min	0.5	0.4	18.4	ND	ND
max	4.1	1.6	98.8	17.0	793.8

ND No Detectado

La relación entre el carbono orgánico, la susceptibilidad magnética y la actividad de ^{137}Cs es directa y estadísticamente significativa (Fig. 2). Estos resultados sugieren que en general los indicadores de la calidad del suelo interaccionan entre ellos (Arshad y Martin, 2002) y que se mueven a través de los mismos procesos de redistribución del suelo. La pérdida del contenido de carbono orgánico, de los minerales magnéticos y de ^{137}Cs se debe fundamentalmente a los procesos de erosión que modifican el estado de conservación de los suelos y favorecen los procesos de degradación cuya consecuencia directa es la disminución de la productividad de los suelos.

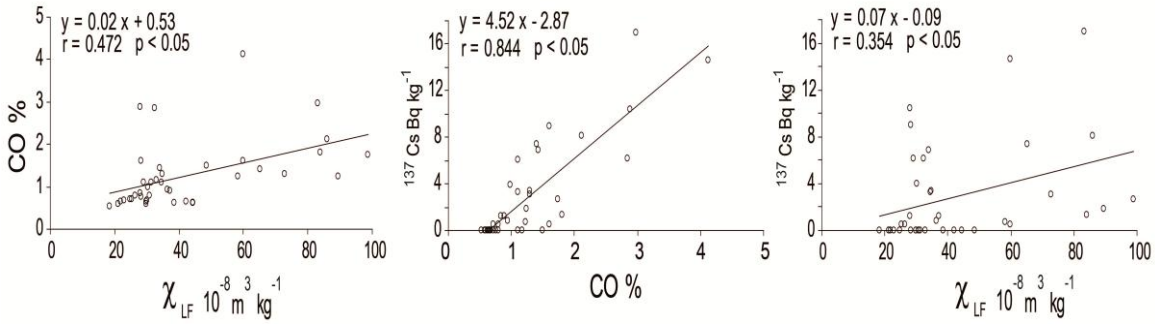


Figura 2. Regresiones lineales entre el porcentaje de carbono orgánico (CO), la susceptibilidad magnética (χ_{LF}) y la actividad de ^{137}Cs.

Tres de los cinco perfiles estudiados corresponden a suelos con cobertera vegetal herbácea (P1, P2, P3) y dos con cobertera forestal (P4, P5). Las medias de los valores de los tres indicadores de calidad son mayores en los perfiles de los suelos con cobertera forestal que en los situados sobre cobertera herbácea, siendo significativamente diferentes para el carbono orgánico (%) y la susceptibilidad magnética (Tabla 2). Estos resultados sugieren que el estado de conservación del suelo también está en relación al tipo de cobertera vegetal.

Tabla 2. Media y desviación estándar de los indicadores de calidad del suelo para los dos grupos de perfiles estudiados con cobertera herbácea (H) y forestal (F).

	n	^{137}Cs Bq m^{-2}	^{137}Cs Bq kg^{-1}	CO %	CO kg m^{-2}	χ_{LF} 10^{-8} m^{-3} kg^{-1}
H	24	151.3±201.5 a	2.2±3.2 a	1.05±0.6 a	0.8±0.3 a	28.9±4.8 a
F	15	198.1.±261.8 a	3.8±5.5 a	1.6±0.9 b	0.9±0.3 a	64.2±4.8 b

Se ha analizado la distribución en profundidad del porcentaje de carbono orgánico, de la susceptibilidad magnética y de la actividad de ^{137}Cs. Todos los perfiles estudiados corresponden a suelos estables en los que se identifica una tendencia decreciente en profundidad de los tres indicadores de la calidad del suelo

(Fig. 3). En general en los perfiles de CO y ^{137}Cs se observa que en los primeros 10 cm de suelo hay una mayor concentración de ambos (Navas et al., 2012) por debajo de está profundidad hay un decrecimiento exponencial en profundidad.

Le Borgne (1955) puso de manifiesto que hay un aumento en las capas superficiales del suelo de la susceptibilidad magnética lo que sugiere una disminución de los minerales ferrimagnéticos con la profundidad. Sin embargo en los perfiles de suelo estudiados la variabilidad de la susceptibilidad magnética a lo largo del perfil es baja.

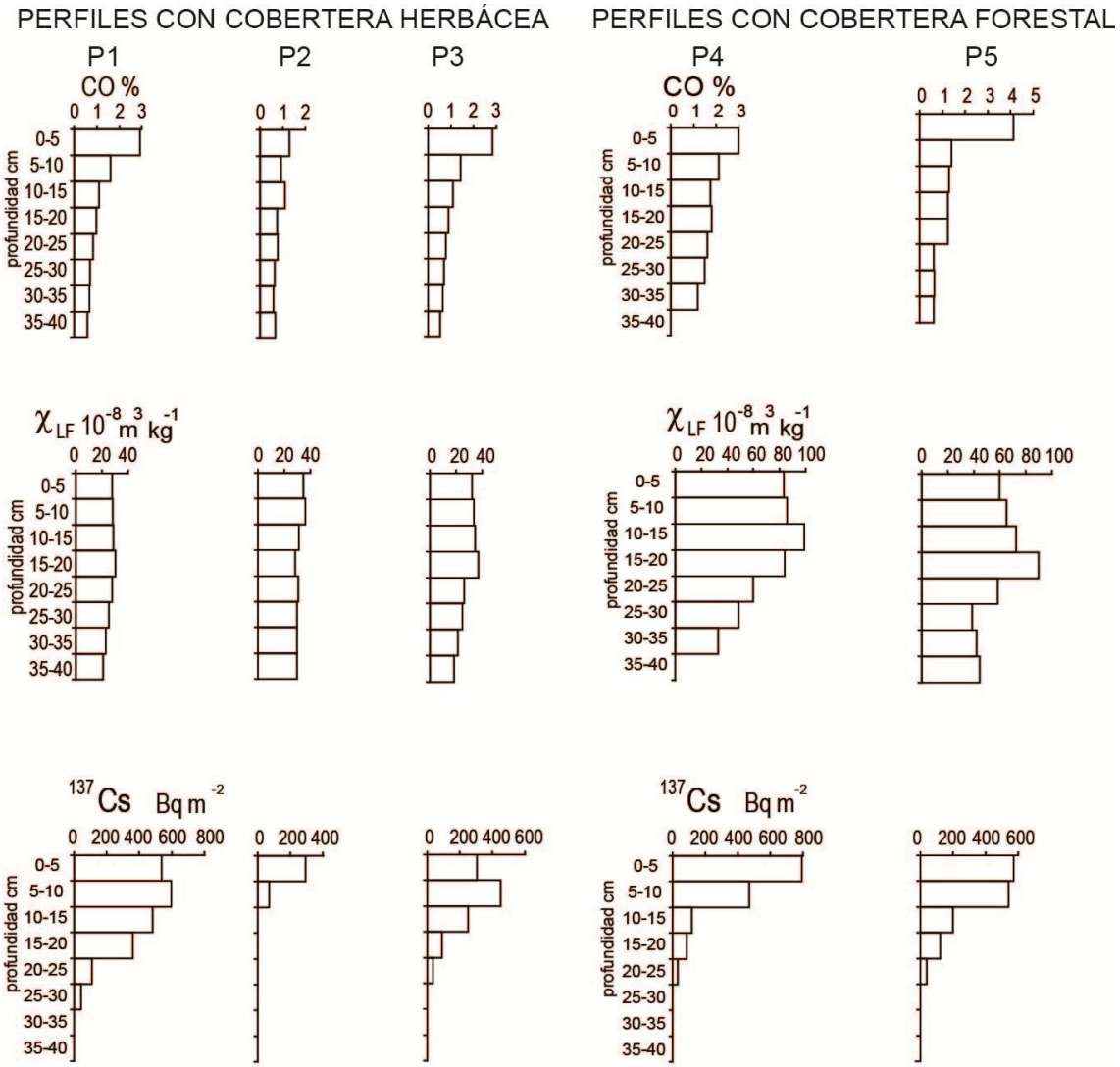


Figura 3. Distribución en profundidad del carbono orgánico, de la susceptibilidad magnética y de la actividad de ^{137}Cs en los cinco perfiles estudiados.

Conclusiones

En este trabajo se muestra la relación directa y estadísticamente significativa que existe entre tres indicadores de la calidad del suelo: el contenido en carbono orgánico, la susceptibilidad magnética y la actividad de ^{137}Cs, lo que sugiere que interaccionan entre sí y que se mueven a través de los mismos procesos de redistribución del suelo. La distribución en profundidad de los tres indicadores de la calidad del suelo estudiados permite determinar el estado de conservación de los Calcisoles mediterráneos del área de estudio bajo distinta cobertera vegetal, siendo mayores las medias de los indicadores de calidad de un suelo cuando corresponden a suelos desarrollados bajo cobertera forestal. El indicador de calidad del suelo que menor información ha aportado para determinar el grado de degradación del suelo ha sido la susceptibilidad magnética.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado con fondos del CICYT y el proyecto EROMED (CGL2011-25486).

Bibliografia

Arshad, M.A., Martin, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agriculture, Ecosystems and Environment 88, 153–160.

Carter, M.R., Gregorich, E.G., Anderson, D. W., Doran, J. W., Janzen, H.H., Pierce, F. J., 1997. Concepts of soil quality and their significance. In E.G. Gregorich and M.R. Carter (Ed.). Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health, 1–20, Amsterdam, Elsevier.

Doran, J.W., Sarrantino, M., Liebig, M.A., 1996. Soil health and sustainability. Adv. Agronomy 56, 1–54.

Franzluebbers, A.J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil and Tillage Research, 66, 95–106.

Haynes, R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. Adv. Agron. 85, 221–268.

Jones, R.J.A., Hiederer, R., Rusco, E., Montanarella, L., 2005. Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. Eur. J. Soil Sci. 56, 655–671.

Karlen DL, Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E. 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. Soil Science Society of American Journal, 61, 4–10.

LeBorgne, E. 1955. Abnormal magnetic susceptibility of the topsoil. Annales Geophysicae 11, 399–419.

Martinez-Salgado M, M., Gutiérrez-Romero, V., Jannsens, M., Ortega-Blu, R. 2010. Biological soil quality indicators: a review. Current research technology and education topics in applied microbiology and microbial biotechnology. Méndez-Vilas, A. (Ed).

Navas, A., Machín, J., Soto, J. 2005. Assesing soil erosion in a Pyrenean mountain catchment using GIS and fallout ^{137}Cs. Agriculture, Ecosystems & Environment, 105, 493–506.

Navas, A., Gaspar, L., Quijano, L., López-Vicente, M., Machín, J. 2012. Patterns of soil organic carbon and nitrogen in relation to soil movement under different land uses in mountain fields (South Central Pyrenees). Catena, 94:43-52.

Pennock, D.J. 2000. Suitability of ^{137}Cs Redistribution as an indicator of soil quality. Acta Geologica Hispanica vol.34, nº 3–4, 213–217.

Pimentel, D. 2006. Soil erosion: A food and environmental threat. Environ. Dev. Sustain. 8, 119–137.

Quijano, L., Gaspar, L., López-Vicente, M., Chaparro, M.A.E, Machín, J., Navas, A. 2011. Soil magnetic suseptibility and surface topographic characteristics in cultivated soils. Latinmag Letters (D10), 1, 1–6.

Reeves, D.W.1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil and Tillage Research 43, 131–167.

Ritchie, J.C., McCarty, G.W. 2003. ^{137}Cesium and soil organic carbon in a small agricultural watershed. Soil and Tillage Research 69, 45–51.

Sadiki, A., Faleh, A., Navas, A., Bouhlassa, S. 2009. Using magnetic susceptibility to assess soil degradation in the Eastern Rif, Morocco. Earth Surface Processes and Landforms, 34, 2057–2069.

Tite, M.S. y Linintong, R.E. 1975. Nature 256, 565–566.

Verity, G. E. and Anderson, D. W. 1990. Soil erosion effects on soil quality and yield. Can. J. Soil Sci. 70, 471–484.

Influencia de diferentes prácticas de manejo del suelo en la estabilidad de agregados y su relación con la materia orgánica del suelo en una zona semiárida del centro de España.

Martín-Lammerding, D., Tenorio, J. L., Albarrán, Mª M. y Walter, I.

Dept. Medio Ambiente, INIA. Ctra. La Coruña, km 7.5. 28040 Madrid.

Resumen

El paso de vertedera en las prácticas de laboreo tradicional (LT), rompe e invierte la zona superficial del suelo, destruyendo los agregados y acelerando la mineralización de la materia orgánica (SOM). Las prácticas como el Mínimo Laboreo (ML) y el No Laboreo (NL) producen una mínima rotura de agregados y permiten la acumulación de la materia orgánica en la superficie del suelo mejorando su estabilidad y fertilidad.
El estudio se realizó en un ensayo (split-plot) de larga duración localizado en una zona semiárida. El suelo fue un *Haploxeralf cálcico* de bajo contenido inicial en SOM. El tratamiento principal fue el sistema de laboreo (LT, ML y NL) y el secundario fue la rotación (monocultivo de trigo se comparó con una rotación de 4 años: barbecho-trigo-veza-cebada). La estabilidad de agregados se evaluó en 4 fechas: Noviembre 2006, Octubre 2007, Octubre 2010 y Noviembre 2011 con muestras recogidas en dos profundidades (0-7.5 y 7.5-15 cm) después del pase de las labores y antes de la siembra. El método para evaluar la estabilidad de los agregados (WSA) fue el de Kemper y Rosenau (1986). Para estudiar los principales factores que pudieron influenciar WSA se determinaron la humedad del suelo en el muestreo (SWC) y el contenido en carbono orgánico del suelo (SOC).
A lo largo de los años estudiados, los resultados mostraron una significativa acumulación de SOC en la superficie en NL comparado con LT (de media un 57% más) mientras que entre 7.5 y 15 cm no se encontraron diferencias significativas entre los sistemas de laboreo. En cuanto a la estabilidad del suelo, exceptuando Nov.06, también se encontraron valores más altos de WSA en la superficie de NL que en LT. Considerando todas las fechas, se encontró una correlación positiva significativa entre WSA y el SOC (R^2=0.46), mientras que WSA y SWC se correlacionaron de forma negativa (R^2=-0.56, $p<0.0001$).
La reducción de las labores del suelo aumentó el contenido en SOC en superficie favoreciendo la estabilidad estructural, por lo que en zonas agrarias semiáridas, la práctica de NL es muy recomendada para evitar la degradación del suelo.

Agradecimientos

Financiación proporcionada por los proyectos: RTA2010-006-C03-02 y AGRISOST, S2009/AGR1630. Queremos agradecer al laboratorio de Edafología de la ETSI Agrónomos de la UPM el uso del aparato de Kemper y Rosenau. Muchas gracias también a todo el personal de la Canaleja y del laboratorio de Conservación de Suelos del INIA por los muestreos y análisis de las muestras.

Introducción

Los suelos de zonas semiáridas se caracterizan por un bajo contenido en materia orgánica (SOM) inicial y por una pobre estructuración, por lo tanto son muy propensas a la degradación sobre todo cuando el suelo se maneja de forma inadecuada, como en laboreo intensivo (Fernández-Ugalde et al., 2009). La localización de la SOM dentro de las unidades estructurales del suelo (agregados) es la que controla su dinámica (Balesdent et al., 2000). Cuando se labra un suelo se rompen sus macroagregados, con lo que la SOM que estaba físicamente protegida en ellos queda expuesta al ataque microbiano. Por otra parte, en los sistemas de agricultura de conservación (como el no laboreo, NL) se aumenta el contenido de SOM sobre todo en la superficie, favoreciendo la formación y estabilización de los agregados del suelo (Angers et al., 1993; Olchin et al., 2008). La protección física revela la significativa relación entre la SOM y la formación, estabilización y degradación de los agregados (Jastrow and Miller, 1997; Six et al., 2002). La agregación del suelo juega un papel importante en la calidad del mismo, sobre todo en zonas semiáridas, por lo que es imprescindible mantener o mejorar la estructura del suelo para la sostenibilidad de los sistemas agrarios (Álvaro-Fuentes et al., 2008a).
El objetivo principal de este trabajo fue estudiar los efectos a largo plazo de distintos sistemas de manejo del suelo sobre el contenido en materia orgánica y sobre la estabilidad de los agregados del suelo a lo largo del tiempo en una zona semiárida del centro de España.

Material y Métodos

El ensayo del estudio se localiza en la finca de La Canaleja, perteneciente al INIA, en Alcalá de Henares (40º32'N, 3º20'W, altitud 600 m.s.n.m.). La zona se caracteriza por un clima Mediterráneo templado de veranos secos con una media de precipitaciones de 380 mm año^{-1} (media histórica 1957-2008) distribuidas de forma irregular a lo largo del año (desde octubre a junio) y a su vez de un año a otro.
El suelo se clasificó como un *Haploxeralf cálcico* (Soil Survey Staff, 2010). La textura es franca gruesa sobre una esquelética arenosa. Las principales características del suelo vienen detalladas en la Tabla 1.

Tabla 1. Principales características del suelo del ensayo

Profundidad	**Arena [a] (50-2000 µm)**	**Limo [a] (2-50 µm)**	**Arcilla [a] (< 2 µm)**	**$CaCO_3$**	**AD [b]**	**pH (1:2.5)**	**CE [c] (1:5)**
cm.	g kg^{-1}						dS m^{-1}
0-7.5	505	376	119	41.6	110	7.9	0.123
7.5-15	510	379	111	41.3	100	8.0	0.119
15-30	501	351	148	43.4	114	8.1	0.116

[a] Distribución del tamaño de partículas.
[b] Contenido en Agua Disponible (entre -30 y -1500 kPa).
[c] Conductividad eléctrica.

El diseño del experimento consiste en un split-plot de bloques completamente aleatorizados con cuatro repeticiones. En total son 60 parcelas de 25 m x 10 m. El tratamiento principal es el laboreo a tres niveles: laboreo tradicional, mínimo laboreo y no laboreo (LT, ML y NL). El LT consiste en un pase de vertedera a una profundidad media de 20 cm, con un posterior pase de cultivador para la preparación de la siembra. En ML se hace la labor mediante un arado chisel a una profundidad de 20 cm, con un posterior pase de cultivador. En NL la siembra se hace de forma directa sobre el rastrojo del año anterior y el control de malas hierbas se realiza con la aplicación de herbicidas (glifosato). La rotación de cultivos es el tratamiento secundario. Se comparó una rotación de 4 años (Barbecho – trigo (*Triticum aestivum* L. var. Astral) – guisante (*Pissum sativum* L. var. Déclic) – cebada (*Hordeum vulgare* L. var. Kika)) con un monocultivo de trigo. La siembra se realizó a mediados de noviembre y la cosecha a final de junio. El cereal se fertilizó en sementera con 200 kg ha^{-1} de un 8-24-8 y en cobertera (febrero) con 200 kg ha^{-1} de nitrato amónico al 27%.
Del total de 60 parcelas se seleccionaron 24 parcelas para el presente estudio, las correspondientes a trigo monocultivo y otras 12 parcelas en rotación. Los muestreos de suelo se realizaron en 4 fechas: Noviembre 2006, Octubre 2007, Octubre 2010 y Noviembre 2011, dos semanas después de las labores de pre-siembra (Le Bissonnais, 1996) y a dos profundidades de suelo: 0-7.5 y 7.5-15 cm. Las muestras compuestas (tres puntos por parcela) se recogieron con ayuda de una pala plana, se rompieron los agregados más grandes y se dejaron secar al aire. Parte de la muestra se tamizó a 2 mm y posteriormente se molió para el análisis de carbono orgánico del suelo (SOC). La determinación de SOC se realizó por el método de Walkley-Black de oxidación húmeda (Nelson and Sommers, 1996). Para la determinación del porcentaje de agregados estables en agua (WSA) se seleccionaron los agregados entre 2 y 1 mm y posteriormente se siguió el procedimiento de tamizado en húmedo (Kemper and Rosenau, 1986). La humedad del suelo (SWC) en el muestreo se determinó por gravimetría.
El análisis de la varianza de las variables determinadas se realizó mediante PROC MIXED del paquete estadístico SAS. Previamente se comprobó la normalidad de las distribuciones y la homogeneidad de la varianza. El sistema de laboreo, la rotación y la profundidad se consideraron efectos fijos. La fecha se consideró medida repetida y el bloque como aleatorio. La separación de medias se realizó con la opción DIFF de LSMEANS y se consideró significativo si $p<0.05$. Los coeficientes de correlación de Pearson entre las variables se determinaron con PROC CORR también del paquete estadístico SAS.

Resultados y Discusión

En el análisis de la varianza (Tabla 2) se observa que los factores que ejercieron más influencia en el contenido en SOC y en WSA fueron la Fecha, la Profundidad, la interacción Laboreo*Profundidad y la Rotación. El SWC se vio muy influenciado por la Fecha y por Fecha*Profundidad.

Tabla 2. Análisis de la varianza mediante PROC MIXED de SOC, WSA y SWC.

Variables [a]	**SOC**	**WSA**	**SWC**
	Pr > F [b]		
Fecha	<0.0001	<0.0001	<0.0001
Profundidad (Prof.)	<0.0001	<0.0001	0.0169
Fecha*Prof.	<0.0001	0.0363	<0.0001
Laboreo (L)	0.0588	0.0554	0.5176
Fecha*L	<0.0001	0.0706	0.0146
L*Prof.	<0.0001	0.0002	0.0566
Fecha*L*Prof.	0.0191	0.4325	0.2987
Rotación (Rot.)	<0.0001	0.0052	0.0435
Fecha*Rot.	0.1266	0.0564	0.5094
Rot.*Prof.	0.3760	0.8032	0.5574
Fecha*Rot.*Prof.	0.4504	0.5136	0.7943
L*Rot.	<0.0001	0.8760	0.1920
Fecha*L*Rot.	0.0487	0.0358	0.8105
L*Rot.*Prof.	0.2679	0.9756	0.4027
Fecha*L*Rot.*Prof.	0.7025	0.6454	0.9879

[a] SOC: Carbono orgánico del suelo, WSA: agregados estables al agua, SWC: contenido en agua del suelo.
[b] el nivel de significación se consideró $p<0.05$.

La concentración de SOC varió de forma significativa con el tiempo, marcándose estas diferencias sobre todo en la zona superficial. El contenido en SOC en Nov 06 (0-7.5 cm) fue significativamente menor que en el resto de las fechas. Este hecho podría deberse a que en la campaña 2005-2006 todas las parcelas se dejaron en barbecho lo que implica un año sin aporte de residuos. En todas las fechas estudiadas, el contenido de SOC fue significativamente mayor en la superficie respecto de la capa inferior del suelo (7.5-15 cm). La distribución en SOC en profundidad se vio a su vez influenciada por el sistema de laboreo, produciéndose una estratificación en NL y en ML y una distribución más homogénea en LT. Mientras que en NL y en ML los restos de la cosecha se dejan en superficie, en LT el pase de vertedera los entierra y distribuye. Aunque el efecto Laboreo no fue significativo para el contenido en SOC (Tabla 2), la interacción Laboreo*Profundidad fue muy significativa. Esto se debe a que las mayores diferencias entre sistemas de laboreos se presentaron preferentemente en la zona superficial. En la Fig. 1 a) y b), se encuentran los valores medios de SOC (0-7.5 cm) en función del sistema de laboreo (a) y de la rotación (b) para las 4 fechas del estudio. Como se observa en la Fig. 1 a), la cantidad de SOC en NL fue significativamente mayor que en LT en todas las fechas. La mayor acumulación de SOC en superficie en sistemas de siembra directa es un efecto bien conocido que varios autores también han encontrado (Álvaro-Fuentes et al., 2008b; Hernanz et al., 2009; López-Fando and Pardo, 2011). En cuanto a la rotación se observan valores de SOC mayores en el monocultivo que en la rotación (Fig. 1 b), aunque estas diferencias sólo fueron significativas en Nov 06 y en Nov 11. Al incluir un año de barbecho en la rotación se limita el aporte de residuos al suelo lo que da como resultado valores más bajos de SOC.

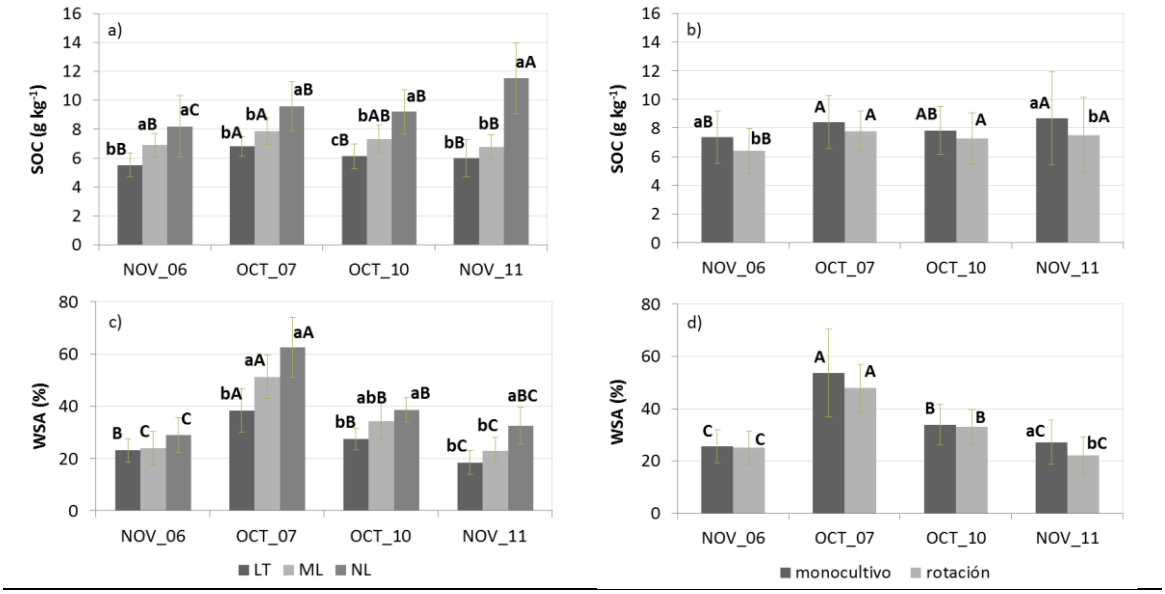


Fig. 1 a) Contenido en SOC (0-7.5 cm) en función del tipo de laboreo y b) de la rotación.
c) WSA (0-7.5 cm) en función del tipo de laboreo y d) de la rotación.
Medias seguidas de distinta letra minúscula son significativamente diferentes entre laboreos (o entre rotaciones) para una misma fecha. Medias seguidas de distinta letra mayúscula son significativamente diferentes entre fechas para un mismo sistema de laboreo (o rotación), $p<0.05$. Las barras de error representan la desviación estándar de los datos.

Los valores obtenidos de WSA variaron de forma muy significativa entre fechas. En Oct 07 se obtuvieron valores significativamente más altos que en las otras fechas. La variación de WSA entre fechas se puede deber principalmente a las diferencias en el contenido en humedad del suelo. Coincidiendo los valores más altos de WSA en Oct 07 con los valores más bajos de SWC, cuya humedad media (0-7.5 cm) fue únicamente de 73 g kg^{-1}. En las otras fechas, la humedad del suelo fue significativamente mayor: 155, 104 y 166 g kg^{-1} correspondientes a Nov 06, Oct 10 y Nov 11, respectivamente. La correlación negativa encontrada entre WSA y SWC (R^2=-0.56, $p<0.0001$) corroboró este hecho. La variación de la estabilidad de los agregados con la humedad del suelo puede deberse al propio muestreo, a efectos fisicoquímicos o a efectos biológicos (Perfect et al., 1990). En el presente estudio, las diferencias en la humedad del suelo podrían haber ocasionado diferencias en la actividad microbiana, en la actividad y crecimiento de las raíces y en la producción de exudados que posiblemente hayan influido en la estabilidad de los agregados. Como ocurrió con el contenido en SOC, WSA fue significativamente mayor en la zona superficial que a mayor profundidad. Estas diferencias con la profundidad se ven influenciadas también por el sistema de laboreo, con una distribución homogénea de WSA en LT y una mayor estratificación de WSA en NL y en ML. En la Fig. 1 c) se observan las diferencias en WSA (0-7.5 cm) en las fechas estudiadas entre los sistemas de laboreo. A excepción de Nov 06, los valores de WSA fueron significativamente mayores en las parcelas en NL que en las de LT. Estos resultados concuerdan con otros estudios realizados por diferentes autores donde también han encontrado un efecto positivo entre las prácticas de siembra directa y la estabilidad de los agregados en suelo semiáridos (Álvaro-Fuentes et al., 2008a; Fernández-Ugalde et al., 2009). El efecto de la rotación sólo resultó significativo para WSA (0-7.5 cm) en Nov 11, no encontrándose diferencias significativas en el resto de las fechas (Fig. 1 d)).
La influencia positiva de la acumulación de SOM sobre la estabilidad de los agregados está bien documentada (Six et al., 1999; Six et al., 1998; Tisdall and Oades, 1982). En el presente estudio el coeficiente de correlación de Pearson nos indica una correlación significativa positiva entre WSA y el contenido en SOC (R^2=0.46, $p<0.0001$). Otros autores también han encontrado correlaciones positivas entre estas dos variables (Abid and Lal, 2008).

Conclusiones

Los resultados de este estudio realizados en un ensayo de campo de larga duración muestran cómo las prácticas de no laboreo aumentan el contenido de la materia orgánica del suelo en la zona superficial y aumentan la estabilidad de los agregados comparado con las prácticas convencionales. En zonas semiáridas dedicadas a la producción de cereales es esencial mantener el contenido de la materia orgánica para poder mantener una buena estructura. Las prácticas de NL mejoran la estructura del suelo con lo que contribuirán a reducir la erosión y también a aumentar su fertilidad, con lo cual se puede conseguir un sistema agrario más sostenible.

Bibliografia

Abid, M., Lal, R., 2008. Tillage and drainage impact on soil quality I: Aggregate stability, carbon and nitrogen pools. Soil Till. Res. 100, 89-98.

Álvaro-Fuentes, J., Arrúe, J.L., Gracia, R., López, M.V., 2008a. Tillage and cropping intensification effects on soil aggregation: Temporal dynamics and controlling factors under semiarid conditions. Geoderma 145, 390-396.

Álvaro-Fuentes, J., López, M.V., Cantero-Martínez, C., Arrúe, J.L., 2008b. Tillage effects on soil organic carbon fractions in Mediterranean dryland agroecosystems. Soil Sci. Soc. Am. J 72, 541-547.

Angers, D.A., Samson, N., Légère, A., 1993. Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. Can. J. Soil Sci. 73, 51-59.

Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil Till Res 53, 215-230.

Fernández-Ugalde, O., Virto, I., Bescansa, P., Imaz, M.J., Enrique, A., Karlen, D.L., 2009. No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils. Soil Till. Res. 106, 29-35.

Hernanz, J.L., Sánchez-Girón, V., Navarrete, L., 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. Agric., Ecosyst. Environ. 133, 114-122.

Jastrow, J.D., Miller, R.M., 1997. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: feedbacks through organomineral associations, In: Lal, R. (Ed.), Soil processes and the carbon cycle. CRC Press, Inc., Boca Raton, Fl., pp. 207-223.

Kemper, W.D., Rosenau, R.C., 1986. Aggregate stability and size distribution, In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 2nd edition ed. ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 425-442.

Le Bissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. Eur. J. Soil Sci. 47, 425-437.

López-Fando, C., Pardo, M.T., 2011. Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. Soil Till. Res. 111, 224-230.

Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter, In: Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., Sumner, M.E. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 3. Chemical Methods. ASA-SSSA, Madison, WI, USA, pp. 961-1010.

Olchin, G.P., Ogle, S., Frey, S.D., Filley, T.R., Paustian, K., Six, J., 2008. Residue carbon stabilization in soil aggregates of no-till and tillage management of dryland cropping systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 507-513.

Perfect, E., Kay, B.D., van Loon, W.K.P., Sheard, R.W., Pojasok, T., 1990. Factors influencing soil structural stability within a growing season. Soil Sci. Soc. Am. J. 54, 173-179.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanism of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant Soil 241, 155-176.

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 63, 1350-1358.

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W., 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 1367-1377.

Soil Survey Staff, N.R.C.S., 2010. Keys to Soil Taxonomy., 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. J. Soil Sci. 33, 141-163.

Medidas político-administrativas contra la erosión hídrica en áreas agrícolas marginales de la Región de Murcia (2000-2010)

Fernández Carrillo, M.A.[1], Sánchez Martín, M.[1], Romero Díaz, A.[2], Belmonte Serrato, F.[2]

[1] Consejería de Agricultura y Agua. Plaza Juan XIII, S/N, 30008, Murcia, España. E-mail: mariano.sanchez@carm.es, miguela.fernandez4@carm.es.
[2] Departamento de Geografía. Campus de La Merced. Universidad de Murcia, 30.001 Murcia. E-mail: franbel@um.es, arodi@um.es.

Resumen

La Región de Murcia es un área muy afectada por procesos de degradación, especialmente asociados a erosión hídrica en zonas de cultivos y marginales, debido a la presencia de litologías deleznables, elevadas pendientes, características climáticas extremas y, en algunos casos, al manejo realizado.

En Murcia, como en el resto de España, conviven dos tipos principales de orientaciones agrícolas. Por un lado, la agricultura intensiva, que suele ocupar las tierras más llanas y de mejor calidad, caracterizadas por una intensa mecanización y uso de insumos, que tienen un cierto margen de beneficio económico, dependiendo de mercados, competencia externa, etc. Por otro, las explotaciones mucho más tradicionales, formadas por cultivos de nula o escasa rentabilidad, que se suelen situar en las zonas más marginales, pero a la vez, correctamente manejadas, pueden ejercer un importante papel en la conservación del medio natural en el que se encuentran, a la vez que mejorar los valores turísticos el medio rural.

Centrándonos en este último tipo de agricultura "marginal", entre los cultivos predominantes destacan; almendro, olivo, vid y cereales, todos ellos en secano. Muchas de estas explotaciones se encuentran en zonas deprimidas y con baja tasa de población, por lo que en caso de no prestarles un apoyo decidido, muchas de ellas irán desapareciendo, con importantes consecuencias socioeconómicas y medioambientales.

En la última década, en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, se han venido estableciendo, dentro de los Programas de Desarrollo Rural, una serie de medidas (ayudas económicas), encaminadas al apoyo de la conservación o reorientación de las áreas con cultivos más marginales. Entre estas medidas, destacan; "Conservación de suelos. Lucha contra la Erosión", "Extensificación de la producción de cultivos herbáceos de secano" y, "Forestación de explotaciones agrícolas". Estas medidas contemplan requisitos y acciones a aplicar por los agricultores beneficiarios, al objeto de reducir el impacto de la Agricultura en el Medio Ambiente y, en especial, en la conservación del suelo y agua, e indirectamente, sobre la flora y fauna autóctona, potenciando de este modo los beneficios que estas tierras pueden suponer en la sostenibilidad del Medio Rural.

En este trabajo se estudian las diferentes medidas, el grado de acogida por los agricultores, su extensión, los efectos y mejoras necesarias para futuras actuaciones, así como los métodos empleados para su difusión e implantación.

Palabras clave: Ayudas agroambientales, erosión, extensificación, forestación, medio rural, zonas marginales.

Abstract

The Region of Murcia is an area very afected for degradation process mainly asociated to water erosion in crops and marginal areas. It is produced for existing of brittle lithologies, high slopes, extreme climatic characters and, in some cases, by the made handling.

In Murcia, as in the rest of Spain, two main types of crop orientations coexist. On the one hand, an intensive agriculture that usually occupies flatter lands and more better quality. They are characterized for an intensive mechanization and the use of inputs, that they have a certain margin of economic benefit, depending on the markets, external competition, etc. On the other hand, the more traditional farms, formed by crops of little or no profitability, that is usually situated on more marginal areas, but at the same time, properly managed, they can exercise an important role on the conservation of natural environment in which they are and to improve the tourist values of rural environment.

Focusing on this last type of agriculture "marginal", among predominant crops we can distingish; almond tree, olive tree, vineyard and cereals, all of then in dry land. Many of these farms are situated on

depressed areas and with low rate population. In case we don´t provide a strong support to it, many of then will go disappearing with important socioeconomic and environmental consequences.

On the last decade, in the Autonomus Community of Region of Murcia, a series of measures (economic aids) have been setting up, inside of Rural Development Programs, to support of the conservation or re-orientation of areas with crops more marginal. Among these measures, include; "Soil conservation. Combat against the erosion", "Extensification of the production herbaceus crops in dry lands", and "Afforesting of agricultural farms". These measures include requirements and accions to apply by farmer beneficiaries, in order to reduce impact of Agriculture on Environment and, specially, on the conservation of soil and water, and indirectly, on native vegetation and wildlife, maximizing on this way the benefits that these lands can result in the sustainability of Rural Environment.
In this form is studied the different measures, the hosted grade by farmers, its extension, effects and necessary improvements for future actions, as well as the used methods for the diffusion and implementation.

Key words: Agro-environmental aids, erosion, extensification, afforestation, rural environment, marginal areas.

Introducción

La Región de Murcia cuenta con dos orientaciones claramente diferenciadas de producción agrícola. Por un lado, existe una agricultura intensiva, que suele ocupar las tierras más llanas y de mejor calidad (llanura pre-litoral, vega del río Guadalentín y del Segura, etc.), caracterizadas por una intensa mecanización y el uso de insumos, las cuales tienen un cierto margen de beneficio económico, dependiendo de mercados, competencia externa, etc. En este tipo de agricultura, los agricultores aplican, muy escasamente, técnicas o prácticas de conservación de suelos (TCS), e incluso, suelen ser eliminadas las estructuras de conservación de suelos (ECS) tradicionales, tales como; setos y pequeños sotos, ribazos de vegetación o pedrizas, terrazas, entre otras. Por otro lado, existen explotaciones mucho más tradicionales, formadas por cultivos de nula o escasa rentabilidad (almendro, cereal,...), que se suelen situar en las zonas más marginales, localizadas preferentemente, en el Alto Guadalentín, Noroeste, Altiplano y entre los sistemas montañosos del Sub-bético (Sierra Espuña, Ricote, etc.), pero a la vez, muchas de ellas con presencia de ECS, que si son correctamente manejadas, pueden ejercer un importante papel en la conservación del medio natural y en la diversificación del paisaje agrario en el que se encuentran, mejorando con ello, los valores turísticos el medio rural. Por último, debemos mencionar una muy preocupante tendencia actual de algunas áreas de esta última clase, que están siendo invadidas por producciones más intensivas, aprovechando las condiciones climatológicas estivales más benignas para esos cultivos de primor.

Por otro lado, respecto al Plan de Acción Nacional contra la Desertificación (PAND, 2008) contempla, entre otros, los siguientes escenarios de degradación:

a) Cultivos leñosos. Tales como el almendro, olivo, frutales y vid, frecuentes en zonas de pendientes altas o medias, en terrenos marginales, con baja densidad de plantación, laboreo frecuente y sin aplicación de PCS.

b) Cultivos extensivos de secano. Se trata de cultivos herbáceos de secano, situados en pendientes moderadas, que no son tampoco objeto de PCS, en los que se practica un sistema de rotaciones (cereal/barbecho) que suele dejar el suelo desprovisto de vegetación en otoño.

c) Matorrales degradados y eriales. Abarca formaciones originadas por degradación previa de formaciones vegetales más maduras. Uno de los motivos es el abandono de las tierras cultivadas (escenarios a y b), debido en parte a los cambios socioeconómicos de los años 50 y 60, y a la política de retirada de tierras propiciada por la PAC en las últimas décadas.

Como ya se ha puesto de manifiesto, la Región de Murcia es una región de fuerte vocación agrícola, y a la vez se encuentra gravemente afectada por procesos de degradación y erosión de suelos (Figura 1), especialmente asociados a erosión hídrica en zonas de cultivos y terrenos marginales, debido a la presencia de litologías deleznables, elevadas pendientes y a las características climáticas extremas (precipitaciones escasas, pero de elevado carácter torrencial) y, en algunos casos, al manejo realizado del suelo (Figura 2).

Es por ello, que los escenarios de degradación contemplados en el PAND, afectan a importantes superficies de la Región (Tabla 1), y hace necesario la adopción de medidas de protección y conservación de suelos.

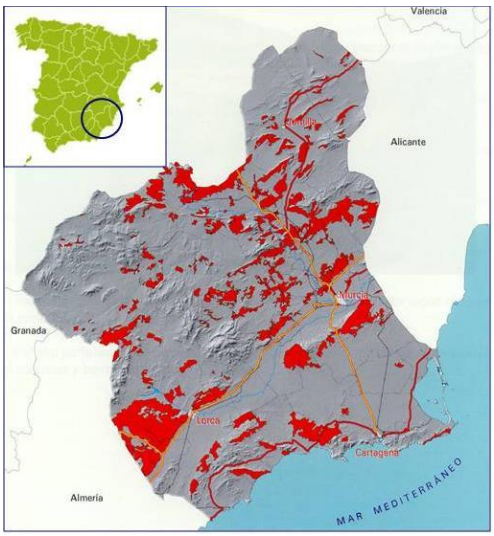


Figura 1. Localización de la Región de Murcia y áreas de erosión con cárcavas y barrancos (INES, 2002).

Figura 2. Ejemplo de proceso erosivo desencadenado en cultivo de almendro en pendiente elevada y sin estructuras de conservación (Sanchez, M., 2011).

Tabla 1: Superficies representativas en la Región de Murcia, que pueden incluirse en los escenarios de erosión de tierras marginales, en 2011 (CAA, 2012).

ESCENARIO	SUPERFICIE
CULTIVOS LEÑOSOS	65.287 has de almendro, 21.785 ha de viña y 13.778 has de olivar, entre otros (superficies todas ellas de secano).
CULTIVOS HERBÁCEOS	48.339 has en secano (45.675 has son de cereal).
MATORRALES DEGRADADOS/ERIALES	59.995 has de erial, y 253.188 has barbechos y terrenos no ocupados

El Programa de Desarrollo Rural (PDR) 2007-2013 de la Región de Murcia (CARM, 2007), dando respuesta a cada una de esas problemáticas, incluyó un paquete de medidas agroambientales que comprende actuaciones para la conservación y protección de suelos cultivados, e incluso, de conversión a terreno forestal, a través de ayudas económicas a los agricultores, como incentivo y compensación de sus rentas por su aplicación. Entre las medidas existentes, tal como se explica más adelante, se han seleccionado las más importantes para este estudio, teniendo en cuenta el orden de escenarios anterior:

- *M.1. Conservación de suelos agrícolas, lucha contra la erosión*. La actuación se centra en parcelas agrícolas en laderas con pendientes elevadas (igual o superior al 8%),
- *M.2. Extensificación de la producción de cultivos herbáceos de secano*. Aplicable a zonas de cultivo de cereales y oleaginosas habitualmente utilizados en Murcia como; trigo, cebada, avena, centeno, triticale y girasol.
- *M.3. Forestación de tierras agrícolas*. Aplicable a zonas agrícolas (no forestales), en pendientes elevadas y/o con procesos erosivos. La medida pretende establecer plantaciones forestales, no monoespecíficas.

Según este Programa, con estas acciones se pretende, de forma general, reducir los procesos de erosión y de desertificación, aumentar la materia orgánica y actividad microbiana del suelo, mejorar la retención de agua, y conservar o mejorar la biodiversidad y calidad paisajística del medio agrario. Además, de forma más específica, en cada medida, se intenta; reducir la contaminación, evitar incendios y la emisión de gases por quema de restos de poda (M.1.); extensificar la producción de cultivos herbáceos, proporcionando recursos alimenticios para la fauna y crear y/o mantener corredores ecológicos (M.2.); y aumentar a largo plazo los recursos forestales, conservar los recursos hídricos y, ayudar a diversificar y mantener la actividad agraria (M.3.).

Para lograr estos objetivos, las acciones (obligaciones) contempladas en cada medida son:

M.1.- Implantar cubiertas vegetales (franjas o fajas de vegetación de unos 3 m de ancho), en el primer año, transversales a la pendiente, adaptadas al cultivo, con siembras de cereales y leguminosas, así como de arbustos y especies aromáticas (Figura 3). En los cinco años siguientes, realizar el mantenimiento de la cubierta implantada y facilitar la regeneración de la vegetación espontánea.

Opcionalmente, se puede realizar la trituración e incorporación de los restos de poda. Estas ayudas están sujetas al uso de especies vegetales adaptables a la zona de actuación, con una separación entre fajas en función de la pendiente del terreno, protección y restauración de taludes, márgenes de parcelas o de los muros de piedra en terrazas, según el caso, así como la prohibición de labrar a favor de la pendiente.

Figura 3. a) Vista de parcela de almendros en pendiente elevada, con fajas de vegetación implantadas en 2009. b) Detalle de fajas de vegetación con siembra de cereales, leguminosas y especies aromáticas. (Sánchez, M., 2011).

M.2.- Mantener el rastrojo del cereal, como mínimo hasta el 20 de marzo del año siguiente al de la recolección, cumplir con un índice mínimo de barbecho de 100%, dejar un 10% de cereal sin recolectar, para alimento y refugio de la fauna, crear franjas exentas de labor, como corredores para la fauna, ocupadas por vegetación espontánea, o bien con vegetación forrajera o aromática autóctona en, al menos, el 5% de la superficie de labor (Figura 4), plantar al menos un árbol por hectárea, de las especies adaptadas sugeridas por la Consejería de Agricultura y Agua, y sin aprovechamiento económico y con fines paisajísticos, y opcionalmente, no pastar los rastrojos hasta el 30 de noviembre tras la recolección.

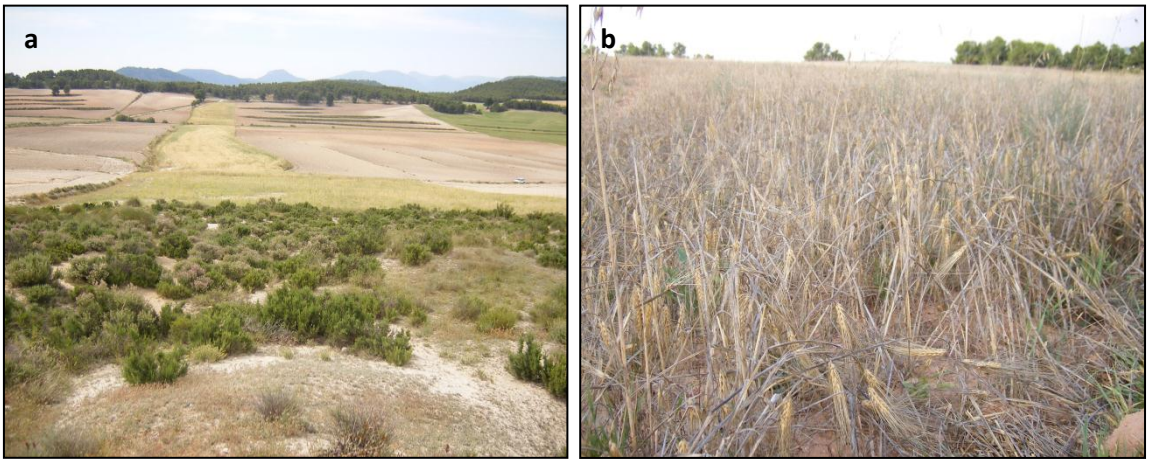


Figura 4. a) Vista de corredor ecológico en primavera, formado por fajas de vegetación espontánea, interconectando zonas de monte (con arbolado), y con arbustos y especies aromáticas. b) Detalle de zona de cultivo (trigo) sin recolectar destinada a alimentación animal. (Sánchez, M., 2010).

M.3.- Realizar, en el primer año, las operaciones de plantación según requisitos técnicos y de densidad de arbolado mínimo por hectárea establecidos, para las distintas especies forestales (Figura 5). Igualmente, realización de obras complementarias a ésta (cerramientos para protección contra el ganado o especies cinegéticas, cortafuegos, puntos o balsas de agua, o vías de acceso para prevención y extinción de incendios forestales. Durante los 5 años siguientes, mantenimiento del arbolado; reposición de las marras o protectores, labores de poda, aporcado, abonado,…

Finalmente, durante 20 años, las superficies forestadas no podrán dedicarse a ningún otro uso agrícola, ni podrán dedicarse a ningún uso ganadero en los años en que esta práctica pueda dañar al arbolado.

Figura 5. Comparativa de forestación realizada en Caravaca, con Pino Carrasco (*Pinus halepensis*), a los 3 años (izquierda) y 8 años (derecha) de la plantación. (Sánchez M., 2003 y 2008).

Finalmente, el objetivo de este trabajo es evaluar la situación actual, en cuanto a la implantación de estas medidas en la Región de Murcia, haciendo una estimación aproximada de las superficies acogidas a cada medida y valorar el grado de adecuación a los objetivos de cada una de ellas, así como explicar algunas de las metodologías utilizadas para su adecuado difusión y conocimiento.

Metodología

La metodología seguida en la realización de este trabajo, se puede desglosar en varias acciones independientes:

Por un lado, se realizó una exhaustiva labor de recopilación de información legal (europea, nacional y regional), donde están reguladas este tipo de medidas, así como de los datos de miles de expedientes de ayudas agroambientales y de forestación de dos periodos, a partir de la base de datos de la Consejería de Agricultura y Agua, que se corresponden con los PDR 2000-2006 y 2007-2013. Posteriormente, esta información ha sido estudiada y contrastada con técnicos responsables de la Administración. A este respecto, dentro de todo el abanico de medidas que han sido puestas en marcha en la Región en los últimos 10 años, debido a su elevado número y, a que en algunos casos, los aspectos tratados o exigidos por éstas están poco, o lo están indirectamente, relacionados con la conservación del suelo y la lucha contra la erosión, se han seleccionado y estudiado únicamente las que se entienden están más estrechamente relacionadas con los objetivos de este trabajo. Por último, todos los datos informáticos de esos expedientes fueron procesados, resumidos y analizados convenientemente, para finalmente, considerarlos junto con el análisis previo de la normativa antes mencionada, así como para la elaboración del material gráfico utilizado.

Paralelamente a esta labor de recopilación y análisis de datos, se realizaron varias visitas de campo a explotaciones acogidas a algunas de estas ayudas, con el fin de conocer las actuaciones realizadas y las problemáticas existentes, y ver los efectos producidos hasta el momento.

Finalmente, del Servicio de Formación y Transferencia Tecnológica, se ha recopilado la información referente a los métodos de difusión y formación utilizados para hacer llegar las TCS al Sector Agrario, con el fin de valorar el éxito de tales métodos.

Resultados y Discusión

1. Actuaciones y comarcas afectadas

Respecto al impacto de estas medidas en cuanto a superficie y explotaciones, tenemos que:

En la medida de *Conservación de suelos agrícolas*, la actuación se localiza fundamentalmente en las comarcas agrarias del Valle del Guadalentín (45%), Noroeste (22%) y Río Mula (20%). En este periodo se han acogido a esta medida 98 agricultores que suman 1.200 has. El 95% de la superficie la ocupa el almendro, y el resto es olivo, vid, otros frutales y algarrobo.

Esta medida complementa una anterior (PDR 2000-2006), que fue acogida por 1.141 agricultores y afectó a 11.483 has. Mientras, la medida de *Extensificación*, se centró fundamentalmente en la Comarca del Noroeste (80%), habiéndose acogido a ella 55 agricultores, con una superficie de 6.090 has. Complementa otras similares del anterior PDR (*Barbecho tradicional*), a las que se acogieron 439 agricultores y 21.051 has. Por último, respecto a la de *Forestación*, las áreas más favorecidas por esta medida se distribuyen en las comarcas Valle del Guadalentín (33%), Altiplano (26%) y Noroeste (24%), con una superficie acogida de 7.550 ha (unas 385 explotaciones), a las que hay que sumar la superficie forestada por entidades locales (unas 750 has). Las especies utilizadas mayoritariamente por los agricultores fueron, pino carrasco y acebuche y en menor medida nogal, algarrobo, lentisco, roble y pino negral, y de forma testimonial; madroño, álmez, quejigo, efedra, retama, coscoja, cornicabra, aladierno y ciprés de Cartagena (Figura 5).

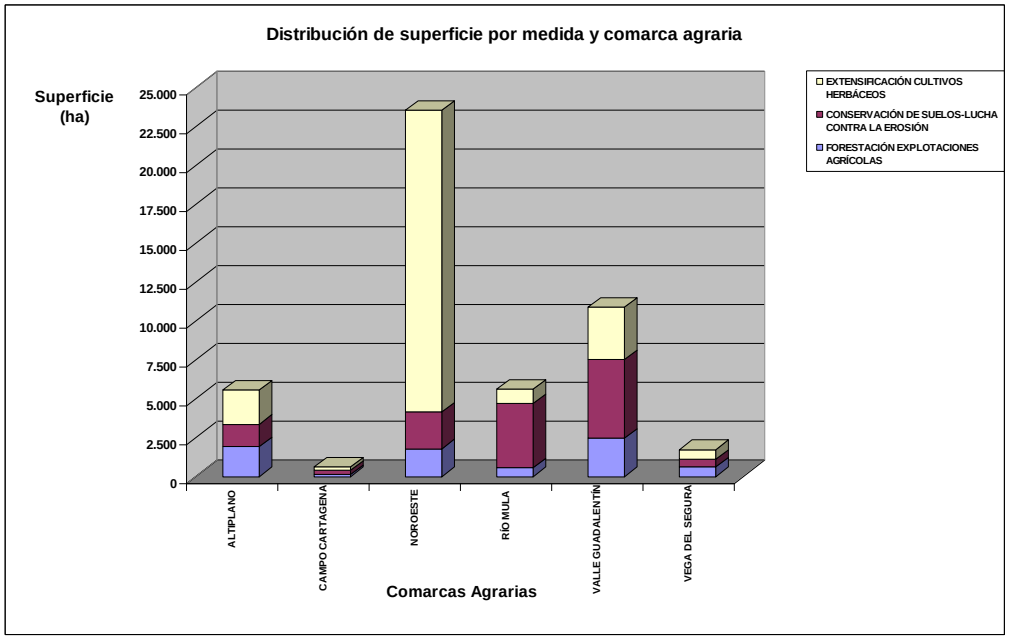


Figura 6: Distribución de superficies distribuidas por medidas y comarca agraria (Elaboración propia).

2. Resultados preliminares de la adopción de las medidas

En la medida de Conservación de suelos, se aprecia una mejora en las parcelas agrícolas, con un incremento significativo del área cubierta o protegida directamente (7-43% de la superficie), reducción de la escorrentía superficial y, por tanto, un mejor control de la erosión y del aprovechamiento del agua, gracias al efecto de las fajas, así como un efecto de deposición de los sedimentos en las mismas. Mientras que, en la medida de Extensificación, se percibe una reducción de la erosión, sustentada en una mayor permanencia de los rastrojos del cereal en el suelo, que implica una mayor protección del suelo frente a la erosión hídrica y un mayor descanso del mismo (por el aumento del barbecho aplicado y las zonas de protección), influyendo en una disminución de la mineralización de la materia orgánica. Por último, respecto a la Forestación, se ha producido una recuperación importante de la cubierta vegetal y una progresiva colonización de la vegetación natural. No obstante, atendiendo a forestaciones realizadas por ICONA en épocas anteriores, se detecta que una incorrecta aplicación (utilización de prácticas agresivas de preparación del terreno, movimiento masivos de tierras,…), unido a características edafoclimáticas extremas, pueden ser generadores de importantes problemas de erosión. Estos errores, gracias a la

experiencia adquirida, han intentado ser evitados en el caso de las forestaciones que nos ocupan, y parece ser que con bastante éxito.

Figura 7. Izquierda: Plantación asociada de pino carrasco y otras especies, realizada en 2010 en Caravaca, bosquetes intercalados entre superficies de cultivo de cereal. (Sánchez, M., 2011). Derecha Carraca (*Coracias garrulus*) y Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*).

Adicionalmente, para todas las medidas, se constata un aumento significativo en la biodiversidad con el establecimiento de especies animales que pueden utilizar la zona para su alimentación, resguardo o reproducción.

En cuanto a los métodos para la difusión de estás medidas y prácticas, utilizados por la Administración Regional, son los siguientes: a) Asesoramiento directo de los agricultores y/o sus técnicos, por parte de técnicos especialistas de este tipo de ayudas, b) Desarrollo del Servicio de Asesoramiento Técnico a Explotaciones, a través de las Organizaciones Agrarias, c) Acciones de información y formación directa a los agricultores, d) Acciones especificas a los técnicos que realizan labores de asesoramiento (grupo a y b). Respecto a esta última fase, la Consejería de Agricultura y Agua, a través de su Servicio de Formación y Transferencia Tecnológica, viene desarrollando varias acciones y programas encaminados a difundir y a mejorar el conocimiento técnico sobre este tipo de medidas y técnicas más sostenibles. Así, se apoyó la creación de entidades privadas, vinculadas al sector agrario, para la realización de asesoramiento técnico directo a las explotaciones agrarias. Además, se han desarrollado numerosos cursos de capacitación y de jornadas demostrativas relacionadas con estás áreas; buenas prácticas agrícolas y medioambientales, incorporación de restos vegetales a los suelos, técnicas de forestación, problema de la erosión en la agricultura, manejo optimo de productos agroquímicos y agua de riego, etc. (Figura 8).

Figura 8. Izquierda: Jornada demostrativa de triturado de restos de poda en vid. Derecha: Curso sobre Forestación de tierras agrarias. (Jumilla, 2012). (Fernández, M.A., 2012).

Conclusiones

En general, las medidas agroambientales contempladas en el actual PDR 2007-2013 de la Región de Murcia, que están más directamente relacionadas con la mejora de la conservación de los suelos y, especialmente, las relacionadas con la lucha contra la erosión, muestran ser muy útiles, abarcando los principales escenarios de degradación contemplados por el PAND. Las tres medidas expuestas en este articulo se complementan perfectamente entre ellas, puesto que estos escenarios no se encuentran separados en esta región, por el contrario, se encuentran totalmente entrelazados y asociados, y la mayoría de las veces además, con zonas naturales de alto valor ecológico y social (zonas desfavorecidas).

A pesar de que en un principio, las actuaciones sólo afectan de forma directa sobre las superficies aplicadas y durante un periodo limitado (5 años para la Conservación de suelos y la Extensificación), a excepción de la Forestación, que posee una vida mucho mayor (20 años), suponen un sistema eficaz para dar a conocer de forma aplicada y real a los técnicos, agricultores y ganaderos, estás buenas prácticas agrarias de conservación, complementariamente a otras labores de difusión y transferencia tecnológica. Por ello, entendemos que su alcance es mayor al que inicialmente pudiera parecer.

En general, respecto a las medidas de Conservación de suelos y de Extensificación, éstas han sido ampliamente acogidas por las zonas afectadas por la erosión, constatándose que podría haber sido mayor si no fuera por las limitaciones presupuestarias existentes. En el caso de la Forestación, sólo se ha podido valorar las realizadas en el periodo 1994-1999, de las cuales se está pagando actualmente una compensación, por el cambio de uso, pero debido a las limitaciones antes comentadas, no han vuelto a ser concedidos durante el periodo evaluado.

De forma específica, la influencia de las tres medidas se considera muy positiva, en cuanto a la protección del suelo, si bien, como ya hemos comentado, en el caso de la Forestación, ésta tiene un horizonte temporal mucho mayor a las otras dos. Paralelamente, estas medidas producen, aunque aún no se ha medido, un efecto significativo sobre la biodiversidad, favoreciendo especies especializadas en este tipo de ecosistemas (cultivos leñosos mezclados con vegetación arbustiva y herbácea), creándose un mosaico de superficie agrícola y forestal que favorece la diversidad de flora y fauna y mejora del paisaje.

En el caso de la Conservación de suelos, el efecto positivo se debe al establecimiento de la cubierta vegetal estable en parte de la superficie agrícola, y de forma indirecta, por la necesidad de labrar siguiendo las fajas previamente establecidas (perpendiculares a la línea de máxima pendiente). En la Extensificación, es debido fundamentalmente, a la mayor permanencia del rastrojo del cereal y al descanso del suelo (barbecho), y de forma indirecta, por efecto de las fajas, corredores e islas vegetales establecidas. Todo ello, afianza a medio plazo el desarrollo de ECS estables en el tiempo. Paralelamente, se produce un efecto significativo sobre la biodiversidad, favoreciendo especies especializadas en este tipo de ecosistemas, formados fundamentalmente por cultivos de cereales. Mientras que en la Forestación, no sólo se mantienen las plantaciones, al menos durante 20 años, si no que además, el terreno ha de clasificarse catastralmente como forestal, lo cual ayuda a garantizar su continuidad como tal de cara al futuro.

Un aspecto muy interesante sería poder complementar este tipo de medidas con otro tipo de actuaciones más orientadas hacia actuaciones localizadas sobre los puntos críticos de erosión detectados en las explotaciones, tales como las cárcavas. Entre estás podríamos tener la ejecución de diques, terrazas, setos y sotos de vegetación, zanjas de desviación, etc.

Finalmente, se valoran positivamente las estrategias seguidas para la difusión y formación en este tipo de TCS, constatándose que el modelo a seguir debe ir en esta dirección, actuando a la vez sobre asesores de la Administración y de las Organizaciones Agrarias, complementado con acciones de formación y demostrativas. Por ello, se entiende necesario realizar acciones encaminadas a mejorar, todavía más, la sensibilización y conocimiento de los aspectos relacionados con los problemas de la erosión (conservación de suelos y agua), mejores técnicas de cultivo, etc., a distintos niveles; técnicos de la administración, asesores técnicos de explotaciones, agricultores y ganaderos, mediante seminarios, cursos, campos o parcelas de demostración, entre otros. Complementariamente, debe mejorar el seguimiento, evaluación y la difusión de resultados de las mejoras ambientales y socio-económicas obtenidas en estas medidas, con la elaboración de informes que garanticen más claramente a la Unión Europea y la Sociedad en general, del buen uso y beneficio que éstas suponen para la Región de Murcia en particular y, para el resto de España en general.

Agradecimientos
Este trabajo se ha realizado en el marco de los proyectos con referencia nº CGL2010-21425-C02-02 (financiado por el MICINN) y 15233/PI/10 (financiado por la Fundación Séneca).

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Consejería de Agricultura y Agua, en concreto de la Dirección General de Regadíos y Desarrollo Rural, por la colaboración mostrada a la hora de facilitar información sobre las ayudas agroambientales.

Bibliografia

CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y AGUA (2011). Estadística Agraria Regional. Listados Oficiales de Superficies. [Consulta: 11/06/12].

< http://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=1390&IDTIPO=100&RASTRO=c1415$m1174 >.

COMUNIDAD AUTÓNOMA DE LA REGIÓN DE MURCIA (2007). Programa de Desarrollo Rural FEADER de la Región de Murcia 2007-2013. Tomo I. Ed. Abril 2007. 508 pp. Murcia.

INES (2002). Inventario Nacional de Erosión de Suelos de la Región de Murcia 2002-2012. Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente.

MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (2000). Programa de Desarrollo Rural para las Medidas de Acompañamiento en España 2000-2006. Dirección General de Desarrollo Rural. [Consulta: 11/06/12]. < http://www.magrama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/programas-ue/periodo-de-programacion-2000-2006/programas-de-desarrollo-rural-2000-2006/programa-de-medidas-de-acompanamiento/default.aspx >

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO (2008). Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Ed. Agosto 2008. 262 pp. Madrid.

Obtenção do parâmetro R de Wischmeier (USLE/RUSLE) a partir de dados limitados de precipitação

Coutinho, Miguel A.[4] *e Antunes, Carla R.*[5]

Introdução

Enquadramento Geral

A metodologia da Equação da Perda de Solo Revista (RUSLE) constitui uma muito boa e testada ferramenta para avaliar a erosão hídrica do solo. O parâmetro de erosividade de precipitação (R) da RUSLE constitui um indicador fundamental para essa avaliação.

Na maior parte dos casos, não existem dados suficientes para o cálculo deste parâmetro, e, outros parâmetros, tal como o índice de Fournier modificado, não constituem alternativas viáveis, para efeitos práticos e para a avaliação pormenorizada da erosividade.

A catástrofe que assolou a ilha da Madeira a 20 de Fevereiro de 2010, com intensos fluxos de detritos, foi responsável por devastação e perdas de vidas; tendo motivado os esforços que foram despendidos na análise do acontecimento e avaliação da erosão distribuída, que como se previa, constituía importante componente do fenómeno.

Optou-se pelo uso da metodologia da RUSLE, mas, a questão principal que se colocava era a obtenção dos valores de R, distribuídos espacialmente, anualmente e para o acontecimento.

Em termos de dados disponíveis, verificou-se que a estação meteorológica do Funchal-Observatório era a única com registos de precipitação com 10 minutos de discriminação (nos últimos 10 anos), que permitia o cálculo da erosividade, por chuvada, em base diária e mensal e para um período relativamente longo. Esta estação dispõe também registos horários para mais 20 anos e os registos diários existem desde a década de 1930.

Recentemente foram instaladas estações meteorológicas automáticas, em locais com altitudes mais elevadas, mas, o número de anos de dados com a discriminação de 10 minutos não excede, no geral, mais que 2-4 anos. Devido à escassez de dados, foram desenvolvidas correlações para estimativa de erosividade para períodos maiores e para avaliar a erosividade em outros locais.

Par dar maior consistência ao trabalho, utilizaram-se, ainda, dados de outros trabalhos desenvolvidos em Portugal, desde 1985, nomeadamente, dados do Centro Experimental de Vale Formoso (CEEVF), do Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana, Plano de Bacia Hidrográfica dos Rios Sado e Mira e Plano de Uso da Terra para a Zona Interior Centro (ZIC).

A metodologia estabelecida permitiu o cálculo do parâmetro de erosividade RUSLE numa base anual e por acontecimentos (chuvadas de Wischmeier), na Madeira. Foram efectuadas comparações com as estimativas anteriores obtidas para Portugal

O procedimento mostrou grande robustez e eficácia pelo que, a partir destes estudos se desenvolveu uma proposta metodológica para lidar com casos de escassez de dados.

[4] Engenheiro Civil, Professor Associado c/Agregação. Instituto Superior Técnico, DECivil, Arquitectura e Georecursos. Secção de Hidráulica e Recursos Hídricos e Ambientais – CEHIDRO (Centro de Estudos de Hidrosistemas). Av. Rovisco Pais 1049-001 Lisboa, tel./fax: 21 8418156, Email: macout@civil.ist.utl.pt.
[5] Engenheira Biofísica, Professora Auxiliar. Universidade do Algarve, Faculdade de Ciências e Tecnologia. Campus Gambelas 8005 - 139 Faro, tel. 289800900 ext.7151, Email: cmantunes@ualg.pt.

Estudos Antecedentes e Justificação

Como se referiu estes estudos resultaram de trabalho desenvolvido em Portugal, desde 1985, nomeadamente:

- Analise dos dados do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso (CEEVF).
- Plano de Bacia Hidrográfica (PBH) do Rio Guadiana.
- PBH dos Rios Sado e Mira.
- Plano de Uso da Terra da Zona Interior Centro (ZIC).

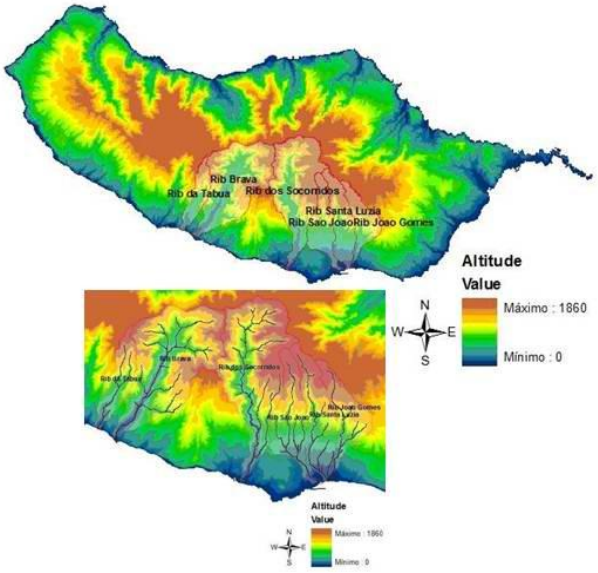


Figura 1 - Localização das zonas mais afectadas pelos temporais de 20 de Fevereiro de 2010, na ilha da Madeira.

Ainda, a tempestade com inundações e torrentes de detritos catastróficas, que ocorreu na ilha da Madeira, na zona sul da ilha, abrangendo a zona do Funchal, e as ribeiras Brava e da Tabua (Figura 1), motivaram a realização de diversos estudos para a análise do fenómeno:

- Precipitação de 150 a 300 mm em 20 h (chuvada de Wischmeier).
- Zonas mais afectadas nas bacias hidrográficas das ribeiras de S. João, St. Luzia e João Gomes, que têm a foz na baixa do Funchal com uma área total de cerca de 42 km^2.
- Elevadas quantidades de sedimentos e detritos depositados, na baixa e na frente costeira do Funchal. Na Figura 2 observa-se o início das operações de limpeza e dragagem (23 Fev. 2010) e o mar carregado de sedimentos.
- As águas costeiras ficaram coloridas de sedimentos durante, pelo menos, mais de uma semana.
- Mais de 300 000 m^3 de detritos foram removidos dos arruamentos e zona marginal e a estimativa global de material erodido e transportado foi superior a 1 200 000 t.

Figura 2 - Mancha de sedimentos na baixa e na frente costeira do Funchal

Avaliação da erosividade da precipitação

Modelação da Erosão Hídrica (Equação EUPSR)

A Equação Universal da Perda de Solo Revista (EUPSR / RUSLE - Revised Universal Soil Loss Equation) foi a metodologia adoptada para a análise e avaliação do processo erosivo, em particular para o cálculo do parâmetro de erosividade da precipitação (*R*). No entanto, a questão principal colocada era a obtenção dos valores distribuídos de *R*, tanto por chuvada como em base anual.

A RUSLE constitui uma ferramenta muito adequada para a estimativa e modelação da erosão hídrica, a nível local e para planeamento. A equação é traduzida por:

$$E = R.K.L S.C.P$$

com,

E - Perda de solo (t. ha $^{-1}$. ano $^{-1}$),
R - Erosividade da chuva (MJ. mm. h $^{-1}$. ha $^{-1}$. ano $^{-1}$),
K - Erodibilidade do solo (t. ha . MJ $^{-1}$. mm $^{-1}$),
LS - Fator fisiográfico (comp./ declive),
C - Fator de coberto vegetal (cultura / protecção),
P - Fator de prática agrícola e conservação.

Parâmetro de Erosividade – R (de Wischmeier)

O parâmetro de erosividade da precipitação ou de Wischmeier traduz o efeito da energia cinética da precipitação no solo (Figura 3). A sua estimativa resulta de um processo de cálculo complexo.

Os parâmetros *R* ou EI_{30} representam o valor, para a chuvada ou para o ano, da energia cinética da precipitação multiplicado pelo valor máximo da intensidade da chuva, em 30 minutes, calculado para todas as chuvadas do período (em MJ. mm. h $^{-1}$. ha ^{1}).

O valor anual de *R* (R_a ou $R_{méd}$) resulta da soma ou média de valores obtidos, para o período de referência.

Figura 3 - Efeito do impacte das gotas dechuva no solo.

Os valores são obtidos por aplicação das fórmulas seguintes:

$$R_i = \sum_{j=1}^{m} E.I_{30_j} \qquad \text{e,} \qquad R_{méd} = \frac{\sum_{i=1}^{n} R_i}{n}$$

onde:

$R_{méd}$ - erosividade anual média;
R_i - erosividade no ano *i*;
$E.I_{30j}$ - erosividade de Wischmeier (para cada chuvada *j*);
n - n.º de anos no período;
m - n.º de chuvadas no ano *i*.

e, a erosividade para cada chuvada é obtida por:

$$E.I_{30_j} = \left(\sum_{k=1}^{q} e_k . p_k \right) . I_{30\max_j}$$

sendo, para $I_k \leq 76$ mm. h $^{-1}$

$$e_k = 0{,}119 + 0{,}0873 . \log_{10} I_k$$

e para $I_k > 76$ mm. h $^{-1}$

$$e_k = 0{,}263$$

em que:

- e_k - energia cinética da chuva, com intensidade constante**,** por mm de precipitação (MJ.mm^{-1}.ha^{-1});
- q - n.º períodos de chuva, com intensidade constante I_k;
- p_k - precipitação no período *k* (mm);
- I_k - intensidade da chuva no período *k* (mm. h^{-1});
- I_{30} - intensidade máxima da chuva em 30 minutos, para a chuvada *j* (mm. h^{-1}).

Devido à morosidade e cuidado a ter no processo de cálculo, a forma mais simples para a aplicação da metodologia resulta no estabelecimento de relações regionais, na base anual, do tipo da determinada para o Sul de Portugal (Tomás e Coutinho, 1993):

$$\mathbf{R \approx 3{,}0 \, . \, P - 550{,}0}$$

onde:

P - precipitação média anual (mm)
R - erosividade média anual (MJ. mm. h $^{-1}$. ha $^{-1}$. ano $^{-1}$).

Dados disponíveis

Estimativa do Parâmetro da Erosividade da Precipitação – R

A ilha da Madeira detém, actualmente, uma rede relativamente densa de Estações Climáticas e de Postos Meteorológicos, a maior parte estabelecida recentemente, constituída por estações automáticas pertencentes a instituições oficiais e privadas.

A maior parte dos postos tem períodos de recolha de dados inferiores a 5 anos, dos quais poucos com discriminação de 10 min, ou inferior, e somente dois com registos superiores a 10 anos.

O posto do Funchal-Observatório tem cerca de 10 anos com registos de pormenor (10 min) e mais cerca de 10 anos com registos horários.

Este posto é o único para o qual se pode calcular a erosividade, num período mais extenso e que permite efectuar uma análise de longo termo, pois dispõe de registos diários desde meados da década de 1930. Na Figura 4 encontram-se indicados os postos e estações meteorológicas da ilha da Madeira e da região objecto do estudo.

Para Portugal (Continental) dispõe-se, também, de uma boa rede de Estações Climáticas e Postos Meteorológicos, que pertencem, maioritariamente, ao Instituto de Meteorologia (IM) e à Agência Portuguesa do Ambiente (ex-INAG), que detém elevados padrões de qualidade.

Dos dados existentes só estão disponíveis *online* os registos diários de precipitação, em acesso livre aos utilizadores da rede meteorológica do ex-INAG.

Na generalidade dos casos, o acesso a registos udográficos é difícil, mesmo tratando-se de trabalhos de divulgação e investigação. No entanto, alguns dados de estações experimentais do Ministério da Agricultura e do ex-INAG têm sido disponibilizados para projetos de investigação conjunta e ao abrigo de protocolos

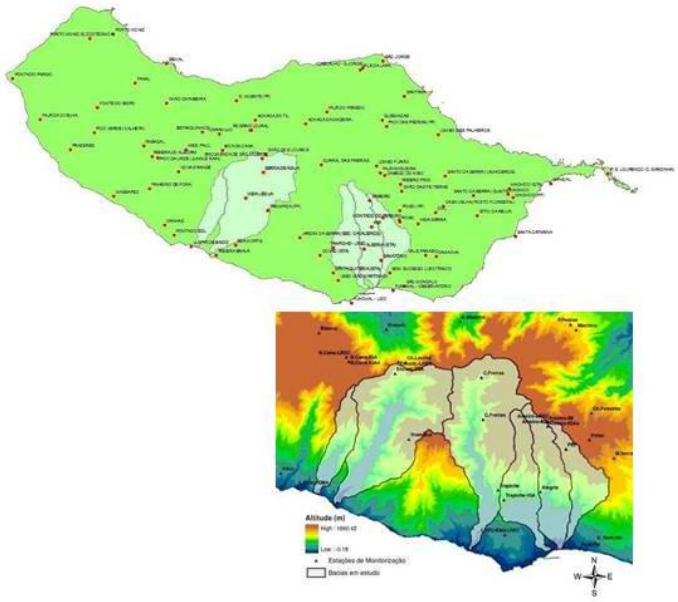


Figura 4 - Localização dos postos e estações meteorológicas na ilha da Madeira

Até ao princípio do ano 2000 foram usados basicamente os dados do Centro Experimental de Vale Formoso (CEEVF), que iniciou o seu funcionamento em meados da década de 1960, além de que se dispôs de outros dados e registos, obtidos com equipamento próprio em outros locais de estudo.

Se, em Portugal, tivesse sido reconhecido o interesse estratégico da investigação sobre erosão hídrica teria sido possível dispor actualmente de mais dados e informação mais consolidada sobre a erosividade da precipitação, dados fundamentais para a avaliação de riscos de erosão e de outros parâmetros ambientais, nomeadamente a degradação ambiental e a desertificação.

Valores para o Parâmetro da Erosividade da Precipitação – R

Os valores para a erosividade da precipitação – *R* têm vindo a ser calculados para os acontecimentos erosivos de precipitação na ilha da Madeira de acordo com a metodologia de Wischmeier, nomeadamente para a tempestade do dia 20 de Fevereiro de 2010.

Para esta tempestade a chuvada teve uma duração de ≈ 20 h, desde as 3 às 23 h, compreendendo a precipitação de dois dias (sinópticos) 19 e 20 de Fevereiro de 2010, tendo-se registado 147 mm de chuva na estação Funchal-Observatório. O valor máximo da intensidade da precipitação em 30 minutos foi 62,8 $mm.h^{-1}$ e o valor da erosividade (Wischmeier), calculado foi R = 2 145 MJ. mm. h^{-1}. ha^{1} (Figura 5).

De acordo com a metodologia desenvolvida, o valor estimado para a erosividade anual média no Funchal (P ≈ 640 mm) é R = 680 MJ. mm. h^{-1}. ha^{-1}. ano^{-1}, e, nas bacias hidrográficas da região em estudo (P ≈ 1900 mm), resultou o valor da erosividade de R ≈ 3 000 MJ. mm. h^{-1}. ha^{-1}. ano^{-1}.
Devido à escassez de dados foi necessário estabelecer uma metodologia baseada em correlações entre parâmetros calculados e dados obtidos, cujas principais etapas se indicam sumariamente a seguir, de forma a permitir a estimativa da erosividade noutros períodos e noutras localizações.

Para além do estabelecimento destas correlações da erosividade, para diferentes localizações, não se efectuaram correlações da precipitação nem da erosividade com a altitude.

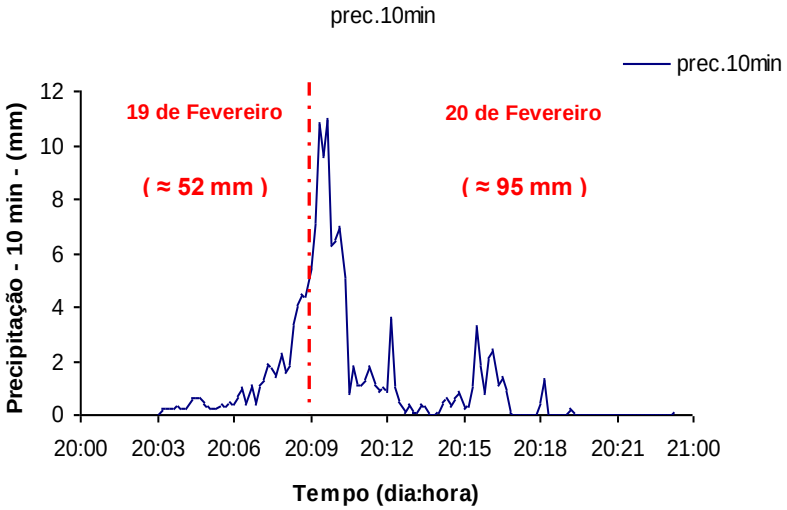


Figura 5 – Registo da precipitação na estação Funchal-Observatório, nos dias 19 e 20 de Fevereiro de 2010.

Correlações com a Erosividade

Como se referiu anteriormente, devido à escassez de dados foi necessário estabelecer uma metodologia baseada em correlações entre parâmetros calculados e dados obtidos.

Com base nos elementos calculados a partir dos registos do Funchal-Observatório, com a descriminação de 10 minutos, na sua extrapolação para todo o período de registos e, seguidamente, para a sua extrapolação para outros postos da ilha, foram estabelecidas as seguintes correlações:

- Erosividade da chuvada de Wischmeier, R_w e da quantidade de precipitação, P_w.

$$R_W = 12{,}27 \cdot P_W - 237{,}0 \text{ , ou,}$$

$$R_W = 0{,}244 \cdot P_W^{1{,}750}$$

Um muito bom ajustamento foi obtido com $r^2 > 0{,}92$. Na Figura 6 apresenta-se a relação erosividade R_w vs. precipitação P_w, para cada chuvada de acordo com a metodologia de Wischmeier.

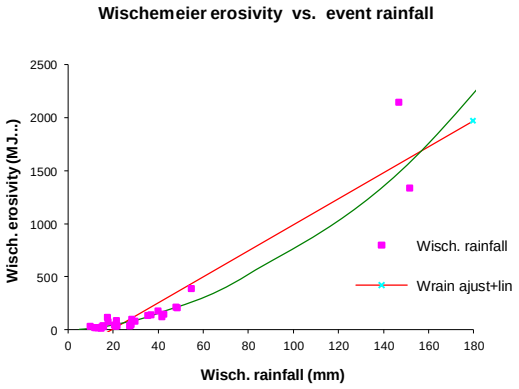


Figura 6 - Relação erosividade-precipitação.

- Valor da chuvada de Wischmeier, P_w e da quantidade de precipitação diária superior a 10,0 mm, P_{10}.

$$P_W = 0{,}944 \, . \, P_{10s} - 3{,}51 \text{ , ou,}$$

$$P_W = 0{,}995 \, . \, P_{10s}$$

Foi obtido um muito bom ajustamento, com $r^2 > 0{,}96$. Observou-se que sequências de dias chuvosos com quantidades de precipitação de 35 a 40 mm (P_{10s}) pertenciam, em geral à mesma chuvada de Wischmeier (Figura 7).

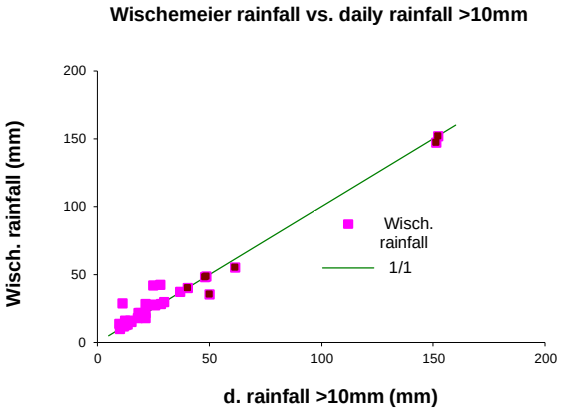


Figura 7 - Relação P_w - P_{10s}.

- Erosividade mensal, R_m e precipitação mensal de Wischmeier, P_{Wm}.

$$R_m \approx 8{,}81 \, . \, P_{Wm} - 632{,}9 \text{ , ou,}$$

$$R_m \approx 0{,}102 \, . \, P_{Wm}^{1{,}686}$$

A correlação monomial apresenta um ajustamento muito bom, com $r^2 > 0{,}96$ (Figura 8).

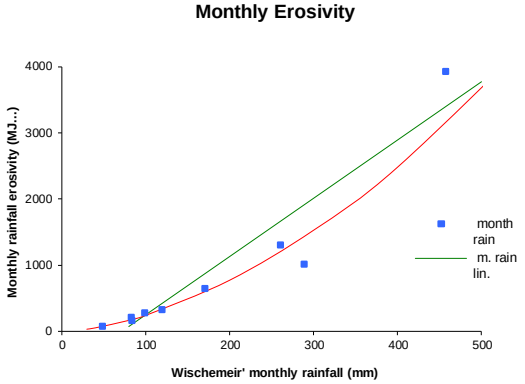


Figura 8 - Relação R_m - P_{Wm}.

- Erosividade mensal, R_m e precipitação mensal de dias com precipitação superior a 10,0 mm, P_{10s}, (contabilizando chuvadas sequenciais).

$$R_m \approx 8{,}20 \, . \, P_{10ms} - 508{,}8 \text{ , ou,}$$

$$R_m \approx 0{,}343 \, . \, P_{10ms}^{1{,}503}$$

Também, a correlação monomial apresenta um ajustamento muito bom, com $r^2 > 0{,}96$ (Figura 9).

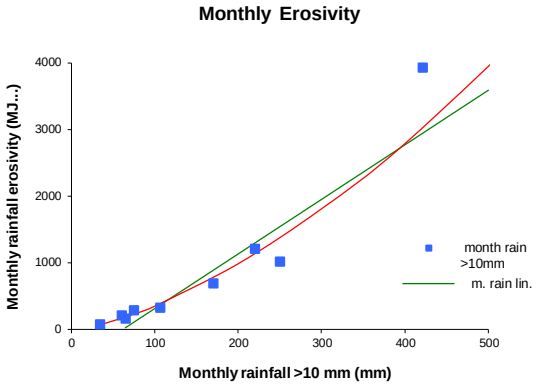


Figura 9 - Relação R_m - P_{10s}.

- Erosividade mensal, R_m, precipitação mensal, de dias com precipitação superior a 10,0 mm, P_{10s} e número de dias de precipitação superior a 10,0 mm.

$$R_m \approx 9{,}14 \, . \, P_{10ms} - 117{,}0 \, . \, d_{10s}$$

Regressão preliminar obtida para a Madeira com $r^2 \approx 0{,}93$. Uma regressão semelhante foi, anteriormente, determinada para o Algarve (Loureiro e Coutinho, 2001).

$$R_m \approx 7{,}05 \, . \, P_{10m} - 88{,}9 \, . \, d_{10}$$

Considera-se, no entanto, que o esforço e cuidado suplementar para o processamento duma regressão múltipla deste tipo não compensa o esforço face ao diminuto valor acrescentado obtido.

- Erosividade mensal, R_m e Índice de Fournier Modificado mensal, IF_{Mm}.

$$R_m \approx 21{,}87 \cdot IF_{Mm} - 16{,}4, \text{ ou,}$$

$$R_m \approx 40{,}67 \cdot IF_{Mm}^{0{,}843}$$

Obteve-se um muito bom ajustamento, com $r^2 > 0{,}95$. Considera-se que a correlação através do Índice de Fournier Modificado constitui a melhor metodologia, quando não existem valores disponíveis para a precipitação diária (Figura 10).

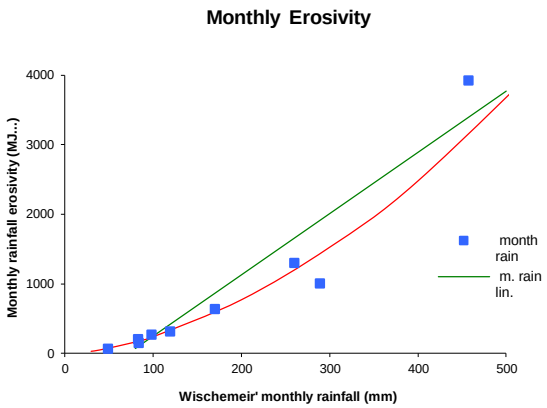


Figura 10 - Relação R_m - IF_{Mm}.

- Erosividade anual, Ra e Índice de Fournier Modificado anual, IF_{Ma}.

$$R_a \approx 11{,}75 \cdot IF_{Ma} - 133{,}6, \text{ or,}$$

$$R_a \approx 4{,}66 \cdot IF_{Ma}^{1{,}154}$$

As correlação obtidas em base anual conduzem a estimativas de baixo rigor, uma vez que o coeficiente de determinação, r^2 é geralmente inferior a 0,7 (Figura 11).

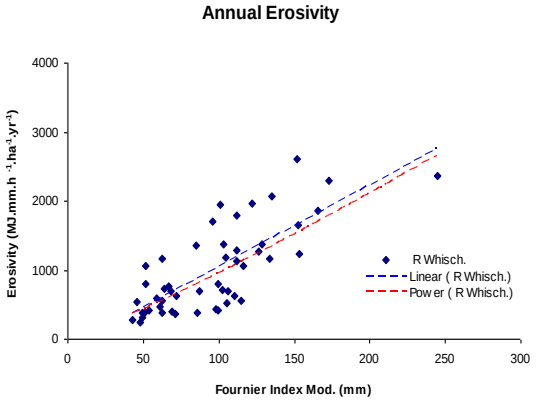


Figura 11 - Relação R_a - IF_{Ma}.

Metodologia proposta

Determinação do valor da Erosividade da Precipitação – R

A metodologia desenvolvida permitiu o cálculo do parâmetro de erosividade da RUSLE em base anual e por acontecimento, para a ilha da Madeira podendo a abordagem ser extrapolada para regiões climáticas homogéneas, também em base anual ou para outros períodos.

Uma equação de regressão simples, do tipo apresentado a seguir, pode ser estabelecida:

$$R = a \cdot P - b$$

onde:

P - precipitação média anual (mm. ano $^{-1}$)
R - erosividade média anual (MJ. mm. h $^{-1}$. ha $^{-1}$. ano $^{-1}$).

e, **a, b** são parâmetros dependente das características climáticas da região.

A comparação com as equações e estimativas obtidas para Portugal mostram que existe uma forte dependência das características globais da região, designadamente:

- geografia / morfologia.
- condições climáticas
- precipitação média anual.
- número de dias de precipitação.
- valor do índice de concentração da precipitação (PCI).

As estimativas mostraram sempre melhor ajustamento quando foram obtidas a partir de dados de estações próximas da região e com características semelhantes. Também, a qualidade das estimativas foi sempre melhor quando se partiu de dados diários para mensais ou de mensais para valores anuais.

Para Portugal, a maior parte das estimativas foram derivadas a partir dos dados da estação de Vale Formoso (CEEVF) e de outros registos obtidos para a região de Lisboa. Os dados permitiram o estabelecimento de relações regionais e de distribuições espaciais da erosividade indicadas nas Figuras 12 e 13.

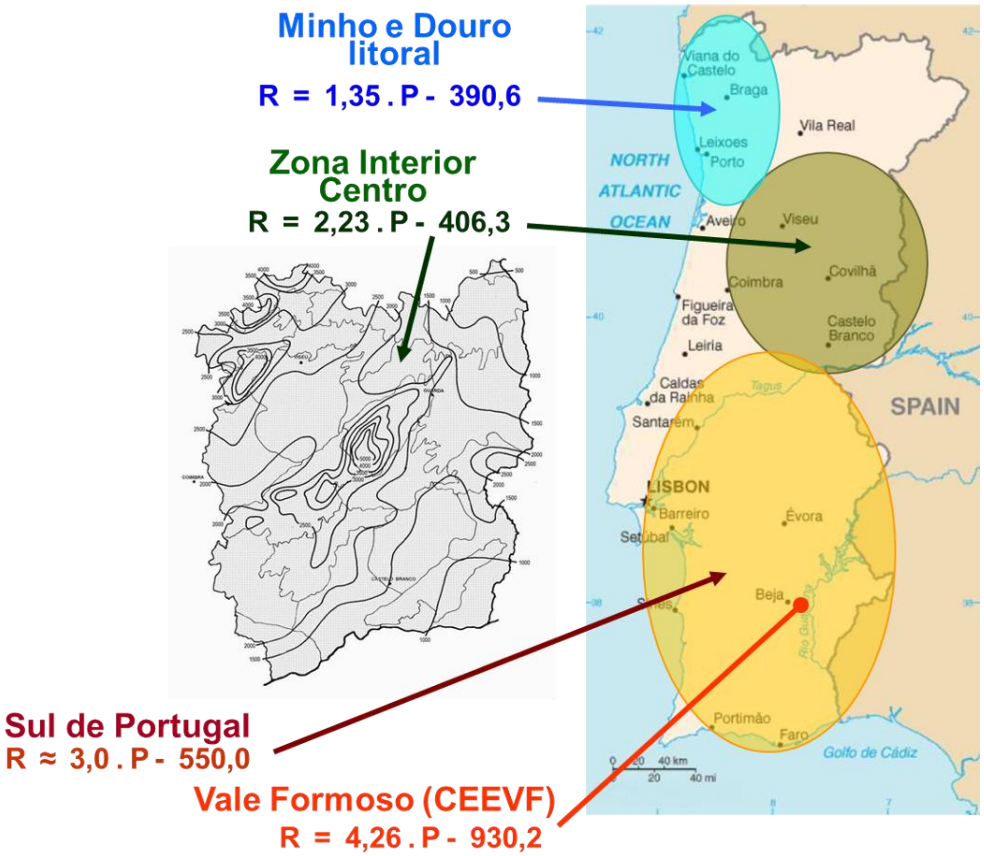


Figura 12 - Relações regionais anuais do parâmetro de erosividade da precipitação (RUSLE) em função da precipitação anual, para diferentes regiões de Portugal, incluindo distribuição na Zona Interior Centro (ZIC).

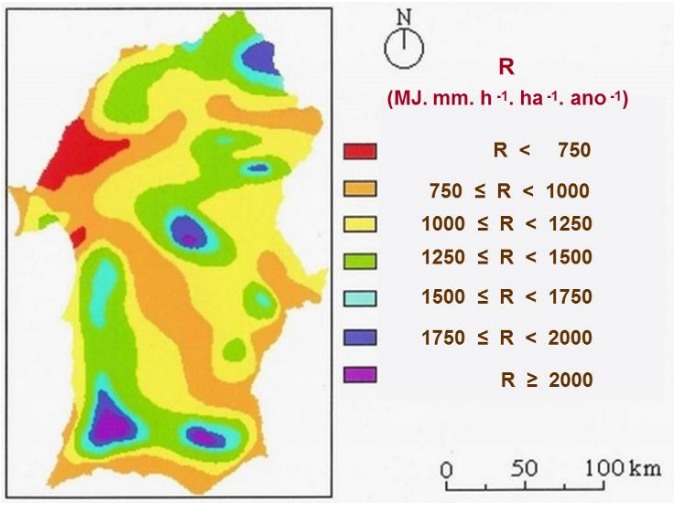


Figura 13 - Distribuição da erosividade da precipitação (RUSLE) no Sul de Portugal.

Um procedimento semelhante ao efectuado nas situações precedentes, foi desenvolvido para a região do Funchal, tendo-se obtido a relação seguinte:

$$R \approx 1{,}95 \, . \, P - 619{,}1$$

Observa-se, no entanto, que o trabalho não se encontra ainda totalmente concluído pelo que os resultados apresentados deverão ser considerados preliminares.

Etapas Principais da Metodologia

Como se referiu, a metodologia permitiu o cálculo do parâmetro de erosividade da RUSLE em base anual e para cada chuvada erosiva, na ilha da Madeira, considerando-se que a abordagem pode ser extrapolada para outras regiões climáticas homogéneas, em base anual ou para períodos médios.

A homogeneidade climática da região tem de ser avaliada, e implica que a sua extensão não seja demasiadamente elevada (geralmente inferior a 5 000 km^2).

As seguintes principais etapas são preconizadas:

1. Análise das características climáticas da região e avaliação de homogeneidade - PCI (índice de concentração precipitação);
2. Identificação de dados de erosividade da precipitação para diferentes períodos e obtenção das relações apresentadas;
3. Obtenção de erosividades mensais e estimativas de erosividades anuais (a partir de valores diários ou de chuvadas). Podem ser obtidas de correlações com o Índice de Fournier Modificado;
4. Obtenção da erosividade anual média para o período e região em estudo;
5. Expansão, eventual, da série de erosividades anuais e cálculo da erosividade anual média e de erosividades correspondentes a diferentes períodos de retorno;
6. Obtenção de relação regional do tipo R = a . P - b. (para grandes regiões é, eventualmente, aconselhável criar sub-regiões);
7. Comparação das relações obtidas com valores de outras regiões (de características climáticas semelhantes), para análise de consistência.

Conclusões

A partir de estudos de erosividade da precipitação, recentemente elaborados para a ilha da Madeira e considerando outros estudos anteriores, podem ser apresentadas as seguintes conclusões, com carácter preliminar:

- Observaram-se muito boas relações entre o parâmetro de erosividade de Wischmeier R_W e o valor da precipitação P_W para cada chuvada, bem como entre os valores da chuvada de Wischmeier P_W e a precipitação, para dias com mais de 10 mm de chuva (precipitação erosiva) P_{10s} (sequencialmente acoplados).

- Obtiveram-se boas a muito boas relações entre erosividade mensal de Wischmeier R_{Wm} e a precipitação mensal P_{Wm} e P_{10ms} - precipitação mensal erosiva.

- Verificou-se que a regressão múltipla entre R_{Wm}, P_{10ms} e d_{10} - número mensal de dias com mais de 10 mm de chuva não conduzia a melhoria significativa da precisão das estimativas.

- A relação entre a erosividade mensal R_{Wm} e o valor mensal do Índice de Fournier Modificado IF_{Mm} é significativamente melhor do que as relações mensais com P_{Wm} ou P_{10ms}. Esta conclusão considera-se importante, particularmente para a extrapolação da metodologia a outros locais onde não existam dados de pormenor.

- Anualmente, as relações entre a erosividade anual R_a e os valores anuais do Índice de Fournier Modificado IF_{Ma}, ou da precipitação anual P_a não são boas, pelo, é aconselhável a obtenção das estimativas anuais, por adição de valores mensais.

- Para fins de planeamento é reconhecida a vantagem de estabelecer e dispor de relações regionais do tipo R = a . P – b, porque estas são de simples aplicação.

O procedimento desenvolvido mostrou boa robustez e consistência que justificou a apresentação da proposta de metodologia para aplicação em casos de escassez de dados.

Refere-se, todavia, que a sua aplicação a regiões de extensão elevada deva ser efectuada com as necessárias precauções e unicamente em situações de homogeneidade climática, o que geralmente implica que a área abrangida não ultrapasse 5 000 a 10 000 km^2.

Reconhece-se, no entanto, a necessidade de aprofundar ainda o trabalho, para melhorar e optimizar a metodologia desenvolvida. Neste domínio salientam-se, principalmente, as seguintes tarefas:

- Continuação da análise da erosividade da precipitação, na ilha da Madeira, e cálculo da erosividade anual em função da precipitação anual.

- Avaliação do período de retorno da tempestade de 20 de Fevereiro de 2010.

- Elaboração de uma carta de erosividade para a ilha da Madeira.

- Análise da erosividade da precipitação em outras estações meteorológicas, em Portugal, e revisão do cálculo da erosividade anual em função da precipitação anual, para as zonas onde estas relações já tinham sido determinadas.

- Elaboração da carta de erosividade para Portugal.

Bibliografia

Agroconsultores (2003) - Carta de Aptidão da Terra de Entre-Douro e Minho.

Betâmio de Almeida, A. *et al*. (2010) - *Estudo de avaliação do risco de aluviões na Ilha da Madeira*, Secretaria Regional do Equipamento Social da Região Autónoma da Madeira, Instituto Superior Técnico, Universidade da Madeira, Laboratório Regional de Engenharia Civil.

Coutinho, M. A. and Antunes, C. R. (2011) - *An optimized methodology to estimate the USLE/RUSLE R parameter in the Portuguese Madeira island and in the southern Mediterranean region*, in the 6th International Congress of ESSC (Thessalonica, 9-14 May 2011), unpublished.

Coutinho, M.A. and Tomás, P.P. (1995) - Characterization of raindrop size distributions at the Vale Formoso Experimental Erosion Center. Catena, 25: 187-197.

Coutinho, M. A. e Tomás, P. P. (1998) - Erosão Hídrica dos Solos em Pequenas Bacias Hidrográfica, Aplicação da Equação Universal de Degradação de Solos, CEHIDRO.

HIDROPROJECTO, COBA, HIDROTÉCNICA (2000) - Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana. Instituto da Água.

HIDROPROJECTO, COBA, HIDROTÉCNICA (2000) - Plano da Bacia Hidrográfica dos Rios Sado e Mira. DRAAlentejo.

Loureiro, N. S. and Coutinho, M.A. (2001) - A new procedure to estimate RUSLE EI_{30} index, based on monthly rainfall data and applied to the Algarve region, Portugal. Journal of Hydrology, 250, 12-18.

Loureiro, N. S. and Coutinho, M.A. (1995) – Rainfall changes and rainfall erosivity increase in the Algarve (Portugal). Catena, 24: 187-197.

Mannaerts, C. M. and Gabriels, D. (2000) - Rainfall erosivity in Cape Verde. Soil and Tillage Research, 55, 207-212.

Nazareno, D. (2004) - Estimating RUSLE's rainfall factor in the part of Italy with a Mediterranean rainfall regime. Hydrology and Earth Sciences, 8: 103-107.

Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K. and Yoder D. C. (1996) - Agricultural Handbook No. 703: *Predicting Rainfall Erosion Losses: a Guide to Conservation Planning*, United States Department of Agriculture.

Silva, A. M. (2004) - Rainfall erosivity map for Brazil. Catena, 57: 251-259.

Tomás, P. P. e Coutinho, M. A. (1993) - Estudo do parâmetro de erosividade da Equação Universal de Degradação de Solos. Publicação nº 2/93, CEHIDRO - Centro de Estudos de Hidrosistemas, IST, Lisboa.

Pérdida de fertilidad en suelos afectados por procesos erosivos en la cuenca del río Quipar (Murcia, España).

Marín Sanleandro[1], P., Romero Díaz, A.[2] y Ortiz Silla, R[1].

[1.] Dpto. Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química. Campus de Espinardo. 30100. Murcia. Universidad de Murcia. E-mail: pumasan@um.es.
[2.] Dpto. Geografía Física. Facultad de Letras. Campus de La Merced. 30001. Murcia. Universidad de Murcia. E-mail: arodi@um.es.

Resumen

Una de las consecuencias más inmediatas de la erosión es la pérdida de fertilidad del suelo. El objetivo fundamental del presente trabajo es conocer la pérdida de fertilidad de suelos afectados por problemas de erosión en la cuenca del río Quipar, afluente del río Segura en la Región de Murcia (SE, España), mediante la determinación de las características químicas de los sedimentos recogidos en diques de corrección hidrológica, que proceden de la erosión de los suelos de la cuenca e inducir, a partir de dichos sedimentos, el comportamiento de estos suelos en lo que se refiere a las pérdidas diferenciales, cualitativas y cuantitativas, de nutrientes que se han producido en ellos. Se seleccionaron dieciocho diques, entre todos los construidos en la zona, que fueran funcionales y representativos de los diferentes tipos de suelos y de todas las subcuencas.

Conocidos los datos de pérdida de fertilidad, tanto de macro como de micronutrientes, a partir de las tasas de erosión, calculadas a partir de la superficie vertiente a cada dique y el volumen de sedimentos acumulados y de la concentración de macro (carbono, nitrógeno, fósforo, potasio, magnesio y sodio) y micronutrientes (zinc, cobre, hierro y manganeso) en los sedimentos analizados, se muestra una pérdida anual importante en todos ellos con los valores más elevados en los sedimentos procedentes de Regosoles calcáricos, con valores de hasta 7 $t/ha^{-1}/año^{-1}$. En segundo lugar, pero muy distanciados de los Regosoles, se encuentran los Leptosoles que llegan a perder más de 4 $t/ha^{-1}/año^{-1}$. Los Calcisoles son los que presentaron menores tasas de erosión, ya que son los más estables. Se ha constatado la relación directa entre tasas de erosión y tasas de pérdidas de nutrientes. Las mayores correlaciones se dieron en C orgánico, magnesio y cobre con un coeficiente de 0.96, seguido de hierro y magnesio con un coeficiente de 0.94. Sodio y fósforo son los que presentaron coeficientes de correlación más bajos, de 0.48 y 0.60 respectivamente

Del estudio realizado se deduce que los diques de corrección hidrológica son un instrumento de análisis muy útil para poder estimar pérdidas de suelo y fertilidad en sus cuencas vertientes.

Palabras clave: Pérdida de fertilidad, erosión hídrica, diques de corrección hidrológica, semiárido, sureste de España.

Introducción

La erosión del suelo y con ella las pérdidas de nutrientes y materia orgánica (M.O.), tiene efectos directos e indirectos, que van desde el descenso de la productividad y la rentabilidad de los cultivos, hasta la contaminación física y química de los recursos hídricos. Una de las consecuencias más importantes de la erosión, por las repercusiones ambientales y económicas que puede tener, es la pérdida de fertilidad del suelo. La erosión reduce la productividad del suelo al disminuir la profundidad de desarrollo de las raíces, agotando los nutrientes y las reservas de humedad. La pérdida de fertilidad incide directamente en la disminución de la biomasa y en la producción de los cultivos. A pesar de la importancia de este fenómeno no son muchos los estudios que se han realizado al respecto (Do Prado Wildner & Da Veiga, 1992), en comparación con los llevados a cabo sobre evaluación de pérdidas físicas del suelo.

Los procesos de erosión y pérdida de suelo tienen efectos adversos sobre la calidad edáfica porque agotan la productividad potencial de los suelos y disminuyen el recurso base (El-Swaify y Dangler, 1982). La disminución del espesor de suelo, la pérdida de nutrientes, así como un deterioro en distintas propiedades del suelo se traduce en una progresiva disminución del potencial productivo que conduce a la desertificación. Las aguas de escorrentía, además de producir la pérdida de materia orgánica y otros componentes inorgánicos del suelo que son responsables de muchas de sus propiedades físicas, al jugar

un papel decisivo en la estabilidad y desarrollo de la estructura del suelo, también originan la pérdida de nutrientes en disolución o que se encuentran adsorbidos en los componentes sólidos. Por ello, normalmente los sedimentos que se recogen suelen estar enriquecidos en materia orgánica, arcilla y elementos nutrientes, en relación al suelo en el que se pierden (Sharpley, 1985). Este enriquecimiento relativo está influenciado por otras variables como el tipo de suelo, régimen de lluvias, pendiente o prácticas de cultivo (Alberts & Moldenhauer, 1981)

Habitualmente las pérdidas de fertilidad se han analizado mediante los sedimentos exportados tras las lluvias de parcelas de experimentación, bien con simulaciones de lluvias o en condiciones naturales (Alias *et al.*, 1997). En este trabajo se pretende evaluar las pérdidas de fertilidad mediante los sedimentos retenidos en diques de corrección hidrológica.
El objetivo fundamental del presente trabajo es conocer la pérdida de fertilidad de los suelos en la cuenca del río Quipar, afluente del río Segura en la Región de Murcia, mediante la determinación de diferentes características químicas de los sedimentos retenidos en diques de corrección hidrológica. Los diques retienen los sedimentos que proceden de la erosión de los suelos de las cuencas receptoras de los mismos, y mediante el análisis de los sedimentos y su comparación con los suelos de origen, se pretende deducir el comportamiento de estos suelos en lo que se refiere a las pérdidas diferenciales de nutrientes, cualitativas y cuantitativas, que se han producido en ellos. También se tratan de explicar las pérdidas de nutrientes en función del tamaño de las cuencas receptoras y de las tasas de erosión calculadas en las diversas cuencas vertientes a cada uno de los diques.

Material y métodos

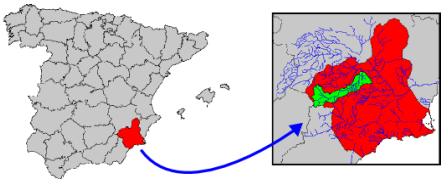
El estudio se ha realizado en la cuenca del río Quipar, uno de los principales afluentes del río Segura por su margen derecha. La cuenca tiene una superficie de 826 km^2 y se sitúa en el centro occidental de la Región de Murcia (Figura 1). Su altitud va de los 200 a los 1.900 m, si bien el 50% de su superficie se sitúa por encima de los 800 m. Las calizas y dolomías dominan la parte alta de la cuenca, mientras que la parte media y baja está caracterizada por una gran variedad litológica en donde aparecen calizas, margas, margocalizas, margas yesíferas, yesos, arenas, areniscas y formaciones cuaternarias. Los suelos predominantes, desarrollados sobre esas litologías son diferentes tipos de Regosoles, Leptosoles, Calcisoles y Fluvisoles (FAO-ISRIC-IUSS, 2007).

La vegetación está constituida principalmente por bosques de coníferas xerófilas de *Pinus halepensis* y diversos matorrales, que en conjunto representan el 40% de la superficie. El 50% está ocupado por cultivos de secano, tanto herbáceos como arbolado.

La precipitación media anual es de 287 mm en la parte baja de la cuenca y en torno a los 400 mm en cabecera, con una elevada irregularidad interanual. Las temperaturas medias anuales varían entre los 12 y los 16 ºC (Romero Díaz *et al.*, 2007).

Tras un exhaustivo reconocimiento de la cuenca, se seleccionaron dieciocho diques entre todos los construidos, que fueran representativos de los diferentes tipos de suelos y subcuencas. En ellos se tomaron muestras de los sedimentos retenidos para realizar diversos análisis físico-químicos. Las muestras se tomaron entre 0 y 30 cm de profundidad. Cada muestra, a su vez, es una mezcla de cinco puntos de muestreo, con el objetivo de obtener una muestra más representativa de la capa superficial de los sedimentos retenidos en el dique. Se evitó tomar las muestras cerca de los bordes, donde pudiera haber desprendimientos laterales que la contaminaran (Marín *et al*., 2005).

Los suelos de la cuenca del Río Quípar fueron estudiados y cartografiados por Alías *et al.* (1986a, 1986b, 1987a, 1987b, 1990, 1991), tomando perfiles representativos de todos los tipos de suelos en la zona y efectuando una toma de muestras de capa arable con una malla de 3 x 3 km. Estos estudios son los que se han tomado de referencia para comparar los datos obtenidos por nosotros en los análisis realizados.



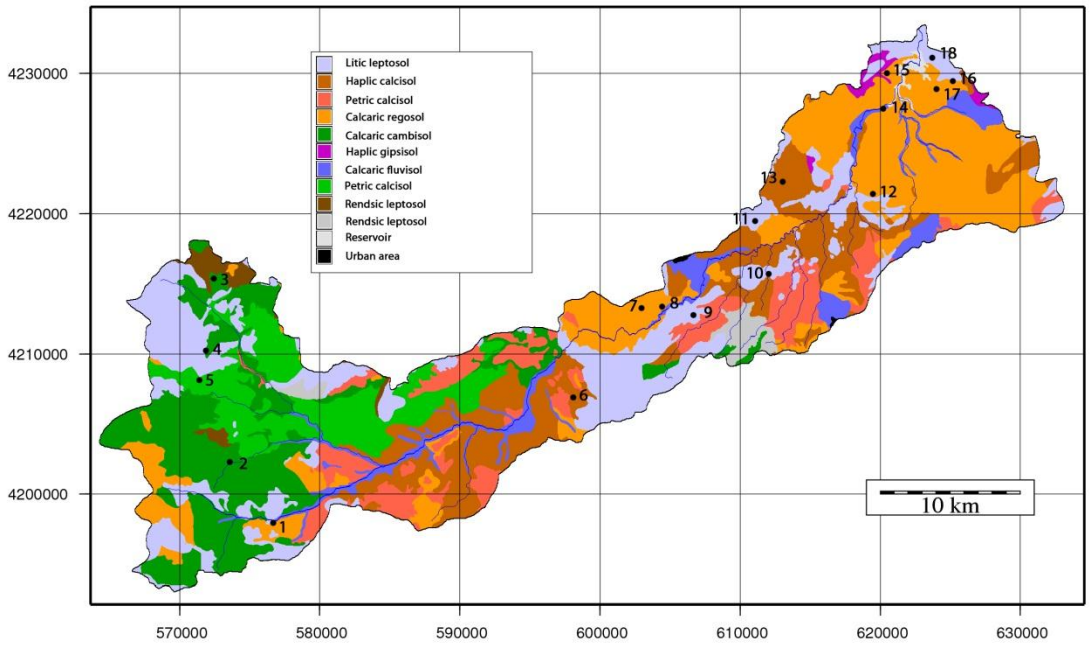


Figura 1. Situación del área de estudio, tipos de suelos y localización de los diques estudiados

Para la evaluación del volumen de sedimentos y tasas de erosión en cada dique se han realizado medidas de sus dimensiones, altura de los sedimentos (cuando el dique no estaba colmatado) y superficie de cuña de sedimentación. El cálculo del volumen de sedimentos acumulados se ha realizado, teniendo en cuenta el periodo de funcionamiento de los diques (que varía según cada dique) y asociando la figura geométrica más parecida a la forma tridimensional de los sedimentos acumulados en el dique, que en la mayoría de los casos parece ser la de una pirámide de base trapezoidal en posición horizontal (Hernández Laguna *et al*., 2004)

Las muestras se dejaron secar al aire y se tamizaron a 2 mm, para su posterior análisis. El contenido en carbono orgánico se ha determinado por el método de Anne (1945), modificado por Duchaufour (1970). La materia orgánica se ha obtenido multiplicando el carbono orgánico por 1.72. El nitrógeno total según el método Kjeldhal tal como describe Duchaufour (1970). El hierro, cobre, manganeso y zinc asimilables se han determinado por el método de Lindsay y Norvell (1969) y se han medido por absorción atómica. El fósforo se ha determinado por el método de Watanabe y Olsen (1965), basado en la extracción del fósforo con solución 0.5 M de CO_3HNa (Olsen y Dean, 1965) y determinación fotocolorimétrica del azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962).

Resultados y discusión

Como la MO del suelo procede casi en su totalidad de los restos vegetales aportados por la vegetación que soportan, y la vegetación en la cuenca del río Quipar es abierta y xerofítica, los suelos analizados tienen un escaso contenido y los sedimentos que proceden de ellos bajo o muy bajo. El valor medio de MO en los suelos analizados es tan sólo del 1.9%, encontrando el valor máximo de 3.8% en suelos de las cabeceras de la cuenca (Leptosoles) y el mínimo de 0.5% en diques localizados sobre margas en los sectores bajos de la cuenca (Regosoles), cercanos a la desembocadura.

Si bien la pérdida de MO está en función de la pérdida de suelo, ésta no es una función lineal, ya que a medida que se incrementa el volumen de sedimentos movilizados, disminuye el contenido en la masa total. Massey *et al*. (1953) observaron que cuando las pérdidas de suelo eran altas, el porcentaje de MO erosionada fue relativamente menor y viceversa. El coeficiente de correlación encontrado por nosotros entre contenido de MO en los sedimentos y tasas de erosión es de -0.50.

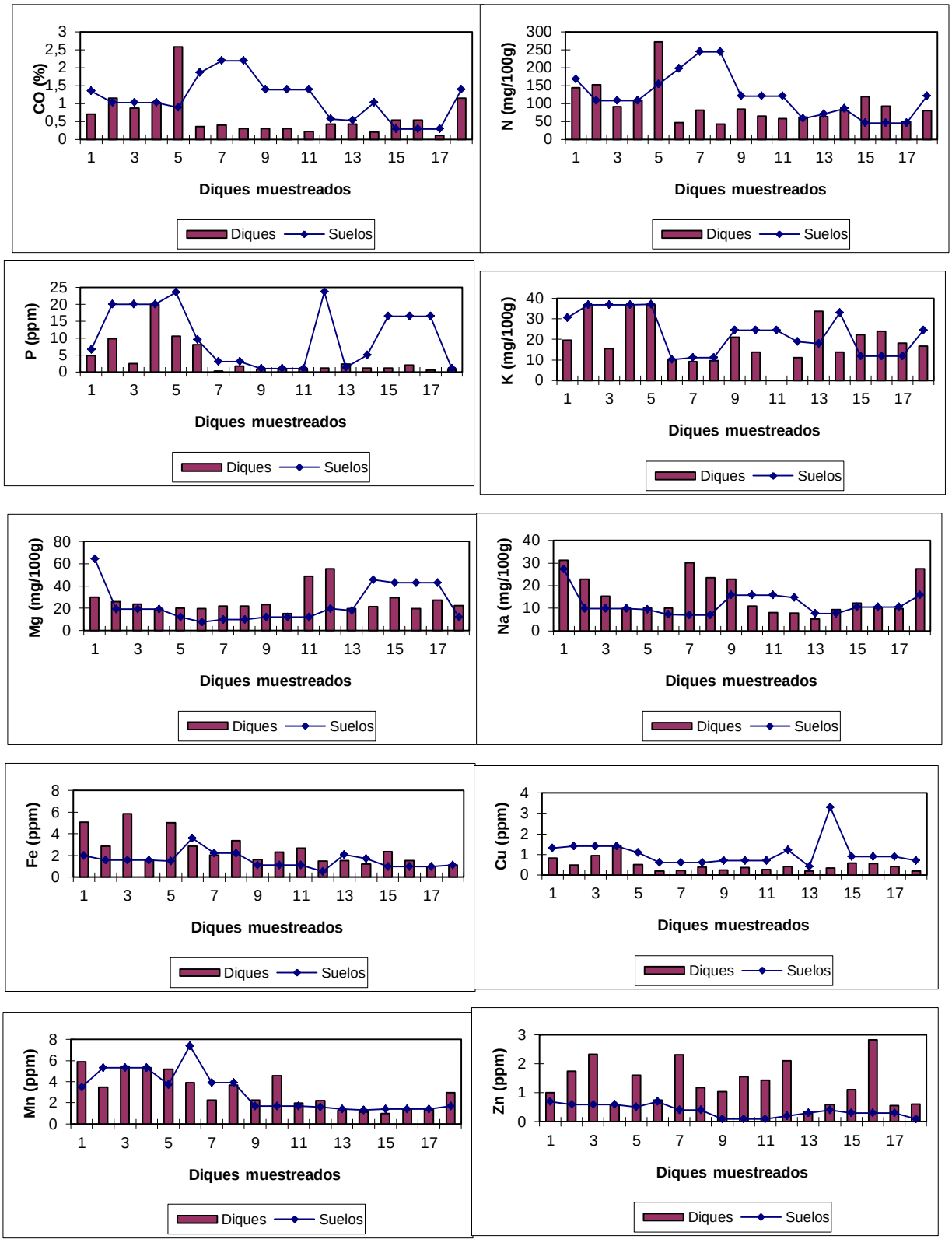
Nº Dique	UTM X	UTM Y	Tipo de suelo predominante	Litología predominante	Superficie cuenca (ha)	Tm totales	t.ha^{-1}año^{-1}
1	576626	4198104	Litic Leptosol	Areniscas	1290	657,9	0,07
2	573577	4202240	Calcaric Cambisol & Haplic Calcisol	Arcillas y yesos	225	373,0	0,24
3	572445	4215303	Rendsic Leptosol	Margocalizas	290	120,46	0,06
4	571853	4210233	Litic Leptosol	Dolomias y calizas	68	128,1	0,27
5	571370	4208222	Petric Calcisol	Gravas, arenas y limos	400	125,8	0,04
6	598081	4207041	Haplic Calcisol	Gravas, arenas y limos	55	3209,2	1,42
7	603218	4213219	Calcaric Regosol	Margas y areniscas	5	968,9	4,72
8	604434	4213348	Calcaric Regosol	Margas	12	637,6	7,59
9	606471	4212788	Litic Leptosol	Arcillas y yesos	4	762,2	4,65
10	612046	4215599	Litic Leptosol	Gravas, arenas y limos	30	6492,1	5,27
11	611056	4219493	Leptosol & Haplic Calcisol	Dolomías y calizas	19	239,8	0,31
12	619529	4221410	Calcaric Regosol	Dolomías y calizas	27	1425,7	1,29
13	613056	4222338	Haplic Calcisol	Areniscas	16	564,0	0,86
14	620222	4227345	Calcaric Regosol	Margocalizas	28	3168,4	2.76
15	620684	4229910	Calcaric Regosol	Margocalizas	16	878,0	1.34
16	625212	4229445	Litic Leptosol	Gravas, arenas y limos	39	5587,1	3.49
17	624098	4228989	Calcaric Regosol	Margas	25	2787,6	2,72
18	623849	4231119	Litic Leptosol	Arcillas y yesos	12	65,0	0,13
Media					**142.28**	**1.566,2**	**1,73**

Tabla 1: Localización de muestras, tipos de suelo, litología, superficie y tasas de erosión.

Los valores de nitrógeno en las muestras siguen un comportamiento paralelo al de la materia orgánica (Figura 2) porque el nitrógeno se encuentra en forma inorgánica en un 1 %, directamente asimilable por la planta, o como constituyente de la parte orgánica del suelo, en un 99 %, no directamente asimilable. La velocidad de mineralización depende de la actividad microbiana y por tanto de las condiciones ambientales y está muy favorecida por ello en los suelos de la zona. Las muestras con mayores valores de nitrógeno total, que incluso superan los 200 mg/100g, son las que presentan también elevados contenidos en carbono orgánico, correspondiendo a Leptosoles y Calcisoles pétricos.

Si se relacionan el carbono orgánico con el N se encuentran valores de R^2 muy elevados, tanto en los sedimentos de los diques como en los suelos, por lo que los coeficientes de correlación son también muy altos, 0.90 en los diques y 0.93 en los suelos.

Respecto a los macronutrientes en general, los suelos han perdido cantidades notables de Mg, N y K. No obstante, se observa que no todas las cuencas vertientes a los diques se comportan de igual manera (Figura 2). El dique 5 presenta valores muy elevados de CO y N en relación a los suelos originales. Los valores de P son siempre más bajos que los suelos de referencia, no parece movilizarse fácilmente el fósforo. En cuanto al Mg, a excepción de los diques 1, 14, 15, 16 y 17, los suelos tienen mayores cantidades de este macronutriente que los suelos.



Respecto a los micronutrientes, los sedimentos de todos los diques están notablemente enriquecidos en Zn. En más del 60% de los diques se ha medido mayor cantidad de Fe que en los suelos de referencia; lo mismo ocurre con el Mn en el 45% de los diques (Figura 2).

Para los diferentes macro y micronutrientes presentes en sedimentos y suelos, se han calculado los coeficientes de correlación, y en los únicos en donde la correlación es significativa es el P, K y Mn con 0.49, 0.51 y 0.66 respectivamente. En el resto de los elementos la cantidad presente en los diques no está correlacionada con la que existe en los suelos fuente.

Por diques, las mayores tasas de pérdidas de nutrientes se concentran preferentemente en los diques 7, 8, 9 y 10, a excepción del P que presenta valores muy bajos en el dique 7 (Figura 2). Destaca también el dique 17 en pérdidas de N, K, Mg, Cu y Zn. Es de mencionar que todos estos diques presentan también las mayores tasas de pérdidas de suelo calculadas.

Se ha comprobado como la pérdida de nutrientes está directamente relacionada con la concentración inicial en el suelo de origen, las precipitaciones, las escorrentías y el contenido de materiales coloidales en el suelo (Mathan & Kannan, 1993), pero también con el potencial erosivo de los suelos. Así nosotros hemos constatado la vinculación entre tasas de erosión y tasas de pérdidas de nutrientes. Se observa como las mayores correlaciones se dan en el CO, Mg, Cu con un coeficiente de 0.96, seguido de Fe y Mn con un coeficiente de 0.94. Por el contrario, Na y P tienen un coeficiente de correlación de 0.48 y 0.60 respectivamente. Debido a su baja solubilidad, la concentración de P disuelto en el agua de escorrentía normalmente es muy pequeña (Mathan & Kannan 1993). Todas las correlaciones son positivas, por lo que a mayor tasa de erosión mayor tasa de pérdida de nutrientes.

En relación con lo anterior se ha observado como los diques que tienen las mayores pérdidas de nutrientes (en especial de N, K, Mg, Cu y Zn) presentan también las mayores tasas de pérdidas de suelo y, en general, se corresponden con cuencas de pequeña superficie (Tabla 1); y a la inversa, las cuencas de mayor superficie poseen tasas de erosión de suelos y tasas de pérdidas de fertilidad menores, siendo el coeficiente de correlación entre la superficie de cuenca vertiente a los diques y la tasa de erosión de -0.51. La justificación se encuentra en que en los diques con cuencas vertientes grandes, aunque igualmente se produce erosión y movilización de sedimentos y nutrientes, estos no siempre llegan a depositarse en el dique, existiendo zonas de sedimentación intermedias, que sólo se movilizarán ante episodios de lluvias de alta intensidad.

Se han calculado los valores de pérdidas de fertilidad totales, tanto de macro como de micronutrientes a partir de las tasas de erosión y de la concentración de estos elementos en los sedimentos (Figura 3). Las tasas de pérdida anual de fertilidad son importantes en todos los suelos, aunque los valores más elevados se observan predominantemente en Regosoles calcáricos.

Las pérdidas de CO de los suelos y que se han retenido en los 15 diques analizados se estima en más de 6.000 kg.ha^{-1}.año^{-1}, las de N en 1.274 kg.ha^{-1}.año^{-1}, las de Mg en 465 kg.ha^{-1}.año^{-1} y las de K en 282 kg.ha^{-1}.año^{-1}. Los micronutrientes, con cantidades mucho menores, como le corresponde, también son muy elevadas: 6.1 kg/ha^{-1}.año^{-1} de Mn, 4.5 kg/ha^{-1}.año^{-1} de Fe y 3.6 kg/ha^{-1}.año^{-1} de Zn. El cobre es el nutriente que menor movilidad ha tenido. Las cantidades de sodio también son muy importantes, estimándose en 971 kg/ha^{-1}.año^{-1} (Figura 3), explicable por su presencia en sales muy solubles.

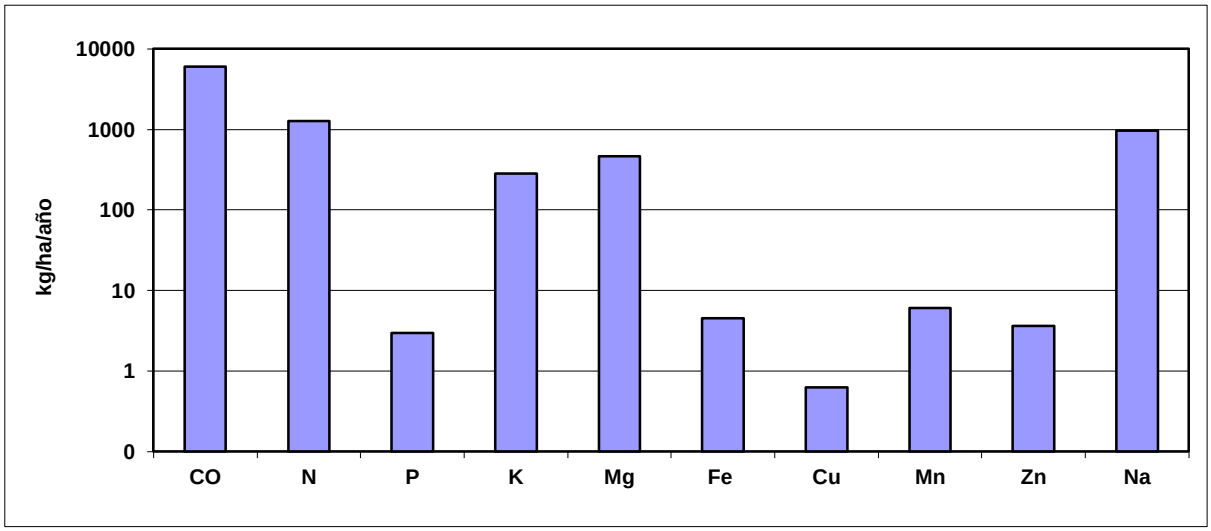


Figura 3: Evaluación de pérdidas totales de fertilidad en las cuencas receptoras a los diques.

Conclusiones

Una de las más importantes consecuencias de la erosión es la pérdida de fertilidad. Los cambios en las propiedades del suelo, provocados por la erosión, producen alteraciones en su nivel de fertilidad, fundamentalmente la disminución de la profundidad efectiva y la remoción desigual del mismo. La reducción en los contenidos de carbono y nitrógeno es significativa y se da una disminución también en todos los macro y micronutrientes.

Las tasas de pérdidas de fertilidad son importantes en todos los suelos, aunque los valores más elevados se dan en Regosoles calcáricos, que son los suelos que también sufren mayor erosión.

Las cantidades de MO en los suelos fuente es pequeña y también lo es la tasa de enriquecimiento de los sedimentos de los diques en este constituyente. Es de mencionar como, a nivel general, los suelos más empobrecidos en MO son también los que más la pierden, hecho que se puede justificar en nuestra área de estudio, por la escasa estabilidad estructural de estos suelos y su degradación, lo que favorece los procesos de erosión.

Se ha comprobado la relación entre superficie de cuenca vertiente y pérdidas de nutrientes; a mayor superficie de cuenca la pérdida de nutrientes es menor. Igualmente se ha constatado que a nivel general, a mayor tasa de pérdidas de suelo, mayor tasa de pérdida de nutrientes.

Después del estudio realizado, se puede asegurar que los diques de corrección hidrológica son un instrumento de análisis muy útil para poder estimar las pérdidas de fertilidad en sus cuencas vertientes.

Bibliografia

ALBERTS, EE & MOLDENHAUER, W.C. (1981): Nitrogen and phosphorus transported by eroded soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 391-396.

ALIAS PÉREZ, L.J.; ORTIZ SILLA, R.; HÉRNANDEZ BASTIDA, J., MARTÍNEZ SÁNCHEZ, M.J., LÓPEZ CAMBRONERO., B (1986a). Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos Esca1a 1:100.000. Mula (912). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA y Universidad de Murcia.

ALIAS PÉREZ, L.J.; ORTIZ SILLA, R.; HÉRNANDEZ BASTIDA, J., MARTÍNEZ SÁNCHEZ, M.J. & LÓPEZ CAMBRONERO, B (1986b). Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos Esca1a 1:100.000. Calasparra (890). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA y Universidad de Murcia.

ALIAS PÉREZ, L.J.; ORTIZ SILLA, R, LÓPEZ CAMBRONERO, B (1987a). Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos Esca1a 1:100.000. Cehegin (911). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA y Universidad de Murcia.

ALIAS PÉREZ, L.J.; ORTIZ SILLA, R, LÓPEZ CAMBRONERO, B (1987b). Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos Esca1a 1:100.000. Coy (932). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA y Universidad de Murcia.

ALIAS PÉREZ, L.J.; ORTIZ SILLA, R.; MARTINEZ SÁNCHEZ, J.; LINARES MORENO, P. & MARIN SANLEANDRO, P. (1990): Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos Esca1a 1:100.000 (Zarcilla de Ramos). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA y Universidad de Murcia.

ALIAS PÉREZ, L.J.; MARTINEZ SÁNCHEZ, J.; LINARES MORENO, P.; SANCHEZ NAVARRO, A. & MARIN SANLEANDRO, P. (1991): Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos Esca1a 1:100.000. Caravaca (910). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA y Universidad de Murcia.

ALÍAS, L.J., LÓPEZ BERMÚDEZ, F., MARÍN SANLEANDRO, P, ROMERO DÍAZ, M.A. & MARTÍNEZ, J. (1997). Clay minerals and soil fertility loss son Petric Calcisol under a semiarid Mediterranean environment. *Soil Techhology*, 10: 9-19.

ANNE. (1945). Dosage rapide du carbone organique dans les sols. *Ann. Agro.*,15 : 161-172.

DO PRADO WILDNER, L & DA VEIGA, M. (1992): Conservación y rehabilitación de tierras en América Latina. Erosión y pérdida de fertilidad del suelo. ~~http://www.fao.org.htm~~.

DUCHAUFOUR, PH. 1970. Pedologie. Masson. París.

EL-SWAIFY, S. A. & DANGLER, E. W. (1982): Rainfall Erosion in the Tropics: A State-of-the Art. In: Syposium on Soil Erosion and Conservation in the Tropics. American Soil Association, Fort Collins. 1-24 pp.

FAO-ISRIC-ISUS. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos. 103. Roma.

HERNÁNDEZ LAGUNA, E., MARTÍNEZ LLORIS, M. & ROMERO DÍAZ, A. (2004): Determinación del volumen de sedimentos retenidos en diques de corrección hidrológica. *VIII Reunión Nacional de Geomorfología*. Toledo. In G. Benito & A. Díez Herrero (Eds.), *Riesgos Naturales y Antrópicos, en Geomorfología*. SEG y CSIC, Voll, 201-210.

LINDSAY, W.L & NORWELL, W.A. (1969): Development of a DTPA micronutrient soil test. *Agron, Abstr*, 84.

MARÍN, P., ORTIZ, R. ROMERO, A. & MARTÍNEZ, M. (2005): Caracterización fisico-química de los sedimentos retenidos en diques de corrección hidrológica y su relación con la degradación de suelos. Cuenca del Río Quipar, Sureste de España. En R. Jiménez Ballesta y A.M. Alvarez González (eds). Control de la degradación de suelos.

MASSEY HF, JAKSON & HAYS OE. (1953): Fertility erosion on two Wisconsin Soils. *Agron. J*. 45: 543-547.

MATHAN, KK. & KANNAN, N. (1993): Influence of rainfall on nutrient loss in sediment and runoff water in two watersheds under contrasting landscape systems. *J. Indian Soc. Soil Sci*. 41: 606-608.

MURPHY, J. y RILEY, J.P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27, 31-36.

OLSEN, S.R. & DEAN, L.A. (1965). Phosphorus. En C.A. Black, Ed. Methods of Soil Analysis, part 2, 1044-1045. *Amer. Soc. Agronomy*, Inc. Madison, Wis.

ROMERO DÍAZ, A., MARTÍNEZ LLORIS, M., ALONSO SARRÍA, F., BELMONTE SERRATO,F., MARÍN SANLEANDRO, P., ORTÍZ SILLA, R., RODRÍGUEZ ESTRELLA, T. & SÁNCHEZ TORIBIO, M.I. (2007): Los diques de corrección hidrológica. Cuenca del Río Quipar (Sureste de España). Ediciones de la Universidad de Murcia, 270 pp., Murcia.

SHARPLEY, A.N. 1985. The selective erosión of plant nutrients in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J*., 49: 1527-1534.

WATANABE, F.S. & OLSEN, S.R. (1965): Test of ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO3 extracts from soil. *Soil Sci.Soc. Am. Proc.*, 677-678.

Potencialidad del uso de ^{137}Cs en estudios de erosión en la región Andino Patagónica: primeros resultados

Ludmila La Manna[1] y Ana Navas[2]

[1] Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico; Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco; CONICET. Esquel. Argentina. llamanna@ciefap.org.ar
[2] Departamento de Suelo y Agua, Estación Experimental Aula Dei (EEAD-CSIC). Avda Montañana 1005. 50059 Zaragoza. España anavas@eead.csic.es

Resumen

Una de las metodologías actuales más utilizadas para cuantificar pérdida de suelo es la aplicación de técnicas radiométricas, siendo el radionucleido artificial ^{137}Cs uno de los más difundidos. Este estudio propone evaluar la potencialidad del uso de técnicas radiométricas para estudios de erosión en suelos de la región Andino Patagónica.
Como primer requisito es necesario establecer inventarios de referencia de ^{137}Cs en zonas llanas, estables y prístinas que no hayan sufrido erosión o acumulación de suelo. Se seleccionaron dos sitios cercanos a la localidad de Esquel, Chubut, Argentina (42°54´ Latitud Sur, 71°22´ Longitud Oeste), correspondientes a bosques inalterados de *Maytenus boaria*, ubicados en una posición estable y plana. La precipitación del área es de 600 mm anuales y los suelos son de origen volcánico y texturas francas. En cada sitio se tomaron muestras fraccionadas cada 5 cm y muestras totales hasta una profundidad de 45 cm, incluyendo un total de 11 puntos de referencia.
Se encontró una importante variación entre los perfiles analizados, lo que demuestra que algunos de los puntos muestreados han podido ser disturbados probablemente por fauna. La profundidad de penetración del ^{137}Cs alcanzó un máximo de 20 cm en uno de los perfiles. Los inventarios de referencia de ^{137}Cs, incluyendo únicamente los puntos que no han sido disturbados, están en un rango de entre 199 a 229 Bq m^{-2}. Los resultados evidencian la necesidad de profundizar en el muestreo, incrementando el número de réplicas y sitios de muestreo, y acotando la profundidad de las muestras totales. Si bien se trata de un estudio preliminar, los valores del inventario de ^{137}Cs resultan promisorios para el uso de esta técnica en la valoración de procesos de redistribución del suelo en la región Andino Patagónica.

Introducción

La Patagonia argentina se ve afectada por procesos de degradación de suelos, originados principalmente por sobrepastoreo (Paruelo & Aguiar 2003). Se estima que el 67.2 % de la Patagonia sufre procesos moderadamente severos a muy severos de desertificación (Del Valle et al. 1998).
Los fenómenos de erosión han sido intensamente estudiados en la zona más árida de la Patagonia Argentina (v.gr. Rostagno 1989, Ares et al. 1990, Parizek et al. 2002), sin embargo es escasa la información disponible sobre la región andina. No obstante, se reconoce que los suelos del área cordillerana sufren un proceso progresivo de degradación, como consecuencia del desmonte asociado al sobrepastoreo, y de los incendios forestales, también asociados a un posterior sobrepastoreo (Irisarri et al. 1995, DGB&P 1998).
En la Región Andino Patagónica la ceniza volcánica es el material original predominante de los suelos (Irisarri & Mendía 1997). Se ha demostrado que la erosión en suelos volcánicos involucra la fragmentación de agregados grandes por el impacto de la lluvia y el subsecuente transporte por escorrrentía de agregados pequeños, estables y de baja densidad aparente (Rodríguez et al. 2002, Armas et al. 2004). Así, estudios de riesgo de erosión en el continente europeo consideran a los suelos volcánicos como extremadamente vulnerables a la erosión (van der Knijff et al. 2000).
Una de las metodologías actuales más utilizadas para cuantificar pérdida de suelo y redepósito es la aplicación de técnicas radiométricas, siendo el radioisótopo ^{137}Cs uno de los más difundidos (Ritchie & Ritchie 2008). La utilización de ^{137}Cs, el cual ha sido introducido en el paisaje como consecuencia de pruebas nucleares, se basa en que el depósito de este radionucleido es uniforme en cada zona climática y es rápidamente adsorbido por el suelo (Ritchie 1998). Esta técnica sólo puede ser utilizada en áreas donde el depósito de ^{137}Cs en el suelo sea lo suficientemente grande como para permitir una cuantificación precisa, siendo Argentina, por su posición latitudinal, un área adecuada (García Agudo 1998). Esta técnica ha sido utilizada con buenos resultados en una cuenca de la región pampeana (Buján et al. 2000, 2003), en una zona semiárida de la región de Cuyo en Argentina (Juri Ayub et al. 2008) y en el centro-sur de Chile (Schuller et al. 1999, 2000).

En la cuantificación de la erosión se utilizan modelos que relacionan la pérdida/ganancia de suelo con la pérdida/ganancia del isótopo radiactivo ^{137}Cs, utilizando como referencia un sitio no afectado por erosión ni sedimentación (Soto & Navas 2004, 2008). Así, como primer requisito para utilizar esta técnica es necesario establecer inventarios de referencia de ^{137}Cs en zonas llanas, estables y prístinas que no hayan sufrido erosión ni acumulación de suelo.
El objetivo de este estudio, de índole preliminar, fue evaluar la potencialidad del uso de ^{137}Cs en estudios de erosión en la región Andino Patagónica mediante la valoración de inventarios de referencia.

Materiales y métodos

Se seleccionaron dos sitios cercanos a la localidad de Esquel, Chubut, Argentina (Figura 1), correspondientes a bosques inalterados de *Maytenus boaria*, ubicados en una posición estable y plana. La precipitación del área es de 600 mm anuales.
En cada sitio se realizó una calicata para la descripción del perfil de suelo.

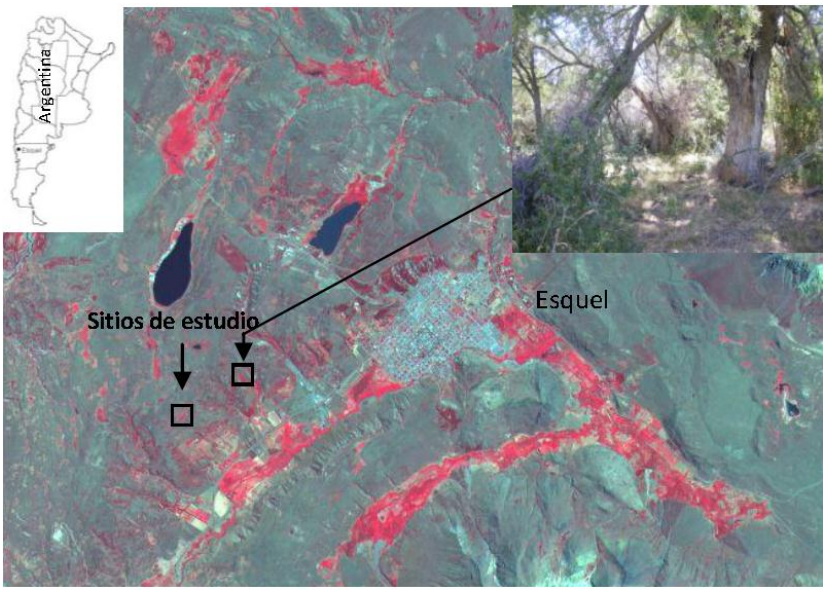


Figura 1. Ubicación del área de estudio y detalle de un sitio de referencia.

Para el muestreo de ^{137}Cs, se tomaron perfiles seccionados con muestras fraccionadas cada 5 cm y perfiles totales hasta una profundidad de 45 cm, incluyendo un total de 11 puntos de referencia.
Las muestras se secaron y tamizaron por malla de 2 mm. Submuestras de 50g se utilizaron para realizar los análisis de la actividad de ^{137}Cs que emite rayos gamma con una energía conocida y característica (662 keV). Las determinaciones se realizaron mediante un espectrómetro de rayos gamma con un detector coaxial de germanio hiperpuro, de alta resolución (1.9 KeV) y bajo fondo, con una eficiencia del 30 %. Se utilizaron patrones certificados en muestras de calibración con la misma geometría de las muestras analizadas. El tiempo de conteo fue de 86000 s y el error de la medida fue inferior al 5%.
Para cada muestra de suelo analizada se obtuvo un valor de actividad por unidad de masa (Bq kg^{-1}) el cual fue convertido en una medida de carga por unidad de área, conocida como inventario (Bq m^{-2}), teniendo en cuenta la densidad de la muestra de suelo. El inventario total de ^{137}Cs en un punto se determinó como la suma de los inventarios de cada intervalo del perfil seccionado de suelo.
Algunas propiedades químicas y físicas de las muestras fueron también determinadas.

Resultados y discusión

Los suelos de los sitios de referencia correspondieron a perfiles desarrollados a partir de ceniza volcánica, material original predominante en la región (Figura 2). Las propiedades químicas y físicas de las muestras se detallan en la Tabla 1.

Descripción geomórfica: Ladera de valle glacifluvial

Pendiente: Orientación: E (120°) Gradiente: 8°

Drenaje: Bien drenado Fragmentos superficiales: ausentes

Material parental: ceniza volcánica sobre depósito glacifluvial

DESCRIPCIÓN PERFIL

Oi	0 – 0,5cm	Restos de hojas de maitén ligeramente descompuestas.
Oa	0,5 – 1c	
Hz A	1 – 40cm	Pardo muy oscuro (10YR 2/2) en húmedo. Franco. Granular, moderada, media. Raíces medias y finas, en toda el área. Reacción al FNa: negativa. Límite claro, plano.
Hz AC	40 – 78cm	Negro (10YR 2/1) en húmedo. Franco. Bloques subangulares fuertes, medios. Raíces medias y finas, en toda el área. Reacción al FNa: negativa. Límite claro, plano.
Hz C 1	78 – 120cm	Gris muy oscuro (10YR 3/1) en húmedo. Franco. Bloques subangulares, moderados, finos. Raíces medias y finas, en toda el área. Reacción al FNa: negativa. Límite claro, plano.
Hz 2C2	120-142cm	Pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/2) en húmedo. Arcilloso. Bloques subangulares con tendencia a masivo. . Raíces medias y finas, en toda el área. Reacción al FNa: negativa. Límite abrupto, plano.
Hz 2C3	142+	Pardo (10YR 4/3) en húmedo. Arcilloso. Masivo. . Raíces gruesas y medias. Escasos moteados y rasgos redoximórficos. Acumulaciones de materia orgánica. 10% de fragmentos gruesos, grava fina. Reacción al FNa: negativa.

Figura 2. Descripción de un perfil de suelo representativo de los sitios de referencia.

Tabla 1. Valores medios y error estándar de propiedades químicas y físicas de las muestras superficiales (0-5 cm) y totales (0-40 cm).

Profundidad		MO (%)*	pHactual	pHNaF2´**	pHNaF60¨**	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
0-5	Media	**11.23**				**43.85**	**49.53**	**6.63**
	Error estándar	3.35				2.74	3.60	0.93
0-40	Media	**12.75**	**7.04**	**8.72**	**9.15**	**47.43**	**48.67**	**3.90**
	Error estándar	1.14	0.18	0.08	0.06	6.47	6.19	0.35

* Materia orgánica determinada mediante el método de pérdida de peso por ignición (Davies 1974).

**Los valores de pH NaF sugieren la presencia de haloisita y transición haloisita-imogolita

La profundidad de penetración del ^{137}Cs alcanzó un máximo de 20 cm en uno de los perfiles; en tanto que en los otros, sólo fue detectable hasta 5 o 10 cm (Tabla 2). Los perfiles de actividad de ^{137}Cs mostraron un patrón decreciente en profundidad (Figura 2) en concordancia con lo reportado en otras áreas de vegetación natural (Navas et al., 2005, 2012).

La importante variación encontrada en los perfiles de suelo sugiere que algunos de los puntos muestreados han podido ser disturbados probablemente por fauna. En la mayoría de las muestras totales el contenido de ^{137}Cs no fue detectable, debido probablemente a un efecto de dilución de la muestra (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de actividad e inventario de ^{137}Cs para cada profundidad y punto de muestreo.

Punto	Profundidad	Actividad ^{137}Cs [Bq kg^{-1}]	Inventario ^{137}Cs [Bq m^{-2}]	Inventario Total ^{137}Cs [Bq m^{-2}]
1	0-5	3.75	59.94	
1	5-10	2.85	80.06	
1	10-15	0.00	0.00	140.00
2	0-5	4.75	99.55	
2	5-10	2.01	52.12	
2	10-15	1.47	42.58	
2	15-20	0.13	4.47	198.73
3	0-5	1.51	37.45	
3	5-10	0.00	0.00	
3	10-15	0.00	0.00	37.45
4	0-45	0.00	0.00	0.00
5	0-45	0.00	0.00	0.00
6	0-45	1.29	229.03	229.03
7	0 -5	0.41	21.15	
7	5-10	0.00	0.00	
7	10-15	0.00	0.00	21.15
8	0-5	4.11	136.05	
8	5-10	2.01	73.08	
8	10-15	0.00	0.00	209.13
9	0-45	0.00	0.00	0.00
10	0-45	0.00	0.00	0.00
11	0-45	0.00	0.00	0.00

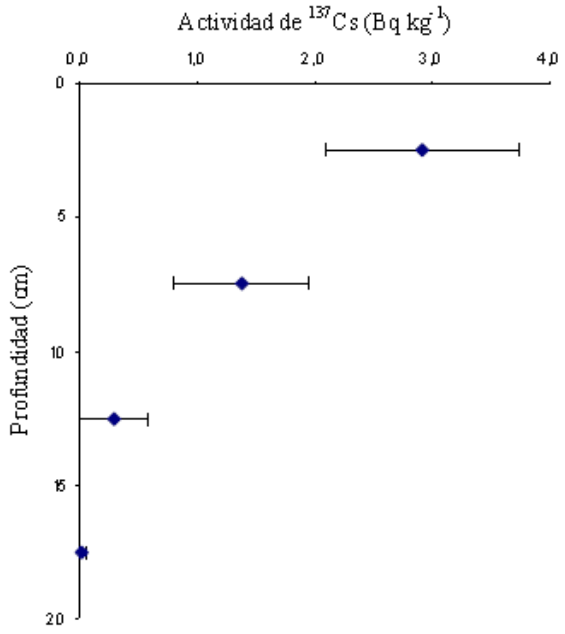


Figura 2. Valores medios y error estándar de la actividad de ^{137}Cs (Bq kg^{-1}) en muestras de suelo para los distintos intervalos de profundidad.

Los inventarios de referencia de ^{137}Cs, incluyendo únicamente los puntos que no han sido disturbados, estuvieron en un rango de entre 199 a 229 Bq m^{-2}. Si bien se trata de un estudio preliminar, los valores del

inventario de ^{137}Cs resultan promisorios para el uso de esta técnica en la valoración de procesos de redistribución del suelo en la región Andino Patagónica.

Consideraciones finales

Los resultados de este estudio evidencian la necesidad de profundizar en la temática. En el futuro se prevé incrementar el número de réplicas y sitios de muestreo, acotando la profundidad de las muestras totales. A su vez, se prevé ahondar en la valoración de esta técnica en sitios de la misma latitud y sometidos a mayores precipitaciones, dado que en la región de estudio existe un fuerte gradiente longitudinal de precipitación y el depósito de ^{137}Cs está fuertemente influenciado por este parámetro.

Bibliografía

Ares J, Beeskow AM, Bertiller M, Rostagno M, Irisarri M, Anchorena J, Defossé GE & Merino C. 1990. Structural and dynamic characteristics of overgrazed lands of northern Patagonia, Argentina. En: Bremeyer A (ed.), Managed grasslands: regional studies, Elsevier, Amsterdam, pp. 149-175.

Armas CM, Arbelo CD, Guerra JA, Mora JL, Notario JS & Rodríguez AR. 2004. Erodibility of forest Andosols and soil properties. XIII International Soil Conservation Organization Conference, Brisbane, Julio 2004. 4p

Buján A, Santanatoglia O, Chagas C, Massobrio M, Castiglioni M, Yáñez M, Ciallella H & Fernández J. 2000. Preliminary study on the use of the 137Cs method for soil erosion investigation in the pampean region of Argentina. Acta Geológica Hispánica 35: 271-277.

Buján A, Santanatoglia O, Chagas C, Massobrio M, Castiglioni M, Yáñez M, Ciallella H & Fernández J. 2003. Soil erosion in a small basin through the use of 137Cs technique. Soil and Tillage Research 69(1-2):127-137.

Davies BE. 1974. Loss-on ignition as an estimate of soil organic matter. Soil Science Proceedings 38: 150.

Del Valle HF, Elissalde N, Gagliardini D & Milovich J. 1998. Status of desertification in the Patagonian region: Assessment and mapping from satellite imagery. Arid Land Research and Management 12(2): 95–121.

DGB&P (Dirección General de Bosques y Parques de la provincia del Chubut). 1998. La desertificación en el área cordillerana de la Provincia del Chubut. Patagonia Forestal 4(2): 2-3.

Garcia Agudo E. 1998. Global distribution of 137Cs inputs for soil erosion and sedimentation studies. En: Use of 137Cs in the study of Soil erosion and sedimentation. IAEA-tecdoc-1028. Viena, Austria.

Irisarri JA & Mendía JM. 1997. Relaciones suelo - paisaje en la evaluación de la potencialidad forestal de la región central andino - patagónica, Argentina. Bosque 18: 21 – 30.

Irisarri JA, Mendía JM, Roca C, Buduba CG, Valenzuela MF, Epele F, Fraseto F, Ostertag G, Bobadilla S & Andenmatten E. 1995. Zonificación de las tierras para la aptitud forestal de la Provincia del Chubut. Dirección General de Bosques y Parques de la Provincia del Chubut. Chubut. Formato digital.

Juri Ayub J, Velasco RH, Rizzotto M, Quintana EE & Aguiar JC. 2008. Soil and plants content of 40K, 137Cs and 226Ra in a seminatural grassland in central Argentina. AIP Conference Proceedings, 1034: 273 – 276.

Navas A, Machín J & Soto J. 2005. Assessing soil erosion in a Pyrenean mountain catchment using GIS and fallout 137Cs. Agriculture, Ecosystems & Environment, 105: 493-506.

Navas A, López-Vicente M, Gaspar L & Machín J. 2012. Assessing soil redistribution in a complex karstic catchment using fallout 137Cs and GIS. Geomorphology, 10.1016/j.geomorph.2012.03.018.

Parizek E, Rostagno CM & Sottini R. 2002. Soil erosion as affected as shrub encroachment in northeastern Patagonia. Journal of Range Management 55:43-48.

Paruelo J & Aguiar M. 2003. Impacto humano sobre los ecosistemas: el caso de la desertificación. Ciencia Hoy 13 (77): 48-59.

Rodríguez Rodríguez A, Arbelo C, Guerra J & Mora J. 2002. Erosión hídrica en Andosoles de las Islas canarias. Edafologia 9(1): 23-30.

Rostagno CM. 1989. Infiltration and sediment production as affected by soil surface conditions in a shrubland of Patagonia, Argentina. Journal of range management 42(5): 382-385.

Ritchie JC. 1998. 137Cs use in estimating soil erosion: 30 years of research. En: Use of 137Cs in the study of Soil erosion and sedimentation. IAEA-tecdoc-1028. Viena, Austria.

Ritchie JC & Ritchie CA. 2008. Bibliography of publications of 137Cesium studies related to erosion and sediment deposition. Hydrology and Remote Sensing Laboratory. USDA. Formato digital.

Schuller P, Sepúlveda A, Ellies A & Castillo A. 1999. Utilización de 137Cs en cuantificación de erosión y sedimentación en un Palehumult de la IX Región. Agro Sur 27(1): 29-36.

Schuller P, Sepúlveda A, Trumper RE & Castillo A. 2000. Application of the 137Cs technique to quantify soil redistribution rates in Paleohumults from Central-South Chile. Acta Geológica Hispánica 35: 285-290.

Soto J & Navas A. 2004. A model of 137Cs activity profile for soil erosion studies in uncultivated soils of Mediterranean environments. Journal of Arid Environments 59 (4): 719-730.

Soto J & Navas A. 2008. A simple model of Cs-137 profile to estimate soil redistribution in cultivated stony soils. Radiation Measurements, 43: 1285-1293.

van der Knijff JM, Jones R & Montanarella L. 2000. Soil Erosion Risk Assessment in Europe. European Soil Bureau, European Commission. 38p. Disponible en: www.preventionweb.net/files/1581_ereurnew2.pdf

Utilização de fibra de coco, turfa e estrume de frango na formulação de substratos para cultivo de plantas aromáticas envasadas em modo de produção biológico

Carlos Matos[1], Ernesto Vasconcelos[1], Fernanda Cabral[1], Ricardo Silvestre[2] e Henrique M. Ribeiro[1]

[1]UTL, Inst. Superior de Agronomia, UIQA, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa (henriqueribe@isa.utl.pt).
[2]Teciplante – Viveiros de Plantas, Lda., Estrada Nacional 8, km 122,3, Aljubarrota.

Resumo

O cultivo de plantas envasadas em modo de produção biológico (MPB) está dependente de substratos orgânicos certificados para este modo de produção cujo custo de aquisição é, frequentemente, muito superior ao dos substratos utilizados na produção convencional, aumentando de forma considerável os encargos. Neste contexto, desenvolveu-se o presente trabalho, que teve como objetivo principal a formulação de um substrato, com custo inferior ao dos substratos comerciais certificados para MPB, a partir de materiais autorizados neste modo de produção. Como componentes base do substrato utilizaram-se turfa e fibra de coco (não fertilizadas) e, como fertilizante, estrume de frango criado em MPB, tendo-se otimizado a proporção destes materiais no substrato final.
A adição de estrume de frango à turfa e à fibra de coco originou aumentos significativos e lineares da condutividade elétrica (CE) do substrato, verificando-se que percentagens de estrume superiores a 5% (volume em volume) conduziram a valores de CE superiores ao recomendável para plantas envasadas.
No estudo do efeito de diferentes proporções de turfa e fibra de coco (com igual fertilização base: 5% de estrume de frango) no crescimento vegetativo de alecrim (*Rosmarinus officinalis*), alfazema (*Lavandula angustifólia*), tomilho (*Thymus vulgaris*) e santolina (*Santolina chamaecyparissus*), verificou-se que as plantas cultivadas na modalidade constituída por 1/3 de fibra de coco e 2/3 de turfa apresentaram os melhores resultados. Efetivamente, os parâmetros altura da planta, diâmetro do tufo, peso seco e fresco da parte aérea e peso seco da raiz das plantas cultivadas neste substrato apresentaram valores iguais, e em alguns casos superiores, aos observados nas plantas cultivadas no substrato comercial.
Assim, foi possível formular um substrato para produção de plantas aromáticas envasadas, a partir de materiais autorizados no cultivo em MPB, com um custo inferior e um desempenho idêntico ao dos substratos comerciais certificados para este modo de produção.

Palavras-chave: Modo de Produção Biológico, plantas aromáticas, cultura em vaso, substratos.

Abstract

Production of potted aromatic plants under organic farming (OF) system depends on the availability of certified organic substrates which are much more expensive than conventional substrates, increasing production costs. So, the main objective of this study was to obtain a substrate for the production of organic potted aromatic plants, using mixtures of materials authorized for organic farming production (unfertilized peat, coconut coir and chicken manure from OF) with a lower cost than the available commercial substrates.
Increasing the percentage of poultry manure on the mixture significantly increased the substrate electric conductivity (EC), as a result of its high soluble salt content. Percentages higher than 5 % of poultry manure (v/v) led to values of the substrate EC higher than those recommended for potted plants.
Studying the effect of different proportions of peat and coir in the substrate, the best growth of *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula angustifólia*, *Thymus vulgaris* and *Santolina chamaecyparissus*, was obtained with the substrate consisting of 1/3 coir + 2/3 peat, fertilized with poultry manure (5% v/v). Plants growth in this substrate was identical, and for some parameters even higher, than growth obtained on the commercial substrate. Therefore, the materials tested in this study can be successfully used, in the convenient ratios, as substrate components for organic production of potted aromatic plants.

Keywords: Organic Farming, aromatic plants, potted plants, substrate.

Introdução

A produção de ervas aromáticas exige conhecimentos técnicos, nomeadamente ao nível da relação cultura/características edafo-climáticas da região de modo a permitir produzir plantas com a qualidade exigida pelos consumidores. Para ter sucesso nesta área é essencial uma boa interação com os circuitos de comercialização que pode ser obtida não só através da produção de um produto de qualidade mas também

pela sua diferenciação em relação à concorrência. Uma forma de conseguir esta diferenciação é a produção em modo de produção biológico. Este modo de produção apresenta no entanto alguns desafios a ultrapassar. Com efeito, por exemplo, na produção de plantas aromáticas envasadas, os substratos comerciais autorizados são caros, o que tem como consequência um aumento efectivo dos custos de produção.

Um substrato tem como funções suportar fisicamente as plantas e fornecer água e nutrientes necessários ao seu crescimento (Mejias e Ruano, 1990). Seja qual for o substrato utilizado, deve apresentar um conjunto de propriedades químicas, físicas e biológicas compatíveis com o bom desenvolvimento das plantas nele instaladas. Em relação às propriedades químicas podemos salientar a capacidade de troca catiónica (CTC), o pH, a disponibilidade de nutrientes e a salinidade. Quanto às propriedades físicas, destacam-se a porosidade total, a densidade aparente, a capacidade de retenção de água o arejamento e a compactação. As propriedades biológicas mais importantes são a velocidade de decomposição e a atividade microbiológica no substrato (Miner, 1994; Ribeiro *et al.*, 2001).

A turfa, muito utilizada na formulação de substratos, tem origem na decomposição lenta de musgos nomeadamente do género *Sphagnum*, plantas herbáceas ou lenhosas em condições propícias à acumulação de biomassa devido a condições de baixo pH e baixo teor de oxigénio pouco favoráveis à actividade microbiana (Maher *et a*l., 2008). Este material possui excelentes propriedades que o tornam particularmente atrativo no uso como substrato. Possui elevada porosidade, bom arejamento e ao mesmo tempo uma elevada capacidade de retenção de água e apresenta uma boa estabilidade física quando usado como substrato. O seu pH é baixo, sendo contudo fácil corrigi-lo para valores adequados através da adição de calcário. O teor de nutrientes é variável mas com uma adequada fertirrega é possível fornecer os teores adequados às plantas. A existência de um complexo de troca também facilita o fornecimento de nutrientes às plantas pois evita que estes se percam por lixiviação. Em termos biológicos, é praticamente livre de patogénios embora possa conduzir ao seu rápido desenvolvimento ao longo do ciclo cultural. A baixa densidade aparente da turfa torna o seu transporte relativamente barato (Maher *et al*., 2008). No entanto, o uso deste material no futuro está altamente condicionado devido à perda de material das turfeiras, por decomposição natural ou consumo humano para uso na agricultura ou produção de energia que excede largamente a sua reposição, o que torna a exploração deste material não sustentável a longo prazo (López, 2005). Para além disso, existem ainda as questões ambientais associadas ao uso da turfa como por exemplo a biodiversidade associada às turfeiras que é severamente afectada pela exploração destas. A tudo isto acresce o problema associado ao sequestro de carbono, dado que as turfeiras acumulam vastas quantidades deste elemento e a decomposição da turfa utilizada liberta dióxido de carbono para a atmosfera, contribuindo para o efeito de estufa (Alexander *et al.*, 2008).

A fibra de coco é constituída pelo mesocarpo fibroso do coco. O seu processamento destina-se à obtenção de fibras maiores para utilização em cordas e outros produtos. Este processo gera fibras mais pequenas e pó que constituem um resíduo com elevado interesse como substrato (López, 2005). Devido aos já referidos problemas do uso da turfa como substrato, a fibra de coco apresenta-se como um bom substituto daquela pois, embora com maior variabilidade, apresenta características físicas idênticas à turfa e características químicas adequadas ao cultivo de muitas espécies (Correia, 2006).

Materiais e métodos

Materiais utilizados na formulação dos substratos

Os substratos utilizados neste trabalho foram preparados a partir de turfa loira não fertilizada, fibra de coco e estrume de frango proveniente de agricultura biológica, crivado com malha de 1 cm. Estes materiais foram misturados em diversas proporções para utilização num ensaio laboratorial e num ensaio de vegetação. Como termo de comparação, usou-se um substrato comercial autorizado em modo de produção biológico.

Ensaio laboratorial

Com este ensaio pretendeu-se avaliar o efeito da dose de estrume no pH e na condutividade elétrica da turfa e da fibra de coco. Assim, formularam-se dois conjuntos de substratos:

- um primeiro em que se utilizou turfa loira não fertilizada como componente base do substrato à qual se adicionou doses crescentes de estrume de frango (0, 10, 20, 30, 40 e 50% em volume);
- um segundo em que o componente base foi a fibra de coco, à qual se adicionou igualmente doses crescentes de estrume de frango (0, 10, 20, 30, 40 e 50% em volume).

Nos substratos assim obtidos avaliou-se o pH, de acordo com a Norma Europeia EN 13037 (CEN, 1999a), e a condutividade elétrica, de acordo com a Norma Europeia EN 13038 (CEN, 1999b).

Ensaio de vegetação

Os resultados do ensaio laboratorial indicaram que percentagens de estrume superiores a 5% (volume em volume) conduzem a valores de CE superiores ao recomendável para plantas envasadas. Assim, no ensaio de vegetação estudou-se o efeito de diferentes substratos (Quadro 1), obtidos através de diferentes proporções de turfa e fibra de coco (com igual fertilização base: 5% de estrume de frango), no crescimento vegetativo de alecrim (*Rosmarinus officinalis*), alfazema (*Lavandula angustifólia*), tomilho (*Thymus vulgaris*) e santolina (*Santolina chamaecyparissus*)

Plantaram-se, em vasos (diâmetro de 10 cm e volume de 380 cm^3), estacas enraizadas das 4 espécies contendo os diferentes substratos durante 12 semanas (Fevereiro e Maio de 2011). No final do ensaio avaliou-se a altura das plantas, o diâmetro do tufo, o peso fresco e seco da parte aérea e o peso seco das raízes.

Quadro 1 – Percentagem, em volume, dos materiais constituintes dos substratos utilizados no ensaio de vegetação.

Modalidade	Fibra de Coco	Turfa	Estrume
A (testemunha)	Substrato comercial		
B	95	0	5
C	63.3	31.6	5
D	47.5	47.5	5
E	31.6	63.3	5
F	0	95	5

Resultados e discussão

Ensaio laboratorial

A adição de estrume à turfa conduziu a um aumento significativo do pH (Quadro 2) evidenciando um efeito alcalinizante deste material. No entanto, essa subida não foi notória nas misturas à base de fibra de coco pois o seu pH inicial é já de si elevado. Relativamente à condutividade elétrica (CE), o aumento da dose de estrume de frango adicionada à turfa e à fibra de coco originou aumentos significativos e lineares da CE do substrato. Para além disso, a subida foi, inicialmente, superior nas misturas à base de fibra de coco.

Os resultados obtidos neste ensaio indicam que a quantidade de estrume a usar na formulação de substratos deve estar condicionada à limitação imposta pelos valores de CE ao crescimento das plantas. Tendo em conta a CE da modalidade testemunha (SC) e os valores recomendados para plantas envasadas (Miner, 1994), verifica-se que percentagens de estrume superiores a 5% (volume em volume) conduzem a valores de CE superiores ao recomendável para plantas envasadas.

Os resultados obtidos estão de acordo com os observados por Herrera et al. (2008) que, trabalhando na produção de plantas de tomate com substratos contendo turfa, fibra de coco e diferentes quantidades de compostos com elevada CE, verificaram que as modalidades com maior quantidade de composto tinham valores muito elevados de condutividade elétrica, produzindo plantas de má qualidade. Efetivamente, a elevada quantidade de sais solúveis tem sido apontada como o principal fator limitante à utilização de diferentes resíduos na formulação de substratos para a produção de plantas envasadas (Gomez *et al*. 2002, Eklind et al., 1998, Ribeiro *et al.*, 2000).

Quadro 2 – Valores de pH e condutividade elétrica de substratos constituídos por turfa (T), fibra de coco (F) e quantidades crescentes de estrume de galinha (E).

Modalidade	pH	Condutividade eléctrica (mS cm^{-1})	Modalidade	pH	Condutividade eléctrica (mS cm^{-1})
T100 + E0	3,60 f	0,173 f	**F100 + E0**	6,77 c	0,115 f
T90 + E10	5,22 e	0,620 e	**F90 + E10**	8,27 a	0,810 e
T80 + E20	5,82 d	1,191 d	**F80 + E20**	7,45 b	1,530 d
T70 + E30	6,11 c	1,668 c	**F70 + E30**	7,38 bc	1,741 c
T60 + E40	7,36 a	1,895 b	**F60 + E40**	7,08 bc	2,053 b
T50 + E50	6,93 b	2,455 a	**F50 + E50**	6,97 bc	2,510 a
SC	5,63	0,328	**SC**	5,63	0,328

Nota: As modalidades assinaladas com a mesma letra na mesma coluna não apresentam entre si diferenças significativas com nível de significância de 0,05.

Ensaio de vegetação

Propriedades dos substratos

Ao contrário do ensaio anterior, em que as diferenças entre modalidades eram maioritariamente atribuídas às diferentes percentagens de estrume no substrato, no ensaio de vegetação as diferenças de pH e condutividade elétrica entre modalidades explicam-se devido às diferentes proporções usadas entre fibra de coco e turfa (Quadro 3).

Em relação ao pH verifica-se, uma tendência para a sua diminuição com o aumento da percentagem da turfa na mistura, o que está em concordância com o pH inicial mais baixo da turfa relativamente à fibra de coco. Os valores de pH das misturas com maior percentagem de fibra de coco estão mesmo acima dos valores recomendados por Miner (1994) que refere como valores adequados o intervalo entre 5,3 e 6,5.

Relativamente à CE, verifica-se uma diminuição com o aumento da percentagem de turfa na mistura. Este facto pode ser atribuído ao baixo pH e elevada CTC que a turfa apresenta. Ao aumentar o seu pH com a adição de estrume, são libertados e neutralizados iões H^+ do complexo de troca, ficando as posições de troca disponíveis para adsorver iões da solução (Batista e Batista, 2007; López, 2005). A redução da sua concentração na solução, deixa, assim, de contribuir para a salinidade e, consequentemente, conduz a uma diminuição da CE.

Quadro 3 – Valores de pH e condutividade elétrica dos substratos utilizados neste ensaio.

Modalidade	% fibra (em volume)	% turfa (em volume)	% estrume (em volume)	pH	Cond. elétrica (mS cm^{-1})
A (testemunha)	Substrato comercial			5,38 g	0,364 c
B	95	0	5	7,89 a	0,540 a
C	63,3	31,6	5	7,49 b	0,450 b
D	47,5	47,5	5	6,93 c	0,362 c
E	31,6	63,3	5	6,47 e	0,262 d
F	0	95	5	6,13 f	0,191 e

Nota: As modalidades assinaladas com a mesma letra na mesma coluna não apresentam entre si diferenças significativas com nível de significância de 0,05.

Crescimento vegetativo

Relativamente ao efeito dos substratos formulados no crescimento da *alfazema* (Quadro 4), verificou-se que o substrato D (1/2 turfa + 1/2 fibra de coco) foi o que proporcionou melhores resultados, superando claramente o desempenho das plantas do substrato comercial (A – testemunha). Também o substrato E (1/3 fibra + 2/3 turfa) originou plantas que, na maioria dos parâmetros, apresentaram um crescimento superior ao observado no substrato comercial. Em contrapartida, o substrato B, constituído apenas por fibra de coco, foi aquele que originou um pior crescimento da alfazema.

Quadro 4 – Dados relativos às plantas de alfazema nos substratos utilizados neste ensaio: altura das plantas (AP), diâmetro máximo do tufo (DMT), peso fresco da parte aérea (PFA), peso seco da parte aérea (PSA), e peso seco das raízes (PSR).

Modalidade	AP (cm)	DMT (cm)	PFA (g/planta)	PSA (g/planta)	PSR (g/planta)
A (testemunha)	10,74 b	11,54 cd	11,09 c	3,03 b	1,68 ab
B	9,37 c	10,34 cd	7,86 e	1,96 d	0,96 e
C	10,77 b	12,18 bc	10,75 cd	2,54 c	1,47 bc
D	11,83 a	16,06 a	15,40 a	3,60 a	1,75 a
E	11,95 a	15,45 a	13,47 b	2,97 b	1,40 cd
F	12,04 a	13,54 b	13,52 b	3,05 b	1,23 cd

Nota: As modalidades assinaladas com a mesma letra na mesma coluna não apresentam entre si diferenças significativas com nível de significância de 0,05.

No *tomilho* (Quadro 5) e na *santolina* (Quadro 6) o substrato E (1/3 fibra + 2/3 turfa) foi o que originou um maior crescimento da parte aérea das plantas que, para alguns parâmetros, foi significativamente superior ao substrato comercial. Nestas duas espécies também os substratos F (turfa) e D (1/2 turfa + 1/2 fibra de coco) originaram plantas com um bom crescimento. Tal como na alfazema, também no tomilho e na santolina, as plantas cultivadas no substrato B (fibra de coco) apresentaram o prior crescimento, de acordo com a maioria dos parâmetros avaliados.

Quadro 5 – Dados relativos às plantas de tomilho nos substratos utilizados neste ensaio: altura das plantas (AP), diâmetro máximo do tufo (DMT), peso fresco da parte aérea (PFA), peso seco da parte aérea (PSA), e peso seco das raízes (PSR).

Modalidade	AP (cm)	DMT (cm)	PFA (g/planta)	PSA (g/planta)	PSR (g/planta)
A	14,10 a	12,34 cd	5,21 bc	1,66 bc	0,69 a
B	10,41 d	7,67 e	3,06 c	0,95 d	0,24 b
C	13,04 c	12,11 cd	4,99 bc	1,24 cd	0,30 b
D	14,93 ab	10,53 d	4,96 bc	1,34 cd	0,30 b
E	16,07 a	18,00 a	9,41 a	2,48 a	0,42 b
F	15,75 a	15,25 b	8,3 a	2,06 ab	0,32 b

Nota: As modalidades assinaladas com a mesma letra na mesma coluna não apresentam entre si diferenças significativas com nível de significância de 0,05.

Quadro 6 – Dados relativos às plantas de santolina nos substratos utilizados neste ensaio: altura das plantas (AP), diâmetro máximo do tufo (DMT), peso fresco da parte aérea (PFA), peso seco da parte aérea (PSA), e peso seco das raízes (PSR).

Modalidade	AP (cm)	DMT (cm)	PFA (g/planta)	PSA (g/planta)	PSR (g/planta)
A	15,44 a	14,02 ab	8,21 cd	2,01 b	1,24 a
B	9,53 d	9,05 e	6,35 d	1,52 c	1,07 a
C	12,69 c	11,88 cd	9,22 bc	2,00 b	1,12 a
D	13,06 bc	12,66 abc	11,15 ab	2,64 a	1,18 a
E	14,75 a	14,03 a	11,21 ab	2,42 ab	0,80 b
F	14,50 ab	13,32 ab	12,28 a	2,55 a	0,60 b

Nota: As modalidades assinaladas com a mesma letra na mesma coluna não apresentam entre si diferenças significativas com nível de significância de 0,05.

Os resultados obtidos para o crescimento do alecrim encontram-se resumidos no Quadro 7. No caso desta espécie, foi o substrato comercial (A) que, em termos gerais, permitiu obter plantas com um maior crescimento. No entanto, em alguns dos parâmetros avaliados, as plantas cultivadas nos substratos D e E apresentem valores idênticos aos observados com o substrato comercial (A). Também no alecrim, o substrato B (fibra de coco) foi o que apresentou piores resultados na maioria dos parâmetros.
Em todas as espécies, as modalidades que continham maior percentagem de fibra de coco, foram as que originaram piores resultados produzindo plantas com crescimento muito inferior ao obtido no substrato comercial. O inferior desenvolvimento neste caso pode atribuir-se ao elevado valor de pH que o substrato apresenta, suscetível de originar imobilização de micronutrientes catiões, assim como eventuais problemas de natureza física.

Quadro 7 – Dados relativos às plantas de alecrim nos substratos utilizados neste ensaio: altura das plantas (AP), diâmetro máximo do tufo (DMT), peso fresco da parte aérea (PFA), peso seco da parte aérea (PSA), e peso seco das raízes (PSR).

Modalidade	AP (cm)	DMT (cm)	PFA (g/planta)	PSA (g/planta)	PSR (g/planta)
A	32,50 a	12,96 a	13,09 a	4,54 a	1,33 a
B	25,75 c	8,06 c	7,85 c	2,42 d	0,92 b
C	27,13 bc	10,37 b	10,37 abc	3,05 bcd	0,90 b
D	29,33 abc	10,34 bc	12,40 ab	3,53 b	0,83 b
E	31,00 ab	9,76 bc	11,54 ab	3,27 bc	0,73 bc
F	27,63 bc	8,66 bc	9,73 bc	2,59 cd	0,54 c

Nota: As modalidades assinaladas com a mesma letra na mesma coluna não apresentam entre si diferenças significativas com nível de significância de 0,05.

Conclusões

Os resultados obtidos neste estudo permitiram concluir que a quantidade máxima de estrume de frango a utilizar nas misturas de substratos não deve ser superior a 5% (v/v). Quantidades superiores de estrume na formulação dos substratos ensaiados poderão conduzir a elevados valores de condutividade elétrica, com a consequente redução de crescimento das plantas.

Relativamente ao efeito de diferentes proporções de turfa e fibra de coco (com igual fertilização base: 5% de estrume de frango) no crescimento vegetativo de alecrim, alfazema, tomilho e santolina, verificou-se que as plantas cultivadas nos substratos constituídos por 1/3 de fibra de coco e 2/3 de turfa (substrato E) apresentaram os melhores resultados. Efetivamente, os parâmetros altura da planta, diâmetro do tufo, peso seco e fresco da parte aérea e peso seco da raiz das plantas cultivadas neste substrato apresentaram valores iguais, e em alguns casos superiores, aos observados nas plantas cultivadas no substrato comercial. Também o substrato constituído por 1/2 de fibra de coco e 1/2 de turfa (substrato D) originou plantas com um crescimento semelhantes ao substrato comercial.

Assim, foi possível formular um substrato para produção de plantas aromáticas envasadas, a partir de materiais autorizados no cultivo em MPB, com um custo inferior e um desempenho idêntico ao dos substratos comerciais certificados para este modo de produção.

Agradecimentos

Trabalho efetuado no âmbito da Medida 4.1 "Cooperação para a Inovação" do PRODER, P.A. 0203660_23807, Parceria 366.

Bibliografia

Alexander, P.D., Bragg, N.C., Meade, R., Padelopoulos, G., Watts, O. 2008. Peat in horticulture and conservation: the UK response to a changing world. Mires and Peat 3: 1-10.

Batista, J.G., Batista, E.R. 2007. Compostagem – Utilização de compostos em horticultura. Universidade dos Açores. Angra do heroísmo. 252 pp.

CEN (1999a) - Soil improvers and growing media, determination of pH. Brussels, European Committee for Standardization, 9 p. (EN 13037:1999).

CEN (1999b) - Soil improvers and grow-ing media, determination of electrical conductivity. Brussels, European Committee for Standardization, 9 p. (EN 13038:1999).

Correia, C.F. 2006. Fibra de coco, composto e vermicomposto, alternativas à turfa na formulação de substratos para agricultura biológica. Relatório do trabalho fim de curso de engenharia agronómica. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 54 pp.

Gomez, A.G., Bernal, M.P., Roig A. 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. Bioresource Technology. 83: 81–87.

Eklind, Y., Salomonsson, L., Wivstad, M., Rämert, B., 1998. Use of herbage compost as horticultural substrate and source of plant nutrients. Biol. Agric. Hortic. 16: 269-290.

Herrera, F., Castillo, J.E., Chica, A.F., Bellido L.L. 2008. Use of municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants. Bioresource Technology 99: 287–296.

López, C.C. 2005. Fertirrigación – Cultivos hortícolas, frutales y ornamentales. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 681pp.

Maher, M., Prasad, M. e Raviv, M. 2008. Organic soilless media components. In Soilless culture – Theory and practice, M. Raviv (ed) pp. 459-496. Elsevier. USA.

Miner, J.A. 1994. Substratos: propriedades e caracterizacion. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España. 172 pp.

Mejias, R.J., Ruano, M.C. 1990. El cultivo industrial de plantas en maceta. Ediciones de horticultura SL. Reus. Espanha. 664 pp.

Ribeiro. D., Ribeiro. H.M., Louro, V. 2001. Produção em viveiros florestais. Direcção Geral de Desenvolvimento Rural. Lisboa. 149 pp.

Ribeiro, H.M., Vasconcelos E. and Santos, J.Q. 2000 - Fertilisation of potted geranium with a municipal solid waste compost. Bioresource Technology 73: 247-249.

TEMA 4

Solos, ambiente e sociedade

Análisis de macrorrestos en un Histosol Ómbrico de la Serra do Xistral, Galicia: aportaciones a la interpretación de los cambios ambientales de los últimos 5.000 años.

D. Castro[1], M. Souto[1], E. Garcia-Rodeja[2], X. Pontevedra-Pombal[2], M.I. Fraga[1]*

[1]Departamento de Bótanica. Facultade de Bioloxía. Campus Sur, Universidad de Santiago de Compostela (USC), 15782 Santiago de Compostela, A Coruña, España.
[2]Departamento Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Campus Sur, Universidad de Santiago de Compostela (USC), 15782 Santiago de Compostela, A Coruña, España
** daniel.castro.fernandez@usc.es*

Introduccion

Las turberas ombrotróficas contienen un registro detallado del cambio ambiental y de la biodiversidad pretérita. El análisis de sus macrorrestos vegetales en el estudio de la flora y vegetación existente en un lugar concreto a lo largo de un período de tiempo ha permitido reconstruir los cambios ambientales ocurridos desde el tardiglaciar (Barber *et al.*, 1994;. Tallis, 1995; Mauquoy y Barber, 1999; Barber *et al.*, 2000;. Ellis y Tallis, 2000 ; Hughes *et al*., 2000). La combinación de estos análisis con otras señales sensibles a los cambios ambientales (estudios multiproxy), como el análisis de los cambios en la humificación de la turba (Aaby, 1976; Blackford y Chambers, 1991, 1995, Nilssen y Vorren, 1991; Chambers et al, 1997.; Anderson, 1998; Anderson et al, 1998. Baker et al, 1999) pueden ayudar a completar la imagen sobre la evolución holocena de los ecosistemas.
A pesar de su reconocido interés, hasta el momento no se han realizado estudios de macrorrestos vegetales en turberas ibéricas, de las que se dispone solo de información parcial: registros polínicos, trazadores inorgánicos (Shotyk *et al*., 2002; Martínez Cortizas *et al.*, 2005; Mighall *et al*.,2006; López Merino *et al* 2010). La falta de una información más completa tiene graves consecuencias al tratarse de un área de especial valor en el contexto de la modulación local del cambio global, ya que: i) Galicia es considerada un área sensible en los escenarios ambientales establecidos por los modelos de cambio climático. ii) se sitúa en la frontera biogeográfica entre las regiones eurosiberiana y mediterránea. iii) es donde está ubicado el límite suroccidental de distribución de las turberas ombrotróficas de cobertor europeas, uno de los ecosistemas más importantes en el estudio de la evolución ambiental holocena.
El objetivo principal de este trabajo es la reconstrucción de la vegetación pretérita, a partir del análisis de macrofósiles vegetales, en una turbera ombrotrófica de las Sierras Septentrionales de Galicia (España), que posee un registro continuo de más de 5000 años y así evaluar el grado de sincronización de los cambios observados en los macrorrestos vegetales con los establecidos para otros registros y archivos ambientales.

Material y metodos

1. Descripción de la turbera

La turbera de Pena da Cadela (PDC, 43 º 30'12'' N – 7 º 30'00'' W) es una turbera ombrotrófica de cobertor ubicada en la Sierra de O Xistral, en el noroeste de la Península Ibérica, con una altitud de 970 m s.n.m. y a 25 km al sur de la costa (Fig. 1). La litología está dominada por un depósito periglaciar de cuarcitas. La temperatura media anual del entorno es de 7,5 °C y la precipitación media anual es de unos 1800 mm (Martínez Cortizas y Pérez Alberti, 1999). La naturaleza ombrotrófica de la turbera está corroborado por el bajo contenido en cenizas, el pH y la densidad, así como otros parámetros geoquímicos (Martínez Cortizas *et al*., 2002).

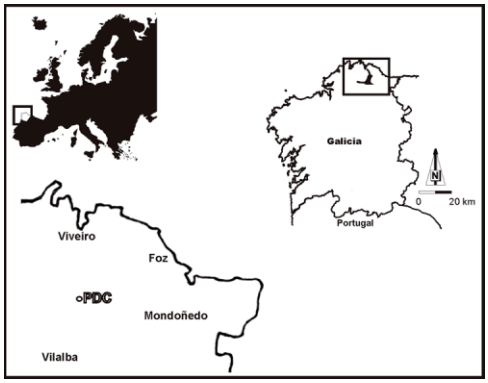


Fig 1. Localización de Pena da Cadela (PDC)

La vegetación actual está dominada, en las zonas temporalmente inundadas, por especies de las familias Cyperaceae (*Carex durieui* Steud. Ex Kunze y *Eriophorum angustifolium* Honckeny), Poaceae (*Molinea caerulea* (L.) Moench. Subsp. *Caerulea*, *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin.) Ericaceae (*Erica mackaiana* Bab.) Juncaceae (*Juncus capitatus* (Weigel) Phil. Ex Lojac.) y diversas especies del género *Sphagnum.* Mientras que en las áreas más secas (pequeñas elevaciones) dominan Poaceae (*Agrostis curtisii* L.,,*Festuca rubra* L.) y ericáceas (*E. mackaiana*, *Calluna. Vulgaris*(L.) Hull); junto a otras especies como *Potentilla erecta* (L.) Rauschel, *Carex binervis* Sm. O *Juncus squarrosus* L.

2. Toma de muestras

El perfil de suelo se recolectó, en octubre de 1998, en zanja, previo acondicionamiento de un frente, en el centro de un mesotopo de collado hasta una profundidad de 184 cm. La turba se cortó en el campo y se envolvió en papel de aluminio y plástico alimentario por bloques de 25x25x25 cm para su transporte En el laboratorio se seccionaron los bloques de muestra fresca, dentro de un mismo horizonte, en secciones de 2 cm de grosor.

3. Modelo Edad/Profundidad

Muestras de turba seleccionadas fueron enviadas a Beta Analytic Inc. (Miami, EE.UU.) para su datación por radiocarbono, con la intención de establecer los patrones de desarrollo de la turbera. Las dataciones obtenidas fueron posteriormente calibradas utilizando el programa de calibración radiocarbónica CALIB 5.0.2 (Reimer et al., 2004; http://calib.qub.ac.uk/calib), asumiendo los valores obtenidos para el rango de máxima probabilidad sobre intervalos de 2 sigma, que es considerado un valor estadístico robusto (Telford et al., 2004).

4. Extraccion y Análisis de Macrorrestos vegetales

De cada muestra se obtuvieron sub-muestras de 5 cm^3 que fueron tratadas, por debajo del punto de ebullición, con NaOH al 8% durante 15-30 minutos para disolver los ácidos húmicos y fúlvicos. A continuación se realizó un proceso de disgregado sobre un tamiz (0,2 mm de luz de malla) utilizando agua destilada para enjuagar.
En una primera fase el material tamizado fue transferido a placas Petri de vidrio, de 9,5 cm de diámetro, en cantidades adecuadas para formar una monocapa, que permitiese una correcta identificación y cuantificación de los macrorrestos mediante observación con estéreomicroscopio de 10-40 aumentos. Para dicha cuantificación se ha empleado el método de "cuadrante y recuento de hojas" (QLC) para análisis de macrofósiles descrito por Barber et al. (1994), que ha permitido de forma sencilla calcular el porcentaje de superficie correspondiente a cada uno de los grupos generales de macrorrestos (Sphagnum spp., otros musgos, monocotiledóneas, ericáceas, etc.…) dentro de la placa.
En una segunda fase se realizó una selección aleatoria de, al menos, 50 filidios del grupo correspondiente al género Sphagnum y se procedió a la identificación de las especies o sección correspondiente (x400 aumentos). El recuento de cada uno de los taxones identificados en estas submuestras se ha utilizado para estimar la aportación de los mismo en el conjunto grupo Sphagnum.
Para los macrofósiles de pequeño tamaño, que por la reducida superficie que ocupan estarían subestimados, se ha realizado un recuento minucioso con el fin de sustituir su cuantificación en superficie por el número de restos observados.
Para la identificación se ha utilizado como referencia una colección de pliegos de herbario y preparaciones microscópicas de ejemplares correspondientes a las especies más representativas de la flora actual, además de material bibliográfico, principalmente imágenes de macrofósiles (Mauquoy & van Geel (2007), Grosse-Brauckmann (1972,1974, 1992). La monografía de Guerra & Cros (2004) ha sido la referencia principal para el género Sphagnum, mientras que para otros musgos lo ha sido Casas *et al.* (2006)

5. Humificación.

Se utilizó el método propuesto en Chambers et al. (2010). Las muestras se tomaron a intervalos de 2 cm y fueron tratadas con una disolución de NaOH 10%. Utilizando un espectrofotómetro, se midió la absorbancia del extracto a 540 nm. Los cambios en la humificación fueron deducidos de las variaciones en la absorción de luz de un extracto alcalino de turba, que es proporcional a la cantidad de materia húmica disuelta, con una mayor transmisión de luz a través de extractos de material menos humificado (Aaby y Tauber, 1975).

6. Análisis estadístico

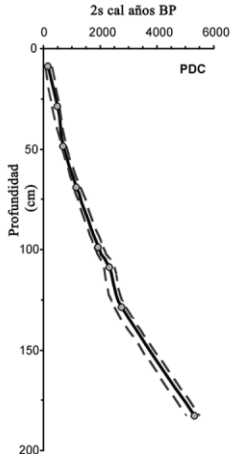


Fig. 2 Edad - Profundidad (profundidad media) Curva basada en las determinaciones de ^{14}C para PDC. Línea negra: probabilidad media. Línea gris: rango de años calibrados BP 2σ. Punto gris: muestra datada.

Los diagramas estratigráficos de macrorrestos y humificación fueron construidos utilizando el programa de C2 (Juggins, 2011). El perfil del Histosol se dividió en zonas utilizando el programa informático Zone (Lotter y Juggins, 1991).

El análisis de componentes principales fue utilizado para explorar los gradientes ambientales latentes presentes en el conjunto de los datos de los macrofósiles vegetales. Este análisis se llevó a cabo utilizando los datos obtenidos con la técnica de QLC, usando el programa informático C2 (Juggins, 2011). El procedimiento para la reconstrucción de la humedad de la turbera como un registro climático se ha basado en el modelo descrito por Barber *et al*. (1994).

Resultados

Modelo edad-profundidad.

El modelo edad/profundidad se obtuvo mediante el ajuste de ecuaciones polinómicas no lineales para las edades calibradas (Tabla 1, Fig. 2). La edad de la base del monolito, una vez calibrada, indica que están representados más de 5000 años de acumulación de turba.

Tabla 1. Dataciones radiocarbónicas para las distintas profundidades en el perfil del pantano del PDC. Valores obtenidos para el rango de máxima probabilidad sobre intervalos de 2 sigma.

Prof. (cm)	Material	Edad ^{14}C	Rango de Edad (cal BP; 2 sigma)	2s cal. años BP (probabilidad media)	Valor menor	Valor mayor	Codigo Laboratorio
PDC							
9	Turba	150±60	55-287	151	55	287	Beta-127477
29	Turba	450±60	316-557	494	316	557	Beta-127478
49	Turba	770±60	641-797	708	641	797	Beta-127480
69	Turba	1230±60	1052-1286	1159	1052	1286	Beta-127481
99	Turba	1980±60	1816-2114	1934	1816	2114	Beta-127482
109	Turba	2310±70	2129-2498	2327	2129	2498	Beta-127483
129	Turba	2630±70	2488-2885	2752	2488	2885	Beta-127484
183	Turba	4620±80	5048-5486	5346	5048	5486	Beta-127486

Macrorrestos

En el Histosol de PDC se han diferenciado 25 taxones, de los que han sido identificados a nivel de especie 15, 6 a nivel de género y 4 a nivel de familia (Figura 3). Destaca el género *Sphagnum* del que se han identificado 4 especies y 2 secciones. Entre las familias de plantas vasculares las mejor representadas son Cyperaceae, representada por *E. angustifolium* y *Carex spp.*; Poaceae con predominio de *M. caerulea* y *A. curtisii* y Ericaceae con *E. mackaiana* como especie más frecuente.

En líneas generales, la composición de los macrorrestos de PDC es similar a la composición de la vegetación actual, siendo las raíces claras (perteneciente a ciperáceas y gramíneas) los macrorrestos más abundantes. Otros restos destacables son rizomas de Ciperáceas y madera de Ericaceas, junto a filidios y, en ocasiones también, caulidios, de diferentes especies de *Sphagnum*, con una abundancia muy variable a lo largo del perfil

Con los datos obtenidos, el diagrama de macrofósiles de PDC (Fig. 3) se ha dividido en diez zonas principales (mediante el programa Zone), determinadas por los cambios en la composición de los macrorrestos:

PDC-1 (5346-3905 BP). La parte inferior del perfil contiene arenas de cuarzo muy finas y extremadamente dispersas, que se van concentrando hacia la base de la zona. La zona presenta una turba de moderada a más que moderadamente descompuesta (Oe), de color negro. Los macrorrestos son escasos y mal preservados, en su mayoría raíces de monocotiledóneas. También aparecen rizomas tanto de gramíneas como de ciperáceas en pequeña cantidad.

PDC-2 (3905-3617 BP). Esta zona presenta turba rubia cuya descomposición no alcanza a ser moderada, los macrorrestos son más abundantes y mejor conservados. Además de numerosas raíces de monocotiledóneas, también destaca la elevada cantidad de madera de ericáceas. La presencia de alguna semilla de *Calluna vulgaris* ha sido considerada como señal del carácter de mayor sequedad en esta zona.

PDC-3 (3617-2667 BP). La existencia de macrorrestos de *Sphagnum* diferencia claramente esta zona de las anteriores. Al pertenecer principalmente a la sección *Acutifolia* (en algunos casos ha sido posible identificarlos como *S. molle*) y al aparecer junto a semillas de *D. rotundifolia*, indicadora de un ambiente higrófilo, junto con la escasez de restos de Ericaceas, son indicadores de una antigua cubierta vegetal de ambientes encharcados.

PDC-4 (2667-2497 BP). Esta zona presenta un predominio de *S. papillosum*, especie fotófila y ombrotrófila. Cabe destacar que los restos de *Sphagnum* en general presentaban buen estado de conservación, con caulidios de buen tamaño, con frecuencia portadores de filidios. Aquí se produce de nuevo un incremento de restos de Ericaceas (madera, semillas, hojas…).

PDC-5 (2497-2170 BP). Pese a que los restos de *Sphagnum* aún están en un porcentaje alto, en esta zona se observa una disminución de éstos frente a los restos de monocotiledóneas (raíces, rizomas…) y de Ericaceas. Destaca una gran cantidad de fragmentos de madera, semillas y hojas de ericáceas, resultando la zona con mayor número de restos de hojas de *E. mackaiana* de todo el perfil.

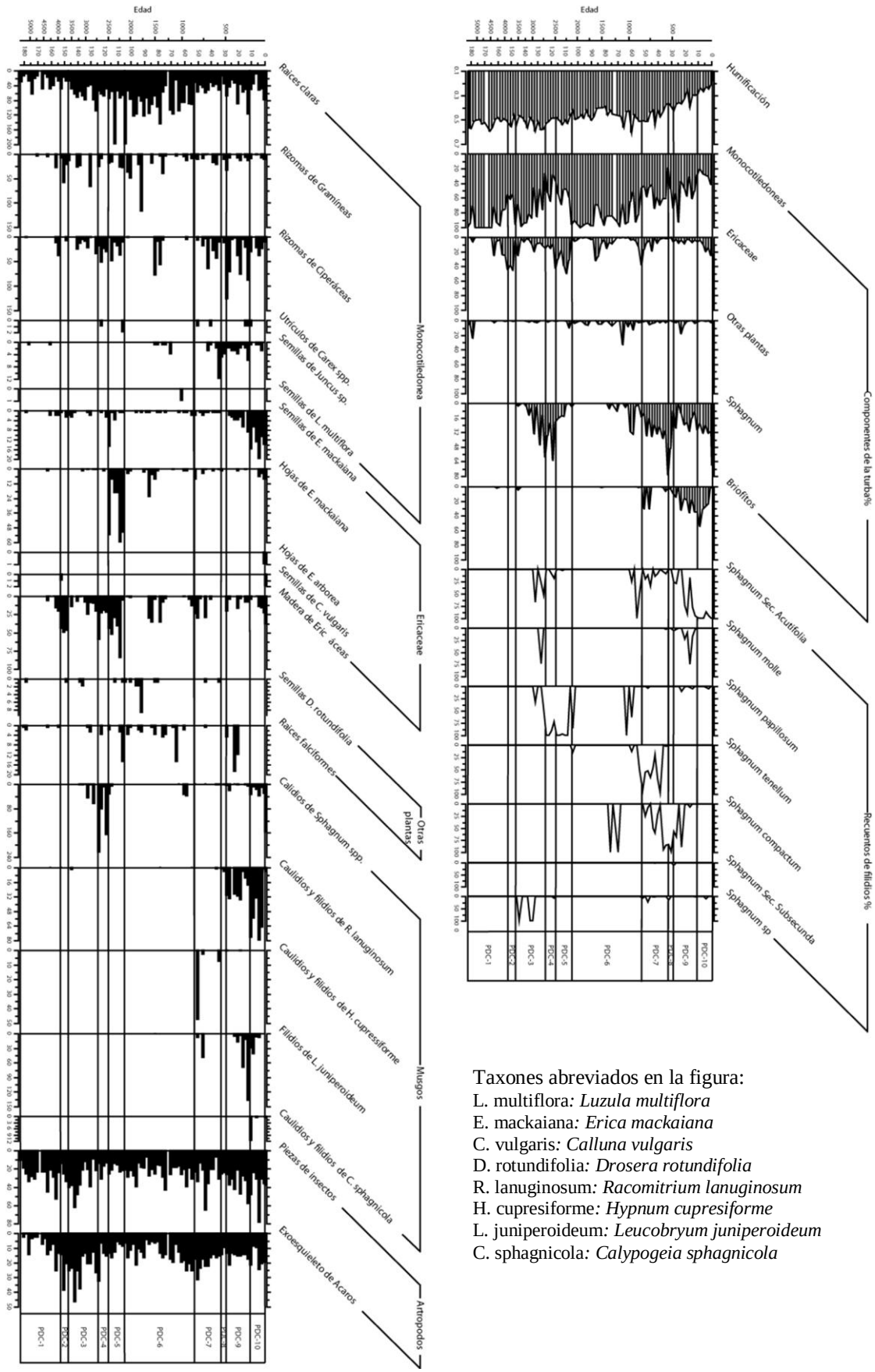
PDC-6 (2170-798 BP). Esta zona abarca el mayor espesor de suelo, con predominio de raíces aunque también de rizomas de gramíneas. Cabe destacar la presencia de semillas de *D. rotundifolia*, *Juncus sp.*, fragmentos de madera de Ericaceas y caulidios de de *Sphagnum*, todos ellos puntuales y en pequeña cantidad.

PDC-7 (798-537 BP). La presencia de especies más xerófilas y fotófilas de *Sphagnum* (*S. compactum*, *S tenellum*…) caracteriza esta zona, además de un pequeño descenso de raíces de monocotiledóneas y un aumento de rizomas de ciperáceas y semillas de *Juncus sp*. También es destacable la existencia de restos de *Hypnum cupressiforme*.

PDC-8 (537-494 BP). Esta zona, que comprende una pequeña ventana cronológica, está dominada por filidios de *S. compactum*, especie xerófila y fotófila

PDC- 9(494-185 BP) En esta zona se han observado filidios de *Racomitrium lanuginosum*, probablemente procedentes de rocas cercanas y de L*eucobryum juniperoideum*, junto a otros del genero *Sphagnum* (principalmente de la sección *Acutifolia*). Asimismo, se ha constatado aquí una notable cantidad de semillas de *E. mackaiana*, igual que en la zona adyacente superior (PDC-10).

PCD 10 (185-Presente). Esta es la zona superior del perfil, con un contenido en macrorrestos que refleja una cubierta vegetal similar a la actual en pequeñas depresiones inundadas, caracterizadas por la presencia de taxones del género *Sphagnum*, Sección *Acutifolia*. Otros restos observados corresponden a las especies *R. lanuginosum* o *L. juniperoideum*, típicas de las áreas más altas y menos inundadas. Así mismo también hemos observado restos de madera de ericácea (probablemente *E. mackaiana* frecuente en estos ambientes).



Taxones abreviados en la figura:
L. multiflora*: Luzula multiflora*
E. mackaiana*: Erica mackaiana*
C. vulgaris*: Calluna vulgaris*
D. rotundifolia*: Drosera rotundifolia*
R. lanuginosum*: Racomitrium lanuginosum*
H. cupresiforme*: Hypnum cupresiforme*
L. juniperoideum*: Leucobryum juniperoideum*
C. sphagnicola*: Calypogeia sphagnicola*

Fig. 3 Digrama de macrorrestos y humificación de PDC

Análisis de Componentes Principales

Los resultados del análisis de componentes principales de PDC se presentan en las Figuras 4 y 5. La figura 4 muestra que el eje 1 representa el gradiente humedad superficial de la turba. Este eje, que explica el 56% de la varianza permite una buena separación de las especies a lo largo del mismo, con las especies de las áreas inundadas y de las pequeñas elevaciones, mas secas, alejadas. En la figura 5a se representan los valores del eje 1 en función de la profundidad y puede ser interpretado como un registro de cambio de las condiciones de humedad en esta turbera durante los últimos 5300 años.

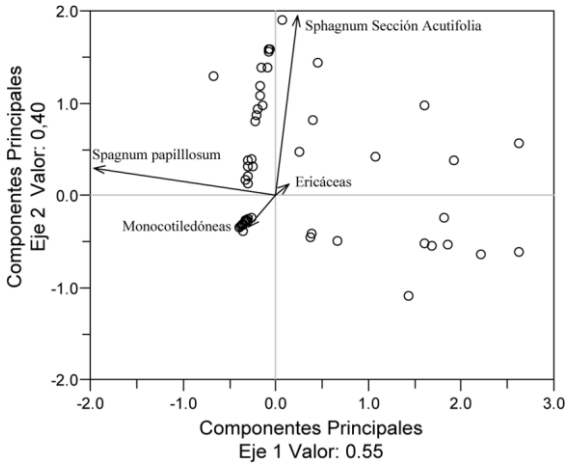


Fig. 4 Biplot de los resultados de l eje 1 y eje 2 para el análisis de Componentes Principales de los Macrorrestos de PDC. Los vectores representan los resultados de las especies, los círculos representan los resultados de las muestras.

Humificación

El grafico con el índice de humificación-edad (Figura 5b) presenta fases con valores de absorción bajos, que representan condiciones climáticas más húmedas, se pueden identificar en 5150-4850, 3600-3400, 3000, 2250-2100, 1550-1450 y 1050-950 BP. Fases de mayor absorbancia, indicadoras de climas más secos, son 4700-4500, 2950-2700, 2400-2150, 1150-620 y 580 BP.

Discusión

La reconstrucción de condiciones ambientales, principalmente niveles de humedad o sequedad, mediante el análisis de macrorrestos vegetales y grado de humificación de la turba, a grandes rasgos concuerda con datos de trabajos previamente publicados, aunque con matices.

El periodo seco observado en la zona PDC-1 coincide cronológicamente con las mismas condiciones ambientales estimadas a nivel local por Fábregas Valcarce et al.(2003) en Galicia, Ortiz et al (2010) en Asturias, Carrion (2002) en el Sur de España y otros autores en diferentes localidades, así como Mayewski et al .(2004) a escala global.

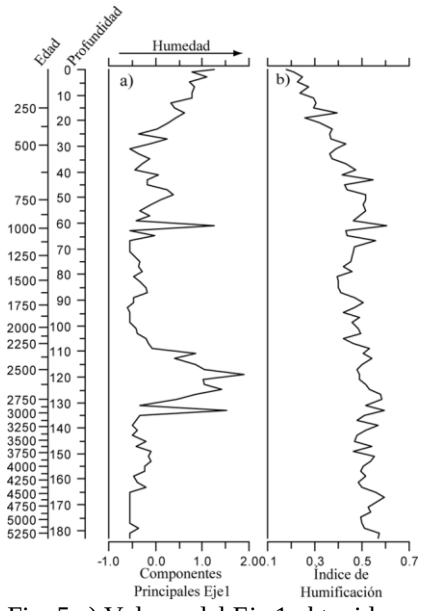


Fig. 5 a) Valores del Eje 1 obtenido con el análisis Componentes principales frente edad y profundidad Eje 1) y b) Índice de humificación- edad y profundidad.

De acuerdo con nuestros resultados, se produjo un aumento de la humedad ambiental del 3000 BP hasta 2300 BP. Esta etapa de aumento de humedad y elevada abundancia de restos de *S. papillosum* es similar a la observada en latitudes altas (Hughes et al., 2000, 2006; Langdon et al., 2003) con *S. magellanicum* o *S. imbricatum* como especies indicadoras, de preferencias ecológicas iguales a *S. papillosum.* Así mismo, es congruente con lo publicado por Magny (1998, 2004) y Magny et al. (2003), sobre el incremento de las masas de agua europeas entre 2750-2350 años cal. BP.

El periodo húmedo romano establecido por diferentes autores entre 1900-1200 BP (Ortiz et al., 2010, Gil-García et al., 2007) no aparece reflejado en el Análisis de Componentes Principales de macrorrestos de PDC, probablemente debido a la escasez de macrorrestos de especies indicadoras. Sin embargo la presencia de semillas de *Drosera rotundifolia* (especie higrófila obligada), junto con la rareza de semillas y hojas de *E. mackaiana* pueden considerarse señales de posible ambiente higrófilo, aunque según el método aplicado en este trabajo, la ausencia de *Spahgnum spp.* tiene más peso en la caracterización ambiental. Esta ausencia

puede ser motivada por diferentes causas, no necesariamente relacionada con un menor nivel de humedad en ese momento.

El periodo entre 1200-800 BP (segunda mitad de PDC-6) se ajusta al período seco de la Edad Media, caracterizado previamente por un aumento progresivo de la temperatura mundial, pero también por una disminución de las precipitaciones (Martínez Cortizas et al, 1999; Desprat et al, 2003; Gil-García et al, 2007).

La tendencia general de los últimos 800 años en PDC es un incremento de la humedad ambiental, coincidiendo con el período húmedo 830-230 BP (Ortiz el at., 2010, Desprat et al, 2003;. Riera et al, 2004;. Gil-García et al, 2007;. Morellon et al, 2008) que continua hasta el presente aunque con altibajos de diferente intensidad a lo largo del periodo. El elevado nivel de humedad observado en este estudio para el final de este periodo, coincide con la etapa de aumento de precipitaciones correspondiente al siglo XX (Ortiz, 2010).

No se ha apreciado una relación clara entre el índice de humedad establecido en base al análisis de macrorrestos vegetales y el índice de humificación. Con respecto a este índice, al igual que Clymo (1984) hemos observado un rápido aumento de la humificación en la capa más superficial, con un posterior e irregular descenso en profundidad.

Bibliografía

Aaby, B. 1976. Cyclic climatic variations in climate over the past 5500 years reflected in raised bogs. Nature.263, 281–284.

Aaby, B., Tauber, H., 1975. Rates of peat formation in relation to degree of humification and local environment, as shown by studies of a raised bog in Denmark. Boreas 4, 1–17.

Barber, K.E., Chambers, F.M., Maddy, D., Stoneman, R.E., Brew, J.S., 1994. A sensitive high resolution record of Late Holocene climatic change from a raised bog in Northern England. The Holocene 4, 198–205.

Barber, K.E., Maddy, D., Rose, N., Stevenson, A.C., Stoneman, R.E., Thompson, R., 2000. Replicated proxy-climate signals over the last 2,000 years from two distant peat bogs: new evidence for regional palaeoclimate teleconnections. Quaternary Science Reviews 19, 481–487.

Blackford, J.J., Chambers, F.M., 1991. Proxy records of climate from blanket mires: Evidence for a dark age (1400 BP) climatic deterioration in the British Isles. The Holocene 1, 63–67.

Casas C., Brugués M., Cros R.M. & Sérgio C., 2006. Handbook of mosses of the Iberian

Chambers FM, Beilman DW, Yu Z, 2010. Methods for determining peat humification and for quantifying peat bulk density, organic matter and carbon content for palaeostudies of climate and peatland carbon dynamics. Mires Peat 7, 1–10

Chambers, F.M., Barber, K.E., Maddy, D., Brew, J., 1997. A 5500- year proxy-climate and vegetation record from blanket mire at Talla Moss, Borders, Scotland. The Holocene 7, 391–399.

Clymo, R.S., 1984 The limits to peat bog growth. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 303, 605-654.

Desprat, S., Sánchez Goñi, M.F., Loutre, M.F., 2003. Revealing climatic variability of the last three millennia in northwestern Iberia using pollen influx data. Earth and Planetary Science Letters 213, 63–78.

Ellis, C.J., Tallis, J.H., 2000. Climatic control of blanket mire development at Kentra Moss, north-west Scotland. Journal of Ecology 88, 869–889.

Fábregas Valcarce, R., Martínez Cortizas, A., Blanco Chao, R., Chesworthd, W., 2003. Environmental change and social dynamics in the second–third millennium BC in NW Iberia. Journal of Archaeological Science 30, 859–871.

Gil-García, M.J., Ruiz Zapata, M.B., Santisteban, J.I., Mediavilla, R., López Pamo, E., Dabrio, C.J., 2007. Late Holocene environments in las Tablas de Daimiel (south central Iberian Peninsula, Spain). Vegetation History and Archaeobotany 16, 241–250.

Grosse-Brauckmann, G. (1972) Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. I. Gewebereste krautiger Pflanzen und ihre Merkmale (On plant macrofossils in central European peat. I. Remnants of vascular plant tissues and their characteristics). Telma 2, 19–55.

Grosse-Brauckmann, G. (1974) Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. II. Weitere Reste (Früchte und Samen, Moose u.a.) und ihre Bestimmungsmöglichkeiten (On plant macrofossils in central

European peat. II. Other remnants (e.g. fruits and seeds, mosses) and possibilities for their identification). Telma 4, 51–117 (in German).

Grosse-Brauckmann, G. (1992) Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. III. Früchte, Samen und einige Gewebe (Fotos von fossilen Pflanzenresten) (On plant macrofossils in central European peat. III. Fruits, seeds and some tissues (photos of fossil plant remains)). Telma 22, 53–102 (in German).

Guerra, J, Cros, R.M. (coord./ed.)Brugués, M.; Muñoz, J.; Ruiz, E.; Heras, P. 2004. Sphagnaceae: Sphagnum. In Flora Briofítica Ibérica. Sociedad Española de Briología. Murcia. 5-73

.Hughes, P.D.M., Blundell, A., Charman, D.J., Bartlett, S., Daniell, J.R.G., Wotjatschke, A., Chambers, F.M, 2006. An 8500 cal. year multi-proxy climate record from a bog in eastern Newfoundland: contributions of meltwater discharge and solar forcing. Quaternary Science Reviews 25, 1208–1227.

Hughes, P.D.M., Mauquoy, D., Barber, K.E., Langdon, P.G., 2000. Mire development pathways and palaeoclimatic records from a full Holocene peat archive at Walton Moss, Cumbria, England. The Holocene 10, 465–479.

Juggins, 2011; S. Juggins. C2version1.7.2. http://www.staff.ncl.ac.uk/staff/stephen.juggins/software/C2Home.htm (2011)

Langdon,P.G, Barber, K.E., Hughes, P.D.M., 2003. A 7500-year peat-based palaeoclimatic reconstruction and evidence for an 1100-year cyclicity in bog surface wetness from Temple Hill Moss, Pentland Hills, southeast Scotland. Quaternary Science Reviews 22, 259–274.

López Merino, L., Martínez Cortizas, A., López Sáez J. A. 2010. Early agriculture and palaeoenvironmental history in the North of the Iberian Peninsula: a multi-proxy analysis of the Monte Areo mire (Asturias, Spain). Journal of Archaeological Science 37, 1978-1988.

Lotter, A. F. & S. Juggins, 1991. POLPROF, TRAN and ZONE: Programs for plotting, editing and zoning pollen and diatom data. INQUA Comm. study Holocene, Working Group on DataHandling Methods Newsletter 6, 4–6

Magny, M., 1998. Reconstruction of Holocene lake-level changes in the Jura (France): methods and results. In: Harrison, S.P., Frenzel, B., Huckried, U., Weiss, M. (Eds.), Palaeohydrology as Reflected in Lake-level Changes as Climatic Evidence for Holocene Times, Palaoklimaforschung, vol. 25. Akademie der Wissenschaften und Literatur, Mainz, Germany, 67–85.

Magny, M., 2004. Holocene climate variability as reflected by mid-European lakelevel fluctuations and its probable impact on prehistoric human settlements. Quaternary International 113, 65–79.

Magny, M., Bégeot, C., Guiot, J., Peyron, O., 2003. Contrasting patterns of hydrological changes in Europe in response to Holocene climate cooling phases. Quaternary Science Reviews 22, 1589–1596.

Magny, M., de Beaulieu, J.L., Drescher-Schneider, R., Vannière, B., Walter-Simonnet, A.V., Miras, Y., Millet, L., Bossuet, G., Peyron, O., Brugiapaglia, E., Leroux, A., 2007. Holocene climate changes in the central Mediterranean as recorded by lakelevel fluctuations at Lake Accesa (Tuscany, Italy). Quaternary Science Reviews 26, 1736–1758.

Magny, M., Miramont, C., Sivan, O., 2002. Assessment of climate and anthropogenic factors on Holocene Mediterranean vegetation in Europe on the basis of palaeohydrological records. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 186, 47–59.

Martínez Cortizas, A., García-Rodeja, E., Pontevedra Pombal, E., Nóvoa Muñoz, J.C., Weiss, D., Cheburkin, A., 2002. Atmospheric Pb deposition in Spain during the last 4600 years recorded by two ombrotrophic peat bogs and implications for the use of peat as a geochemical archive. The Science of The Total Environment 292, 33–44.

Martínez Cortizas, A., Pérez Alberti, A., 1999. Atlas Climático de Galicia. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela. 1-250.

Martínez Cortizas, A., Pontevedra-Pombal, X., García-Rodeja, E., Nóvoa-Muñoz, J.C., Shotyk, W., 1999. Mercury in a Spanish peat bog: archive of climate change and atmospheric metal deposition. Science 284, 939–942.

Martínez-Cortizas, A., Mighall, T., Pontevedra-Pombal, X., Nóvoa-Muñoz, J.C., Peiteado-Varela, E., Piñeiro-Rebolo, R., 2005. Linking changes in atmospheric dust deposition, vegetation change and human activities in northwest Spain during the last 5300 years. Holocene 15, 698–706.

Martínez-Cortizas, A., X. Pontevedra-Pombal, E. García-Rodeja, J. C. Nóvoa-Muñoz, W. Shotyk. 1999. Mercury in a Spanish peat bog: archive of climate change and atmospheric metal deposition. Science 284, 939-942.

Mauquoy, D. & van Geel, B. (2007) Mire and peat macros. In: Elias, S.A. (ed.) Encyclopedia of Quaternary Science 3, 2315–2336.

Mauquoy, D., Barber, K.E., 1999. A replicated 3000 year proxy-record from Coom Rigg Moss and Felecia Moss, the Border Mires, northern England. Journal of Quaternary Science 14, 263–275.

Mayewski, P.A., Meredith, M.P., Summerhayes, C.P., Turner, J., Worby, A., Barrett, P.J., Casassa, G., Bertler, N.A.N., Bracegirdle, T., Naveira Garabato, A.C., Bromwich, D., Campbell, H., Hamilton, G.H., Lyons, W.B., Maasch, K.A., Aoki, S., Xiao, C., 2009. State of the Antarctic and Southern Ocean climate system. Reviews of Geophysics, 47. doi:10.1029/2007RG000231

Mighall, T.M., A. Martínez, H. Biester, S.E. Turner. 2006. Proxy climate and vegetation changes during the last five millennia in NW Iberia: Pollen and non-pollen palynomorph data from two ombrotrophic peat bogs in the North Western Iberian Peninsula. Review of Palaeobotany and Palynology, 141, 203- 223.

Morellón, M., Blas Valero-Garcés, B., Moreno, A., González-Sampériz, P., Mata, P., Romero, O., Maestro, M., Navas, A., 2008. Holocene palaeohydrology and climate variability in northeastern Spain: the sedimentary record of Lake Estanya (Pre-Pyrenean range). Quaternary International 181, 15–31.

Morellón, M., Blas Valero-Garcés, B., Moreno, A., González-Sampériz, P., Mata, P., Romero, O., Maestro, M., Navas, A., 2008. Holocene palaeohydrology and climate variability in northeastern Spain: the sedimentary record of Lake Estanya (Pre-Pyrenean range). Quaternary International 181, 15–31.

Nilssen, E., Vorren, K.-D., 1991. Peat humification and climate history. Norsk Geologisk Tidsskrift 71, 215–217.

Ortiz J.E., Gallego J.L.R., Torres T., Díaz-Bautista A., Sierra C. 2010 Palaeoenvironmental reconstruction of Northern Spain during the last 8000 cal yr BP based on the biomarker content of the Roñanzas peat bog (Asturias). Organic Geochemistry 41, 454–466

Reimer RW, Remmele S, Southon JR, Stuiver M, Tálamo S, Taylor FW, et al. IntCal04-terrestrial radiocarbon age calibration 0-26 cal kyr BP. Radiocarbon 2004; 46:1029-58.

Riera, R., Wansard, G., Julià, R., 2004. 2000-year environmental history of a karstic lake in the Mediterranean Pre-Pyrenees: the Estanya lakes (Spain). Catena 55, 293–324.

Shotyk, W., Krachler, M., Martínez Cortizas, A., Cheburkin A.K. y Emons, H. 2002. A peat bog record of natural, pre-anthropogenic enrichments of trace elements in atmospheric aerosols since 12370 14C yr 8 BP, and their variation with Holocene climate change. Earth and Planetary Science Letters, 199: 21- 37.

Tallis, J.H., 1995. Climate and erosion signals in British blanket peats: the significance of Racomitrium lanuginosum remains. Journal of Ecology 83, 1021–1030

Telford RJ, Heegaard E, Birks HJB. The intercept is a poor estimate of a calibrated radiocarbon age. The Holocene 2004; 14: 296–298.

Caracterización de ^{137}Cs en suelos representativos de agrosistemas mediterráneos

L. Gaspar[1], J. Machín[1], M. López-Vicente[1] y A. Navas[1]

[1] Departamento de Suelo y Agua. Estación Experimental de Aula Dei. EEAD-CSIC. Apdo. 13034-50080 Zaragoza (España). Email: lgaspar@eead.csic.es

Resumen

El cesio 137 es un isótopo artificial altamente reactivo introducido en la estratosfera como subproducto de ensayos y accidentes nucleares. Tras una distribución a escala planetaria se deposita en la superficie del suelo asociado a las precipitaciones, quedando fuertemente adsorbido en la fracción fina del suelo. Debido a su limitada migración postdepósito, el movimiento del radioisótopo se asocia al movimiento de las partículas de suelo siendo un eficaz radiotrazador de la redistribución del suelo.
En este estudio se caracteriza el contenido de ^{137}Cs en dos suelos representativos de agrosistemas mediterráneos de montaña en el sector central del borde norte de la cuenca del Ebro (España), donde la precipitación media anual es de 550 mm. Con objeto de conocer la distribución en profundidad del radioisótopo se han obtenido perfiles seccionados con una profundidad de muestreo mínima que permite retener el perfil completo de ^{137}Cs en Leptosoles y Gypsisoles.
Se registró un amplio rango de variación del contenido de ^{137}Cs, con valores de actividad que varían entre valores no detectables a máximos de 34 Bq kg^{-1}, e inventarios que alcanzan un máximo de 2081 Bq m^{-2}. Los resultados sugieren que la actividad de ^{137}Cs se ve afectada por el uso y tipo de suelo, registrando los valores medios más altos en Leptosoles no cultivados y los más bajos en Gypsisoles cultivados.
Estos resultados sugieren que los niveles de ^{137}Cs en suelos mediterráneos están fuertemente condicionados por el uso del suelo.

Palabras clave: ^{137}Cs; clasificación de la FAO; erosión y depósito; agroecosistemas Mediterráneos.

Introducción

Los suelos poseen un umbral específico de estabilidad que varía en función del tipo de suelo, es decir, una capacidad para asimilar la influencia de los agentes de la naturaleza y las intervenciones humanas sin entrar en procesos de deterioro. Las causas más comunes de la degradación de los suelos son la erosión, los cambios y gestión del uso del suelo, la compactación y el sobrepastoreo. Los procesos de erosión y la consecuente degradación asociada que sufren los suelos a nivel planetario representan un grave problema para el desarrollo sostenible y la protección del medio ambiente, disminuyendo la extensión de suelos productivos y favoreciendo el avance de la desertificación especialmente en los agroecosistemas mediterráneos.
El uso de radioisótopos ambientales como técnica para documentar patrones espaciales de la redistribución del suelo y estimar tasas de erosión surge de la necesidad de solventar las dificultades y limitaciones asociadas a las técnicas clásicas de media de la erosión, siendo el radioisótopo Cesio-137 un efectivo trazador del movimiento suelo en ambientes mediterráneos (Navas et al., 2012). Trabajos recientes han demostrado el potencial del ^{137}Cs para cuantificar la erosión del suelo en estos frágiles agrosistemas (Gaspar et al., 2011), evidenciando el papel primordial del uso del suelo y la influencia del tipo de suelo en la distribución del radioisótopo (Gaspar, 2011).
El objetivo de este trabajo es caracterizar el contenido de ^{137}Cs en dos suelos representativos de agrosistemas mediterráneos de montaña y determinar la distribución en profundidad de la actividad de ^{137}Cs en función del tipo y uso del suelo en sitios de erosión y depósito.

Material y métodos

2.1. Metodología de la técnica de ^{137}Cs

El isótopo artificial ^{137}Cs tiene una vida media de 30 años y fue introducido en la atmósfera como subproducto de los ensayos nucleares que tuvieron lugar entre los años 50 y 70. Tras su difusión y distribución a escala planetaria, el depósito de ^{137}Cs asociado a las precipitaciones y al efecto de la gravedad se inicia en 1954 y finaliza en los años 80, registrando su pico máximo en 1963 (Ritchie y Ritchie, 1995). El ^{137}Cs es altamente reactivo y una vez que alcanza la superficie del suelo queda fuertemente adsorbido en la fracción fina por las arcillas y la materia orgánica (He y Walling, 1996). Debido a la insignificante migración postdepósito, la distribución de ^{137}Cs está controlada por el movimiento de las partículas de suelo y condicionada por los procesos de erosión y sedimentación (Figura 1).

La actividad de ^{137}Cs en las muestras de suelo se ha medido con un detector coaxial de germanio hiperpuro, de alta resolución (1.9 KeV) y bajo fondo, con una eficiencia del 30 %. Para su calibración se han utilizado muestras de estándares certificados con la misma geometría que las muestras a analizar.

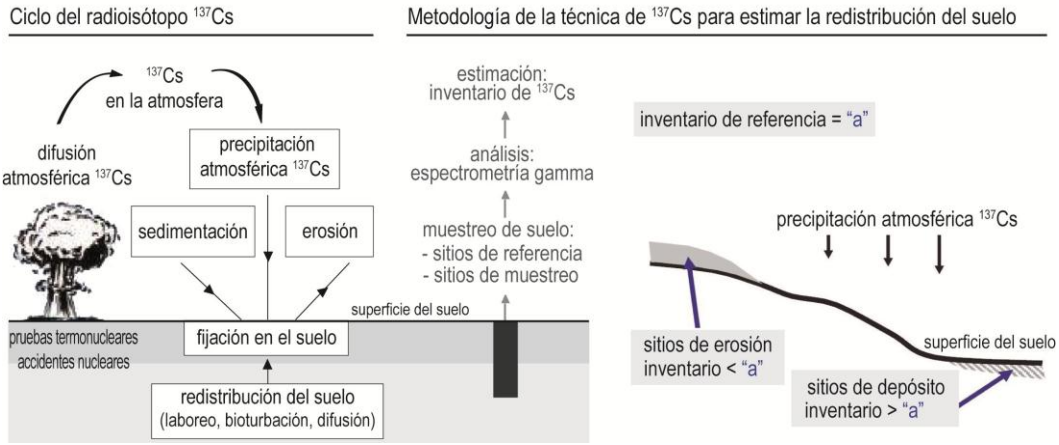


Figura 1. Ciclo del radioisótopo ^{137}Cs y metodología de la técnica para estimar la redistribución del suelo.

Las emisiones de ^{137}Cs se miden a una longitud de 662 KeV. El número total de muestras analizadas ha sido de 27, con un tiempo de conteo aproximado de 30.000 segundos, obteniendo una precisión analítica de ± 5 % (95 % nivel de confianza).

Para cada muestra de suelo analizada se obtiene un valor de actividad por unidad de masa (Bq kg^{-1}) que se convierte en una medida de carga por unidad de área conocida como inventario (Bq m^{-2}) teniendo en cuenta la densidad de la muestra de suelo, siendo el inventario total de ^{137}Cs en un punto la suma de los inventarios de cada intervalo del perfil seccionado de suelo. La técnica se basa en la comparación de los inventarios en cada punto con el inventario de referencia en el área de estudio (Figura 1).

2.2. Área de estudio

La zona de estudio se sitúa al este de la provincia de Huesca (NE de España), en la margen izquierda de la cuenca del Ebro (borde N-NE), entre los ríos Cinca y Noguera Ribargozana, cerca del límite norte de la depresión del Ebro, donde la precipitación media anual es de 550 mm (Figura 2).

Con objeto de caracterizar el contenido de ^{137}Cs y conocer su distribución en profundidad se han seleccionado 4 perfiles seccionados en Leptosoles y Gypsisoles háplicos que se corresponden a distintos usos de suelo, no cultivados y cultivados, respectivamente, en sitios tanto de erosión como de depósito (Figura 2). Se ha utilizado un muestreador automático de 8 cm de diámetro, alcanzando una profundidad máxima de 55 cm. Los perfiles son seccionados a intervalos de 5 cm, obteniendo un total de 27 muestras.

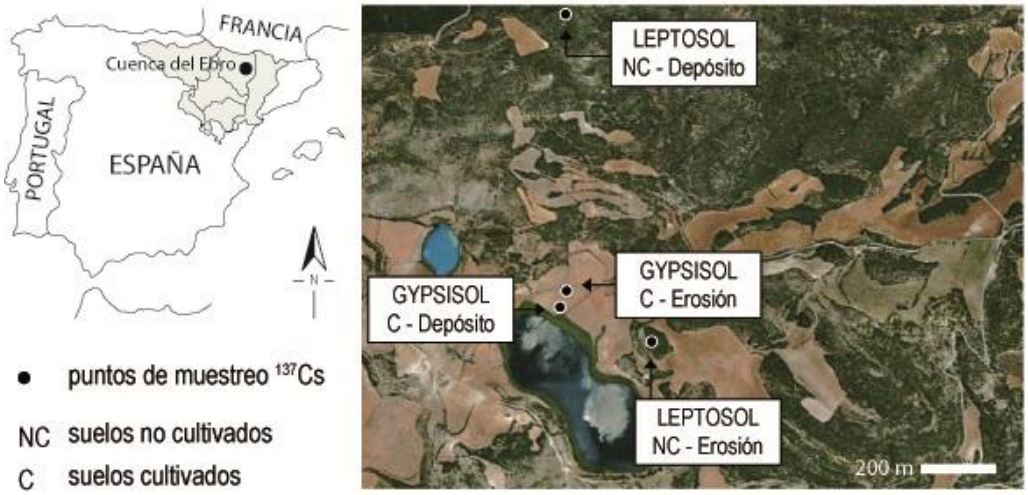


Figura 2. Localización del área de estudio y situación de los 4 puntos de muestreo.

Asimismo, y con objeto de caracterizar estos dos suelos tipo predominantes en el área de estudio, se han llevado a cabo dos calicatas en un Leptosol y en un Gypsisol (FAO, 1998). En cada perfil de suelo se ha medido la

profundidad de cada horizonte y se ha esquematizado el perfil en base al número de horizontes, su color, presencia de raíces, estructura y pedregosidad. Asimismo, se ha obtenido una muestra de suelo en cada horizonte para determinar las principales propiedades físico-químicas del suelo, porcentaje de pedregosidad (> 2mm), contenido de la fracción arena, limo y arcilla, contenido de materia orgánica (MO), el pH, la conductividad eléctrica (CE) y el porcentaje de carbonatos ($CO_3^{=}$) (Figura 3).

El Leptosol Háplico se caracteriza por un perfil muy somero y poco desarrollado de tipo A-R, en el que la roca madre aflora a los 20 cm de profundidad. El horizonte A presenta una textura arcillo limosa y una pedregosidad del 25 %. El pH es alcalino (7.9) y presenta un alto contenido de materia orgánica (4.0 %). La conductividad eléctrica es baja (0.609 dSm^{-1}) y los carbonatos alcanzan una concentración del 34 %. En el área de estudio estos suelos están cubiertos mayoritariamente por zonas de bosque y matorral denso.

El perfil Gypsisol Háplico presenta una textura franco arcillo limosa con un 33 % de arcilla, 67 % de limo y prácticamente sin fracción arena. La pedregosidad es baja (16 %), el pH es ligeramente alcalino (7.6) y la conductividad eléctrica alcanza valores altos de 2.407 dSm^{-1}. Es un suelo pobre en materia orgánica (0.8 %) y con un contenido medio de carbonatos bajo (7 %). Presenta un perfil bien desarrollado de tipo A-B. Estos suelos se desarrollan sobre materiales de relleno como depósitos aluviales y coluviales cubiertos por una escasa vegetación, y destinados mayoritariamente a campos de cultivo.

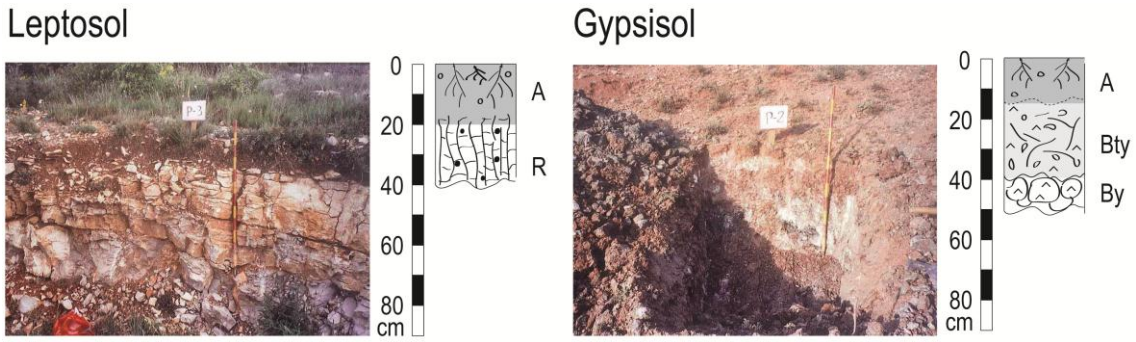


Figura 3. Foto y esquema del Leptosol háplico y del Gypsisol háplico.

Resultados

Los valores de actividad (Bq kg^{-1}) e inventario (Bq m^{-2}) de ^{137}Cs en el total de las muestras de intervalos (n=27) presentan un elevado rango de variación. Las actividades de ^{137}Cs varían entre valores mínimos no detectables a máximos de 34.2 Bq kg^{-1} siendo 4.9 (± 7.7) Bq kg^{-1} el valor medio. El inventario de ^{137}Cs varía entre 0 y 2081.3 Bq m^{-2} con un valor medio de 247.1 (± 397.8) Bq m^{-2}. Este alto rango de variación se explica por la distribución en profundidad del radioisótopo, tanto en suelos naturales como cultivados, y porque los puntos de muestreo corresponden tanto a sitios de erosión y depósito.

El muestreo detallado en incrementos de profundidad permite el análisis de la distribución de los perfiles de actividad de ^{137}Cs y su relación con el tipo y uso del suelo. Asimismo, comparando el inventario total de ^{137}Cs en cada punto respecto al inventario de referencia de la zona de estudio, estimado en 1570 Bq m^{-2} (Soto y Navas, 2008), es posible identificar sitios de erosión o depósito de suelo (p. ej. Wallbrink y Murray, 1993; Walling et al., 1995).

Los perfiles de ^{137}Cs en Leptosoles no cultivados se caracterizan por una distribución decreciente, con valores máximos en el horizonte superficial y una disminución exponencial con la profundidad (Figura 4). Son suelos someros en los que difícilmente se pueden discriminar intervalos de profundidad de 5 cm, y donde los perfiles de ^{137}Cs se restringen a los primeros 15 cm de profundidad. La erosión o depósito de suelo se identifica respectivamente por la significativa disminución o aumento de la actividad de ^{137}Cs en los primeros centímetros del perfil, así como por un inventario en el punto respectivamente menor o mayor al inventario de referencia (Figura 4).

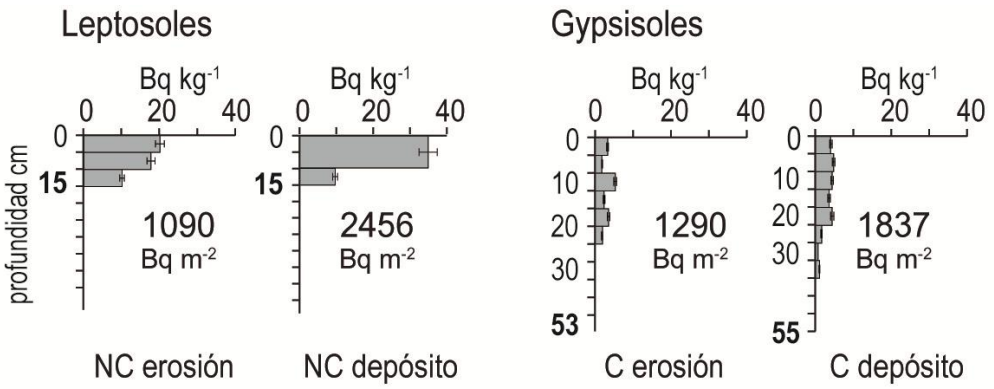


Figura 4. Distribución en profundidad de la actividad de ^{137}Cs, error de la medida e inventario total de ^{137}Cs en Leptosoles no cultivados y Gypsisoles cultivados, en sitios de erosión y depósito. *En negrita se marca la profundidad de muestreo.*

En los Gypsisoles cultivados se produce una mezcla del suelo arado y el radioisótopo ^{137}Cs presenta una distribución homogénea a lo largo del perfil de suelo (Figura 4). La erosión se caracteriza por una actividad de ^{137}Cs significativamente menor en los sucesivos incrementos de profundidad y un inventario total en el punto menor al de referencia. El depósito se caracteriza por un perfil de ^{137}Cs alargado que llega hasta los 40 cm de profundidad, junto a un valor de inventario de ^{137}Cs mayor al de referencia.

Conclusiones

El uso del ^{137}Cs ha permitido caracterizar el contenido radioisotópico en dos suelos representativos de agrosistemas mediterráneos de montaña, evidenciando que los diferentes tipos y usos de suelo afectan a la variabilidad de la actividad e inventario de ^{137}Cs, pudiendo identificar sitios de erosión y depósito.

Agradecimientos

Trabajo financiado por el proyecto de la CICYT: EROMED (CGL2011-25486/BTE).

Bibliografía

FAO, 1998. World Reference Base. Rome, 91 pp.

Gaspar, L. 2011. Evaluación de la movilización y pérdida de suelo en agrosistemas de secano mediante los radiotrazadores ^{137}Cs y ^{210}Pb$_{ex}$. *Tesis Doctoral*, Universidad de Zaragoza, 455 p.

Gaspar, L., Navas, A., Walling, D.E., Machín, J. y Gómez Arozamena, J. 2011. Using ^{137}Cs and ^{210}Pb to assess soil redistribution on slopes at different temporal scales. *Catena* doi: 10.1016/j.catena. 2011.01.004.

He, Q. y Walling, D.E. 1996. Interpreting particle size effects in the absorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* 30, 117-137.

Navas, A., López-Vicente, M., Gaspar, L. y Machín, J. 2012. Assessing soil redistribution in a complex karst catchment using fallout ^{137}Cs and GIS. *Geomorphology* doi:10.1016/j.geomorph.2012.03.018.

Ritchie, J.C. y Ritchie, C.A. 1995. ^{137}Cs use in erosion and sediment deposition studies: Promises and problems. *IAEA-TECHDOC-828*, 111-124.

Soto, J. y Navas, A. 2008. A simply model of Cs-137 profiles to estimate soil redistribution in cultivated stony soils. *Radiation Measurements* 43, 1285-1293.

Wallbrink, P.J., Murray, A.S. 1993. The use of fallout radionuclide as indicators of erosion processes. Hydrologic Processes 7, 297-304.

Walling, D.E., Quine, T.A. 1995. The use of fallout radionuclide in soil erosion investigations. In: Nuclear Techniques in Soil-Plant Studies for Sustainable Agriculture and Environmental Preservation. IAEA Publ. International Atomic Energy Agency Publication ST1/PUB/947, 597-619.

Efectividad de enmiendas en la inmovilización y fitotoxicidad de elementos traza en un suelo contaminado del distrito minero de El Arteal (SE, España).

Verónica González, Mariano Simón, Inés García, Sergio de Haro, Fernando del Moral, Juan Antonio Sánchez, Manuel Salvador

Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería CITEII-B. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3. La Cañada de San Urbano S/N. 04120 Almería, España
e-mail msimon@ual.es

Resumen

Un suelo contaminado en elementos traza perteneciente al distrito minero de El Arteal (Almería, SE España) fue enmendado, en todas las combinaciones posibles, con 4 y 8% de lodo de corte y pulido de mármol de Macael, con 2 y 6% de compost y con 1 y 3% de Byferrox. Lixiviados y agua de poro de cada suelo enmendado y no enmendado, se analizó y en ellos se realizaron bioensayos de germinación con semillas de lechuga. El Lodo de mármol y el compost incrementaron los valores de pH y disminuyeron las concentraciones de Zn, Cd, Cu y Pb en ambas soluciones, pero aumentaron las concentraciones de As en lixiviados. La enmienda férrica no alteró las características físico-químicas de ninguna solución, pero disminuyó significativamente, la concentración de As en el agua de poro. Todos los lixiviados fueron altamente fitotóxicos y las semillas no germinaron. La combinación de lodo de mármol y compost fue la más efectiva en disminuir la fitotoxicidad del agua de poro.

Introducción

El incremento gradual de minas abandonadas y la ausencia de medidas de seguridad, favorece el riesgo de dispersión de la contaminación a áreas que no están directamente afectadas por actividades mineras. Son varias las técnicas que se han usado para remediar suelos contaminados (Scullion, 2006). Las técnicas de inmovilización pretenden reducir la actividad y biodisponibilidad de elementos traza sin eliminar el contaminante del suelo. Esta técnica está basada en la adicción de enmiendas para acelerar los procesos naturales de los suelos (adsorción, precipitación y reacciones de complejación) que ayudan a disminuir la movilidad y disponibilidad de elementos tóxicos Son muchas las enmiendas que se han utilizado, tanto solas como en combinaciones, en la inmovilización de contaminantes: caliza (González Alcaraz et al. 2011), fosfatos (Melamed et al. 2003), óxidos de hierro (Hartley and Lepp, 2008) y compuestos orgánicos (Schwab et al. 2007), entre otros. Para estudiar la eficacia de estas técnicas de inmovilización, en unos casos se analiza el agua de poro (solubilidad y biodisponibilidad de los elementos traza en el suelo) y, en otros casos, los lixiviados. No obstantes ambas soluciones están relacionadas entre sí, ya que una mayor extracción por lixiviados implica una disminución en el agua de poro, por lo que ambas soluciones se deberían de estudiar conjuntamente.
En este estudio, a un suelo contaminado por minería de sulfuros se le añadieron enmiendas inorgánicas (lodo de corte y pulido del mármol y óxidos de Fe) y orgánicas (compost de residuos orgánicos de invernaderos) solos y en distintas combinaciones, con el objetivo de estudiar su efecto tanto en lixiviados como en agua de poro y evaluar su efecto en la dispersión de contaminantes y fitotoxicidad de ambas soluciones.

Material y Métodos.

La capa superficial (20 cm) de un suelo contaminado del distrito minero de El Arteal (Almería, SE España), se secó al aire y se tamizó a 2mm. Se le adicionaron distintas cantidades de lodo de mármol (MS), compost procedente de residuos de invernaderos (CM) y Bayferrox 920 compuesto en un 70% por goethita (BF). Las cantidades añadidas de MS fueron 4% y 8% (w/w), de CM 2% y 6% y de BF 1% y 3%. Las distintas proporciones elegidas para cada enmienda se basan en la experiencia adquirida en estudios anteriores (del Moral et al. 2010). Las muestras se etiquetaron con un número de tres dígitos, el primero representa la cantidad de MS añadida, el segundo la cantidad añadida de CM y el tercero la cantidad de BF. El suelo sin enmiendas se etiquetó como 000. Todas estas combinaciones se agruparon en distintos tratamientos, de forma que cada tratamiento incluye todas las posibles combinaciones que contengan esas enmiendas (e.j. el tratamiento S-MS-BF incluye los suelos enmendados 401, 403, 801, 803).
En el suelo contaminado y las enmiendas se determinó el contenido en carbonato cálcico equivalente (Williams, 1948); el pH en una suspensión suelo: agua 1:2.5, la conductividad eléctrica (EC) y potencial redox (Eh) en la pasta saturada. El contenido total de carbono se analizó en un horno de combustión LECO SC-144DR. El carbono orgánico (OC) se determinó por diferencia entre el carbono total y el carbono inorgánico ($CaCO_3$). El suelo contaminado y las enmiendas se molieron finamente (<0.005 mm) y digeridos en una mezcla 4:1 de HNO_3 (65%) y HF (37%) y la concentración total de elementos traza se determinó por ICP-MS (nexION 300D).

Los suelos enmendados y no enmendados se colocaron en una columna de vidrio de 16 cm de largo, con un diámetro interno de 5 cm, estrechándose la base hasta 0.4 cm. La base de la columna se selló con lana de vidrio para retener la muestra en la columna. A cada columna se le añadieron 200 g de suelo y 120 cm^3 de agua desionizada con una velocidad de flujo de 10 cm^3 h^{-1}, recogiendo los lixiviados (L). Inmediatamente después se extrajo el agua de poro (AP) mediante una microsonda (Rhizon Soil Moisture Sampler 2,5 mm). La conductividad eléctrica, Eh y pH de L y AP se midieron inmediatamente, las soluciones se filtraron a través de un filtro de celulosa (0.45-µm), previamente acidulado y se almacenaron a <4ºC hasta análisis. Los elementos traza de L y AP se determinaron mediante ICP-MS.
En L y AP se realizaron bioensayos con semillas de lechuga (*Lactuca sativa*, L) de la variedad Villena RZ, siguiendo el protocolo US EPA, procedimiento OPPTS 850.4200, calculando índices de germinación (GI) e índices de elongación de la raíz (REI). El análisis estadístico se realizó mediante el software SPSS (PASW Statistics 18).

Resultados y discusión.

1 Suelo contaminado y enmiendas
El suelo utilizado en este estudio es ácido (pH=3.1±0.1), salino (EC = 34.9±1.0 dS/m) y contaminado, con una concentración en As (179±5 mg/kg), Cd (6.1±0.3 mg/kg), Zn (3127±57 mg/kg) y Pb (3564±39 mg/kg), entre 3 y 29 veces superior a los niveles de base establecidos por Sierra et al. 2007 para el SE de España. El MS tiene un elevado contenido en $CaCO_3$ (>98%), pH básico (8.5), baja EC (2.1 dS/m) y muy baja concentración en elementos traza. El CM tiene elevado contenido en OC (41.2±13%), alta EC (7.2±0.2 dS/m) y con concentración en elementos traza inferior al límite establecido en España para el uso de residuos en suelos. El BF está compuesto por goethita con 70% de Fe, con pH básico (7.6), baja EC (1.7 dSm^{-1}) y contenido relativamente alto en Zn y As (499±17 mg/kg y 28 mg/kg), aunque mucho más bajo que el suelo contaminado estudiado.

2 Suelos enmendados
2.1 Efectos sobre los parámetros fisicoquímicos
Los tratamientos con MS (fig. 1a), solos o en combinación con otras enmiendas (S-MS, S-MS-CM, S-MS-BF y S-MS-CM-BF), incrementaron el pH de L y AP con respecto al suelo no tratado, aunque dicho pH no incrementó al incrementar la cantidad de MS añadida (fig. 1b). Después de la experiencia, la cantidad de $CaCO_3$ en los suelos enmendados estuvo próxima a la cantidad aplicada, 3.56±0.1% y 7.64±0.11 % en suelos enmendados con 4% y 8% de MS respectivamente, indicando que solo una pequeña parte del $CaCO_3$ añadido se meteorizó. Los tratamientos de CM, solos o en combinación con óxidos de hierro (S-CM y S-CM-BF), también incrementaron el pH en L y AP, pero en menor medida que MS, aunque en este caso el pH incrementó significativamente cuando se incrementó la cantidad de CM añadida (fig. 1b). Los tratamientos con óxidos de Fe (S-BF) no afectaron el pH, mostrando unos valores similares a los suelos no tratados (fig. 1a y b). Los tratamientos con CM (S-CM, S-CM-BF, S-MS-CM y S-MS-CM-BF), incrementaron significativamente los valores de EC en L con respecto al suelo no tratado (Fig. 1c) y este incremento estuvo relacionado con la cantidad de CM añadida (fig. 1d); mientras que los tratamientos con MS y BF (S-MS, S-BF, and S-MS-BF) tendieron a disminuir los valores de la EC (fig. 1c), aunque sin diferencias significativas. Con respecto al valor de la EC en L fue muy elevada en todos los casos (35±8 dS/m), indicando que, incluso cuando el suelo se ha enmendado, hay un claro riesgo de salinización de aguas subterráneas y suelos próximos. Los valores de EC en AP fueron mucho más bajos (5.9±1.9 dS/m) que en L.
Con respecto al suelo no tratado, todos los tratamientos, excepto S-BF, disminuyeron significativamente los valores de Eh en L y AP (Fig. 1e y f), lo que se puede atribuir al incremento de pH y a la relación inversa entre ambos parámetros.

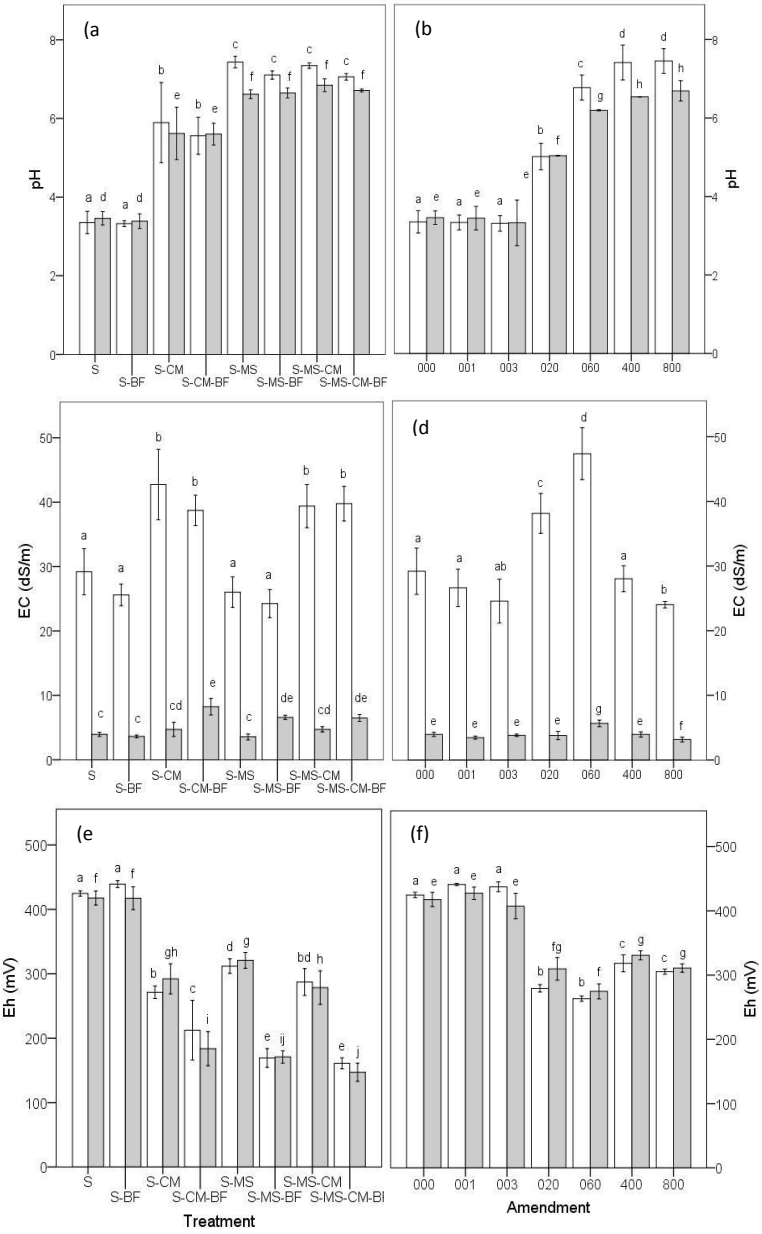


***Fig. 1**. Valores medios y desviación estándar (barras de error) de pH, conductividad eléctrica (EC) y potencial redox (Eh) en lixiviados ( ) y agua□ poro ( ).* ■

2.2. Efectos sobre concentraciones de metales solubles.

Las concentraciones en zinc (Zn), cadmio (Cd), cobre (Cu) y plomo (Pb) en el suelo no tratado (fig. 2) fueron mucho mayores en L que en AP, indicando que estos elementos traza tienden a dispersarse a través del agua de escorrentía o se infiltran en el suelo. Los tratamientos con MS fueron los más efectivos en reducir la solubilidad de los elementos traza, decreciendo la concentración de Zn, Cd y Pb en L y AP en más de un 90% (fig. 2a, c y g) y de Cu entre un 50 y 60 % (fig. 2e) con respecto al suelo no tratado. Estos resultados indican que la solubilidad de Zn, Cd, Cu y Pb es pH-dependiente, disminuyendo drásticamente cuando el pH>6, como en el caso de los suelos enmendados con MS y con 6% de CM). Aunque el pH presentó valores similares tras la adicción de un 4% y de un 8% de MS (fig. 1b), la concentración de estos elementos traza, excepto el Pb, disminuyó significativamente en los L al incrementar la cantidad de MS adicionada (fig, 2b, d y f), indicando que el $CaCO_3$ juega un papel activo en la reducción de la solubilidad de Zn, Cd y Cu (Simón et al. 2010), lo que podría atribuirse a su precipitación como carbonatos o a la adsorción por oxihidróxidos de Fe y Al que debieron de

precipitar sobre las partículas de carbonatos a pH básico (Simón et al. 2002). Estos precipitados podrían proteger a los carbonatos y disminuir su meteorización, lo que justificaría que el pH de L y AP permanezca constante cuando incrementa la cantidad de MS añadida (fig, 1b).

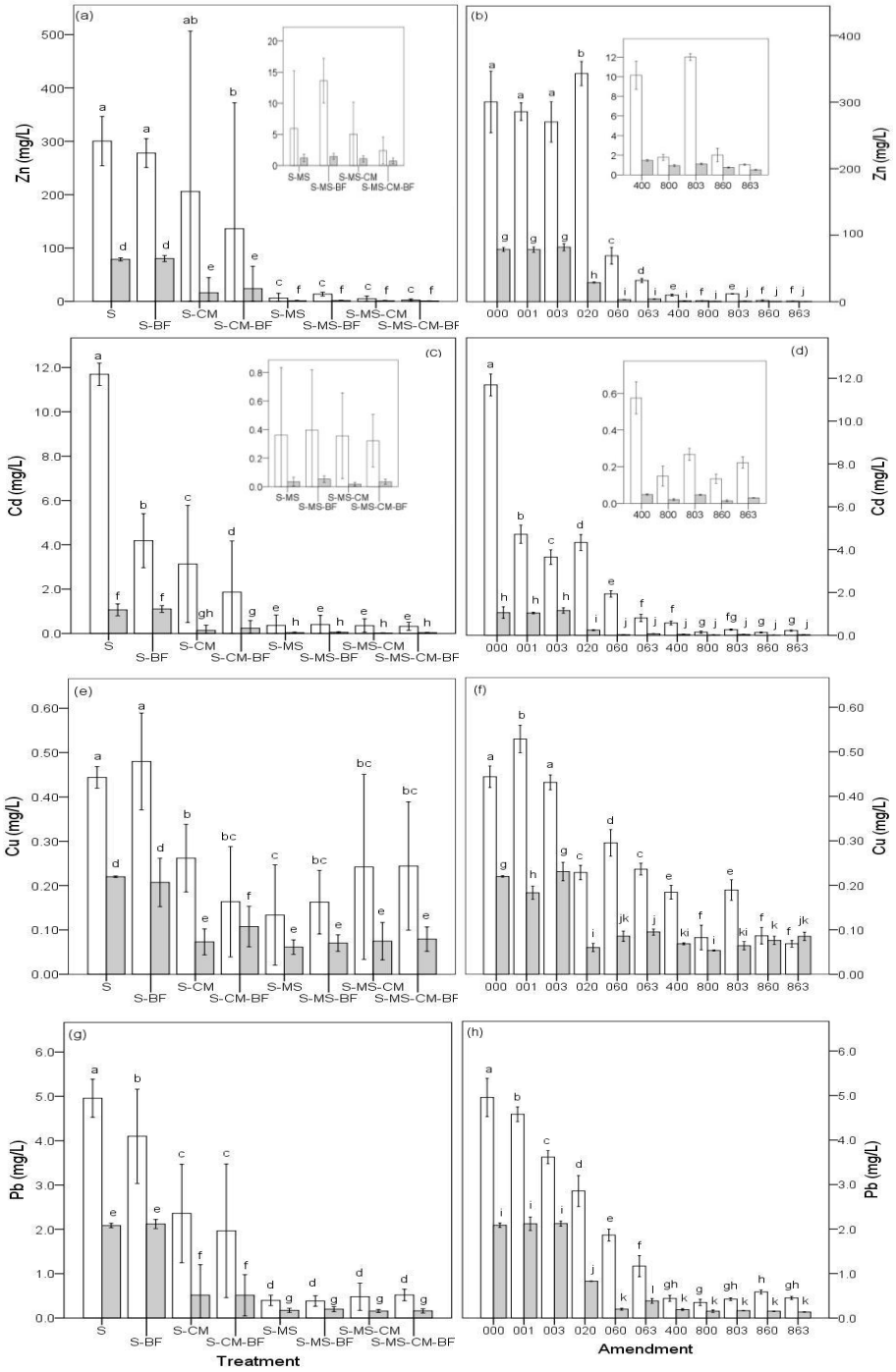


***Fig. 2.** Valores medios y deviación estándar (barras de error) de Zn, Cd, Cu y Pb en lixiviados (☐ y agua de poro ( ) de l☐ diferentes tratamientos y enmiendas. En cada solución, valores medios seguidos de la misma letra no tienen diferencias significativas. (test Tukey, P < 0.05).*

Los tratamientos solo con BF (S-BF) no afectaron a la concentración de elementos traza en AP, mientras que las concentraciones en Cd y Pb decrecieron significativamente en L (entre 55% y 70% y entre 7% y 27%, respectivamente). Solo en el caso del Cu (fig. 2f) la adición de 1% de BF incrementó su concentración en lixiviado pero decreció en el agua de poro. Sin embargo, cuando BF se añade con MS, las concentraciones de

Zn, Cd y Cu tienden a incrementar en L en relación al suelo enmendado solo con MS (enmiendas 803 y 800; fig. 2b, d y f), probablemente debido a condiciones más reductoras (valores de Eh más bajos, fig 1).
Los tratamientos solo con CM (S-CM) disminuyeron significativamente las concentraciones de Cd y Pb en L y AP (Fig 2). Las concentraciones de Cd y Pb disminuyeron tanto más cuando mayor fue cantidad de CM adicionada, mientras que la concentración de Cu incrementó. En el caso del Zn, solo la adicción de 6% de CM decreció significativamente su concentración en ambas soluciones, mientras que la adicción de 2% incrementó la concentración en L y la disminuyó en AP en proporciones similares (fig. 2b).

2.3 Efectos sobre la concentración de As soluble
A diferencia de los otros elementos traza, la concentración de As en el suelo no tratado es mayor en el agua de poro que en lixiviado (fig. 3a).

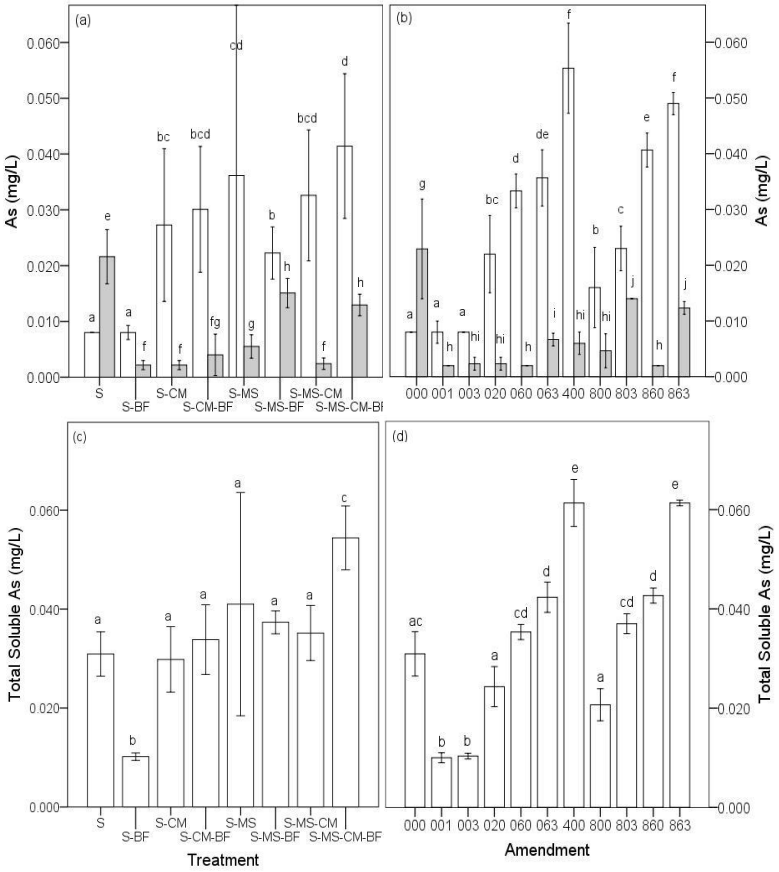


Fig. 3*. Valores medios y desviación standard (barras de error) de la concentración de As en lixiviados (□) and agua de poro ( ) y As total soluble (suma de lixiviados y agua de poro), de los diferentes tratamientos y enmiendas. En cada solución, los valores medios seguidos de la misma letra no tienen diferencias significativas (test Tukey, P < 0.05).*

Los tratamientos con BF (S-BF) no alteraron las concentraciones de As en el lixiviado pero la decrecieron significativamente en el agua de poro, siendo el único tratamiento que redujo significativamente la cantidad total de As soluble estimada como la suma de lixiviados y agua de poro, lo que confirma la efectividad de los compuestos de hierro en la reducción de la movilidad de As. Sin embargo, cuando BF se mezcla con MS y/o CM, la concentración de As incrementó significativamente en lixiviados y decreció en agua de poro (fig. 3a). Estos resultados nos indican que la adicción de óxidos de Fe junto con las enmiendas que incrementen el pH, conduce a una reducción en la eficacia del Fe en la adsorción de As, promoviendo su eliminación a través de los lixiviados. Este hecho se puede atribuir a la dominancia de especies cargadas negativamente bajo condiciones básicas ($HAsO_4^{2-}$) y un mayor rechazo de las superficies cargadas negativamente (paredes de los poros) aumentando su concentración hacia el centro del poro donde sería menos retenido y extraído con más facilidad por los lixiviados.

Cuando el suelo es tratado con MS solo (S-MS), el As total muestra una fuerte desviación estándar en los lixiviados (fig.3c) debido a una marcada disminución de la concentración cuando se incrementa la cantidad añadida de MS (fig. 3b).
Algunos investigadores (Hartley et al. 2004; Porter et al. 2004) sugieren la formación y precipitación de complejos As-Ca bajo condiciones oxidantes y moderado pH. Sin embargo, en un suelo enmendado solo con MS (400, 800) hay un exceso de $CaCO_3$ mientras que los valores de pH y Eh son similares (fig. 1b y f). Por tanto, este mecanismo por sí solo no puede explicar el descenso de As soluble. La adsorción de As por revestimientos de oxohidróxidos de Fe y la mayor área superficial de estos revestimientos con el incremento de MS añadido, podría ser el responsable del descenso en el As total soluble en la muestra 800 relativa a la 400. Valores bajos de Eh en el lixiviado y agua de poro cuando MS se combinó con BF (<200 mV, fig. 1e), daría lugar a una reducción de los revestimientos de Fe y presumiblemente a un cambio de As(V) a As(III) que es más móvil. Esto explicaría el incremento en As en lixiviados y aguas de poro en los suelos enmendados 803 y 863 en relación a 800 (fig. 3b).
Cuando el suelo es tratado solo con CM, la concentración de As en los lixiviados aumenta a medida que se añade más CM (fig. 3b), lo que se puede atribuir a un incremento del pH y una mayor proporción de especies arseniato cargadas negativamente (fig. 1c). Sin embargo no se puede descartar que compuestos orgánicos solubles compitan con el As por los sitios de adsorción incrementando la concentración en el lixiviado (Kumpiene et al. 2008).

3. Bioensayos con Lactuca sativa, L.

Ninguna semilla germinó en los lixiviados (GI = 0), indicando una alta toxicidad atribuible tanto a la elevada concentración en elementos traza como a la elevada salinidad. En el agua de poro casi todas las semillas germinaron, no siendo significativa la diferencia entre tratamientos y enmiendas (fig. 4).

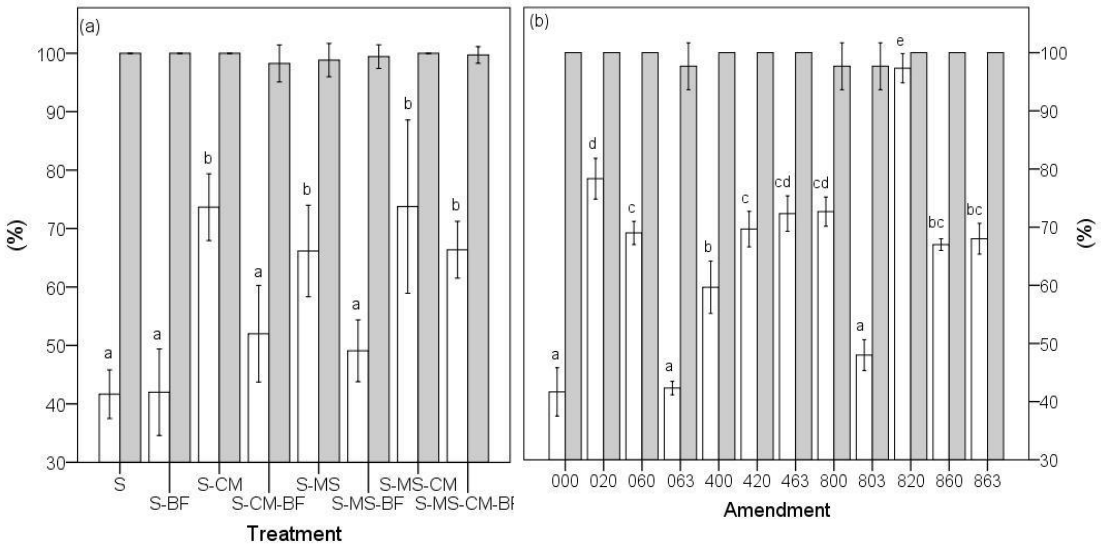


Fig. 4. *Valores medios y desviación estándar (barras de error) del índice de germinación ( ) y elongación de la raíz ( ) en el agua de poro de diferentes tratamientos y enmiendas. Valores medios seguidos de la misma letra no tienen diferencias significativas (test Tukey, P<0.05)*

El índice de elongación de la raíz (REI) sí mostro diferencias significativas entre enmiendas, estando más influenciado por las propiedades químicas de la solución, lo que indica que se puede utilizar para estimar la fitotoxicidad del AP. El valor medio más bajo de REI (sin diferencias significativas entre ellos) lo tienen el suelo no enmendado y el suelo enmendado con BF solo y en combinación con MS o CM. Este hecho podría deberse a la acidez (pH = 3.4 ±0.1) y elevadas concentraciones en Zn (80 ± 3 mg L-1), Cd (1.1 ± 0.1 mgL-1) y Pb (2.1 ± 0.1 mgL-1) en estos suelos enmendados. En los suelos tratados con CM (S-CM), con MS (S-MS), con la combinación de MS y CM (S-MS-CM) o con las tres enmiendas (S-MS-CM-BF), los valores de REI incrementaron significativamente con respecto a los otros tratamientos (fig. 4a). Este efecto puede ser debido mayoritariamente con una menor salinidad, más elevados valores de Eh (fig. 1c y e) o con menores concentraciones de elementos traza (fig. 2). Estos mismos parámetros también determinan el valor de REI en cada tratamiento. Así en el tratamiento con CM, la disminución del REI con respecto a la cantidad de CM añadida (020 comparado con 060) es debido a la mayor salinidad (figs. 1d, 4b). Por otra parte, en el tratamiento con MS el incremento de REI con respecto a la cantidad de MS añadida (400 comparado con 800) está asociado con el descenso tanto de la salinidad como de la concentración de elementos traza (figs. 1d, 2 y 4). De acuerdo

con estos resultados, el valor más alto del REI se registró cuando el suelo se enmendó con 8% de MS y 2% de CM (820).

Conclusiones

Las enmiendas que elevaron el pH, especialmente lodo de mármol, fueron efectivas en reducir la concentración de metales solubles, sin embargo incrementaron la concentración de As en L. La enmienda que fijó el As, óxido de hierro, no es efectiva en disminuir la solubilidad de metales. La combinación de enmiendas no decreció significativamente la solubilidad de elementos traza con respecto a las aplicaciones individuales Sin embargo, la combinación de 8% lodo de mármol con 2% de compost mostró el mayor índice de elongación de la raíz, sugiriendo que esta combinación fue la más efectiva en reducir de la toxicidad para la lechuga.

Agradecimientos

Este estudio ha sido realizado gracias a los proyectos CTM2009-07921 (Ministerio de Ciencia e Innovación de España y la UE Fondos Feder), y P07 RNM-03303 (Junta de Andalucía y FEDER).

Bibliografía

Del Moral, F., González, V., García, I., Sánchez, J.A., De Haro, S., Simón, M. (2010). Effect of organic residues on the solubility of trace elements and phytotoxicity of mining waste. Fresenius Environ Bull.19 (9b), 2071-2076.

EPA, United States Enviromental Protection Agency, 1996.Ecological Effects Test Guidelines, OPPTS 850.4200, Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. Available from: www.epa.org.

González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Tercero, M.C., Schulinb, R., Álvarez-Rogel, J., Egea, C.. (2011). The combined use of liming and *Sarcocornia fruticosa* development for phytomanagement of salt marsh soils polluted by mine wastes. J. Hazard. Mater. 186, 805–813.

Hartley, W., Edwards, R., Lepp, N.W. (2004) Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short and long-term leaching tests, Environ. Pollut. 131, 495–504.

Hartley, W., Lepp N.W. (2008). Remediation of arsenic contaminated soils by iron-oxide application, evaluated in terms of plant productivity, arsenic and phytotoxic metal uptake, Sci. Total Environ. 390, 35–44.

Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Muarice, C. (2008). Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments. A review, Waste Manage. 28, 215-225.

Melamed, R., Cao, X., Chen, M., Ma, L.Q. (2003). Field assessment of lead immobilization in a contaminated soil after phosphate application, Sci. Total Environ. 305, 117–127.

Porter, S.K., Scheckel, K.G., Impellitteri, C.A., Ryan, J.A. (2004) Toxic metals in the environment: thermodynamic considerations for possible immobilization strategies for Pb, Cd, As and Hg. Critical Rewiews, Environ. Sci. Technol. 34, 495-604.

Schwab, P., Zhu, D., Banks, M.K. (2007). Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments, Bioresour. Technol. 98, 2935–2941.

Scullion, J.2006. Remediating polluted soils. Naturwissenschften 93, 51-65.

Sierra, M., Martínez, F.J., Aguilar, J. (2007) Baselines for trace elements and evaluation of environmental risk in soil of Almería (SE Spain), Geoderma 139, 209-219.

Simón, M., Diez, M., González, V., García, I., Martín, F., de Haro, S. (2010) Use of liming in the remediation of soils polluted by sulphide oxidation: A leaching-column study, J. Hazard. Mater. 180, 241–246.

Simón, M., Dorronsoro, C., Ortiz, I., Martín, F., Aguilar, J. (2002). Pollution of carbonate soils in a Mediterranean climate due to a tailings spill, Eur. J. Soil Sci., 53, 321-330.

Williams, D.E. (1948) A rapid manometric method for determination of carbonate in soils, Soil Sci. Soc. Am. Proc. 13, 127-129.

Efectividad de las enmiendas en la absorción de As por lechuga (*Lactuca sativa*, L.) en un suelo contaminado básico.

Verónica González, Floriana Bedussi, Mariano Simón, Inés García, Sergio de Haro, Fernando del Moral, Juan Antonio Sánchez.

Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería CITEII-B. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, ceiA3. La Cañada de San Urbano S/N. 04120 Almería, Spain
e-mail inesgar@ual.es

Resumen

La capa superficial (20 cm) de un suelo básico y contaminado fundamentalmente por arsénico, perteneciente al distrito minero de Rodalquilar (Almería, SE España), fue enmendado con diferentes cantidades de lodo de corte y pulido de mármol (98% CaCO3); compost (41% Carbono orgánico) y Byferrox (75% goethita). En el suelo contaminado, con y sin enmiendas, así como en un suelo control,se llevaron a cabo bioensayos de establecimiento de lechuga en invernadero. Se colocaron 400 g de suelo , tamizado 2mm, en pots de plástico (PVC) provistos de un sistema de drenaje. Se lavaron los suelos con 90 cm^3 de agua destilada y se sembraron 10 semillas de lechuga (variedad Villena RZ) en cada pot. Las plantas se regaron tres veces a la semana, recogiéndose lixiviados y agua de poro (microsonda Rhizom). Los tratamientos con hierro fueron los más efectivos en disminuir la concentración de As tanto en lixiviados como en agua de poro, mientras que el compost favoreció la solubilidad de este elemento. Aunque la emergencia fue superior al 50 % en todos los casos, los suelos tratados con hierro presentaron siempre una emergencia > 80%, coincidiendo con los mayores crecimientos durante el establecimiento y las menores concentraciones de As en hoja y raíz, indicando que la enmienda férrica no solo disminuyó la solubilidad del As, sino también su biodisponibilidad.

Introducción

Desde el Mioceno, la provincia de Almería (SE España) se ha visto afectada por una intena actividad tectónica, volcánica e hidrotermal. Las inyecciones hidrotermales a través del complejo sistemas de fallas que se creó, dieron lugar a vetas ricas en diversos metales (hierro, plata, cobre, plomo e incluso oro); lo que desde muy antiguo propició una importante actividad minera A finales del siglo XIX y principios del XX, la provincia experimentó un gran desarrollo industrial debido a la minería. En la actualidad, los vestigios de la antigua actividad minera se pueden apreciar en las numerosas ruinas de construcciones mineras y hornos de fundición que salpican toda la provincia de Almería, así como en los millones de toneladas de residuos esparcidos por su superficie.
El distrito minero de Rodalquilar se encuentra localizado en la provincia de Almería (SE España), dentro del Parque Natural de Cabo de Gata-Nijar. Es una zona formada por rocas volcánicas del final del terciario (Rytuba et al., 1990) donde la actividad volcánica se desarrolló en un amplio periodo comprendido entre 7.5 y 15 millones de años (Mioceno Medio y Superior). La caldera de Rodalquilar se generó debido al hundimiento del fondo de la caldera en el interior de la cámara magmática subyacente en una serie de procesos eruptivos de alta explosividad, originando el depósito de varias unidades de rocas piroclásticas (ignimbritas), cuya posterior alteración hidrotermal dio lugar a los yacimientos minerales característicos de la zona. Las ignimbritas del Cinto y de las Lázaras forman las unidades más importantes desde un punto de vista económico (Arribas et al., 1995), incluyendo las venas minerales epitermales de alta sulfuración (oro-alunita) y de baja sulfuración (Pb-Zn-Cu-Au). Las explotaciones mineras en Rodalquilar comenzaron en 1825 para el Pb, Zn y Cu, siendo las minas más productivas *Las Niñas*, *Triunfo* y *Consulta*. La minería de oro comenzó en Rodalquilar en torno a 1920, estando la mayoría de las minas situadas en el cerro de El Cinto. Se modernizó en 1931 con la instalación, cerca del pueblo de Rodalquilar, de una planta de cianuración (plantas Dorr y Denver) para el tratamiento del mineral. Entre 1943 y 1966 estas plantas procesaron en torno a 1.4 Mt de mineral (Hernández Ortiz, 2002). El oro se concentraba mediante trituración y posterior separación electromagnética de los componentes no auríferos. El lodo acuoso se depositaba en los tanques de agitación y después era transferido a los tanques de tratamiento, donde se le añadía cianato de sodio (pH≈10). El oro se unía al cianuro, quedaba en disolución y era entonces extraído. El residuo resultante, sobre 9 x 10^5 y 12 x 10^5 m^3, se depositaba en unas balsas situadas al N-NE del pueblo de Rodalquilar. Para contener los residuos e impedir su dispersión hacia otras zonas, se construyeron dos muros de contención, uno grande al este de la balsa, y otro más pequeño situado en el sur de la misma.
Por otra parte, la provincia de Almería tiene dos fuentes principales de ingresos pertenecientes al sector primario como son, la agricultura bajo plástico y la industria del mármol, y ambas generan gran cantidad de residuos. Este estudio está enfocado hacia la reutilización de estos residuos como enmiendas inmovilizantes en la remediación de suelos contamiandos. El objetivo del presente trabajo es estudiar el efecto de enmiendas

inorgánicas (lodo de corte y pulido del mármol y óxidos de hierro) y orgánicas (compost procedente de restos vegetales de invernaderos) en la movilidad y biodisponibilidad de As en un suelo básico contamiando.

Material y Métodos

Para este estudio se seleccionó un suelo contaminado del distrito minero de Rodalquilar (CS) con un pH básico (Tabla 1). El suelo se secó al aire y se tamizó a 2 mm. A dicho suelo se le adiccionaron diferentes concentraciones de lodo de mármol (MS), residuos de invernaderos compostados (CM) y óxido de Fe sintético (BF), solos o en combinación binarias y terciarias. La proporción de estas enmiendas añadidas está de acuerdo con nuestras anteriores investigaciones (del Moral et al. 2010; González et al. 2012). En total se prepararon 7 muestras que fueron etiquetadas con tres dígitos. El primer dígito representa el contenido en MS, el segundo en CM y el tercero en BF, todos expresados en tanto por ciento en peso. Así mismo se tomó un suelo natural de la zona (suelo control), presumiblemente sin contaminación.
El suelo natural, suelo contaminado y suelos enmendados (tres replicas), se humedecieron a capacidad de campo con agua destilada en ciclos de aproximadamente 5 días para alcanzar el equilibrio (Martínez and Motto, 2000). En pots de PVC, con sistema de drenaje, se colocaron 400 g de cada suelo previamente humedecido y se les adicionó 90 cm^3 de agua destilada, recogiendo el lixiviado (L) y el agua de poro (AP), esta última mediante microsondas Rhizon Soil Moisture Sampler. Posteriormente, se sembraron 10 semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L) (variedad Villena RZ) en cada pot. Las plantas se regaron tres veces a la semana con 25 cm^3 de agua destilada y, para prevenir deficiencias nutritivas se les adicionó 25 cm^3 de una solución nutritiva una vez por semana. En cada solución (L y AP), dado que el pH es básico en todos los casos, se midió la conductividad eléctrica (EC) y el potencial redox (Eh). Todas las soluciones se filtraron a través de un filtro de celulosa (0.45µm), se acidularon y almacenaron a 4ºC hasta su posterior analisis. El As se determinó por ICP-MS usando un Hewlett Packard 4500 STS. La seguridad del método fué confirmada por análisis (seis réplicas) de un Material de Referencia Estándar SRM2711 para suelos con concentración moderadamente alta de elementos traza.
En cada uno de los pots se calculó la tasa de emergencia y, a continuación, se arrancaron todas las plántulas excepto una que continuó su desarrollo hasta el establecimiento. Las plantas establecidas se arrancaron cuidadosamente, se lavaron con agua destilada, se midió la longitud de las raíces y hojas y se secaron en estufa a 65º durante 72 h, siendo finalmente pesadas y pulverizadas. El material orgánico pulverizado fué digerido con ácido fuerte (HNO_3) y H_2O_2 usando un horno microondas y vasos cerrados de digestión (Kingston and Jassie, 1986; Sah and Miller, 1992). En cada muestra digerida, el As se determinó por ICP-MS. La seguridad del método se confirmó mediante análisis (seis réplicas) de un Material de Referencia Estándar 1572 (hojas de cítricos).

Resultados y discusión

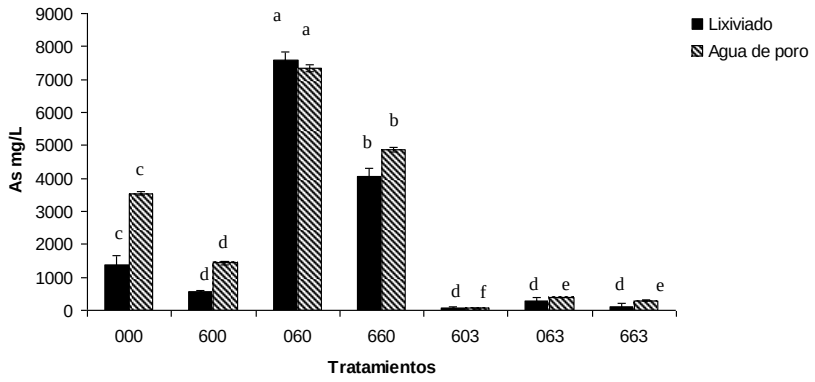
1.Características de suelos y enmiendas
El suelo contaminado (CS) es salino (EC = 9.0 dS m^{-1}), alcalino (pH = 8.4), con una textura arenosa franca, bajo contenido en carbono orgánico y una concentración en As superior al nivel de base establecido por Sierra et al. 2007 para el SE de España. El lodo de mármol (MS) tiene un elevado contenido en $CaCO_3$, pH básico, baja conductividad eléctrica, así como bajo contenido en As. El compost (CM) se caracteriza por su elevado contenido en carbono orgánico. El óxido de hierro (BF) está compuesto por un 70% de goethita y presenta un contenido en As relativamente elevado, aunque mucho más bajo que el suelo contaminado. El suelo control (US) tiene un mayor contenido en carbono orgánico que el suelo contaminado, textura franca y no es salino.

2 Efectos de las enmiendas en la movilidad de As
Tanto en el lixiviado como en el agua de poro (Figura 1), la adición de BF en combinación con MS (603), con CM (063) o con los dos (663) fue la enmienda que inmovilizó el As en mayor medida. La concentracion de As en estos tratamientos y en ambas soluciones, fué significativamente más baja que en el suelo no enmendado o enmendado con MS y CM sólos o en combinación, lo que confirma el importante papel del hierro en la fijación de As (Kim et al. 2003; Porter et al. 2004; Sastre et al. 2004; González et al. 2012).

	US	CS	CM	MS	BF
$CaCO_3$ (%)	nd	1.02 ± 0.1	-	98.2 ± 5	nd
pH	7.2 ± 0.1	8.42 ± 0.2	8.7 ± 0.2	8.5 ± 0.1	7.6 ± 0.1
CE(dS m^{-1})	1.63 ± 0.1	9.03 ± 0.2	7.2 ± 0.2	2.1 ± 0.1	1.7 ± 0.1
CO (%)	1.15 ± 0.2	0.08 ± 0.0	41.2 ± 0.1	0.79± 0.08	nd
Arena (%)	43.7 ± 0.8	86 ± 0.9	-	3.8 ± 0.4	-
Limo (%)	38.4 ± 0.6	8.75 ± 0.4	-	64.6 ± 0.8	-
Arcilla (%)	16.6 ± 0.6	5.25 ± 0.1	-	32.3 ± 0.7	-
As(mg kg^{-1})	11.6 ± 0.3	706.9 ± 21	1.3 ± 0.1	3.8 ± 0.1	28 ± 3

Tabla 1. Media y desviación estándar de las propiedades y concentración de As del suelo control (US), suelo contaminado (CS), enmienda orgánica (CM) y enmiendas inorgánicas (MS y BF).

En el suelo enmendado solo con MS (600), las concentraciones de As en el lixiviado y agua de poro fueron significativamente más bajas que el suelo no enmendado (Fig. 1), probablemente debido a la formación de complejos As-Ca (Hartley et al. 2004); sin embargo, el suelo tratado solamente con CM (060) presentó unas concentraciones de As en lixiviado y agua de poro significativamente más altas que el suelo no enmendado, lo que se podría atribuir a la competencia de los compuestos orgánicos solubles por los sitios de adsorción, favoreciendo el incremento de la concentración de As en ambas soluciones (lixiviados y agua de poro). La combinación de CM y MS, presentó un efecto intermedio entre los dos anteriores.



3 Bioensayos de emergencia y establecimiento

La emergencia fue superior al 50% en todos los suelos estudiados, alcanzando el 100 % únicamente en el suelo al que se le adicionaron las tres enmiendas (Tabla 2). En los suelos enmendados solo con SM, CM o con la combinación de ambos SM-CM, sólo emergieron el 60% de las semillas plantadas. Mientras que la adición de BF a las enmiendas MS y CM estimuló la germinación de las semillas en un 20%, presentando las muestras 603 y 063 un porcentaje de emergencia del 80%.

Muestra	000	600	060	660	603	063	663	Control
Emergencia (%)	60	60	60	60	80	80	100	100

Tabla 2. Porcentaje de emergencia de Lactuca sativa, L.

La longitud de la raíz y de la parte aérea de la lechuga fue mayor en todos los suelos enmendados, mejorando el crecimiento de la lechuga con respecto al suelo contaminado no enmendado (Fig 2). El crecimiento se vió especialmente favorecido por la adicción de BF, como se pone de manifiesto en los tratamientos 603, 063 y 663, donde el incremento en la longitud de la lechuga (raiz y hoja) fue significativo; no obstante, de todos los tratamientos con BF, el tratamiento 663 fue el que dio lugar a una menor longitud de la raiz. El desarrollo de la lechuga fue menor en los suelos enmendados solo con MS (600), donde la longitud de la hoja no presento diferencias significativas con respecto al suelo no enmendado.

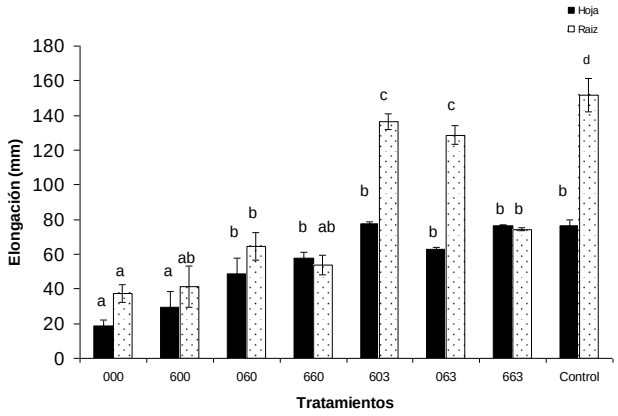


Figura 2. Elongación (mm) de raíz y hoja en los distintos suelos.

El peso de la lechuga siguió un comportamiento parecido al de la elongación, todos los tratamientos aumentan el peso de la lechuga con respecto al suelo no enmendado, siendo los tratamientos con BF los que presentaron un aumento significativo con respecto al suelo no enmendado. Sin embargo, ningún tratamiento mejora, iguala o se aproxima al peso de la lechuga control, presentando siempre valores significativamente menores (Fig. 3). Por tanto, las enmiendas no dieron resultado si se pretende establecer un cultivo comercial de lechuga, ya que los rendimientos serían muy bajos.

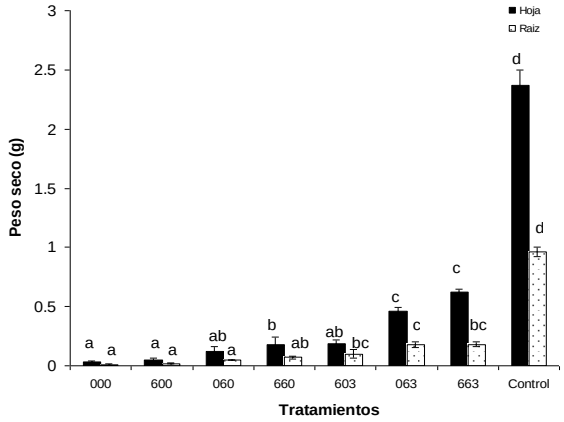


Figura 3. Peso de raíz y hoja en los distintos suelos.

Todos los tratamientos disminuyen significativamente la absorción de As por la lechuga (Fig. 4). Las mayores concentraciones de As en hoja se dieron en el suelo no tratado y las más bajas en los suelos tratados con BF. No obstante, ninguna de las enmiendas o combinaciones de enmiendas de este estudio fue suficiente para inmovilizar todo el arsénico biodispobible e impedir que la concentración en hoja estuviese por debajo del límite máximo establecido por Mench and Baize (2004) para lechugas saludables (1.5 mg/kg).

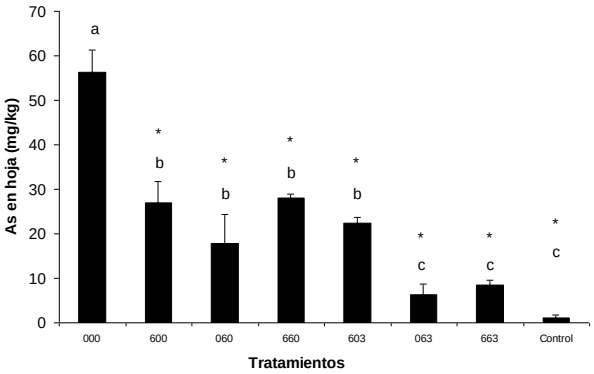


Figura 4. Concentración foliar de As.

Conclusiones

El efecto de las enmiendas depende del tipo de suelo y de los elementos contaminantes implicados. En nuestro estudio, de todas las enmiendas utilizadas, la más efectiva en mejorar la emergencia y la elongación de las plántulas fue el óxido de hierro (BF). La enmienda orgánica (CM), no solo no fue efectiva sino que incluso incrementó la solubilidad del As con respecto al suelo no tratado. En cualquier caso, incluso la enmienda BF no fue capaz de permitir que las plantas de lechuga alcanzasen un rendimiento adecuado, así como disminuir la concentración de As en hoja hasta límites próximos al de las lechugas que crecen en suelos no contaminados.

Agradecimientos

Este estudio ha sido realizado gracias a los proyectos CTM 2009-07921 (Ministerio de Ciencia e Innovación de España y la UE Fondos Feder), y P07 RNM-03303 (Junta de Andalucía y FEDER)

Bibliografia

Arribas, A., Cunningham, C.G., Rytubba, J.J., Rye, R.O., Kelly, W.C., Podwysocki, M.H., Mckee, E.H., Tosdal, R.M. (1995). Geology, geochronology, fluid inclusions and stable isotope geochemistry of the Rodalquilar gold alunite deposit, Spain. Econ. Geol. 90, 795-822.

Del Moral, F., González, V., García, I., Sánchez, J.A., De Haro, S., Simón, M. (2010). Effect of organic and inorganic residues on the solubility of trace elements and phytotoxicity of mining waste. Fresen. Environ. Bull. 19 (9b), 2071-2076.

González, V., García, I., del Moral, F., Simón, M. (2012). Effectiveness of emendments on the spread and phytotoxicity of contaminants in metal - arsenic polluted soils. J. Hazar. Mater. 205-206, 72-80.

Hartley, W., Edwards, R., Lepp, N.W. (2004). Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short and long-term leaching tests. Environ. Pollut. 131, 495-504

Hernández Ortiz, F. (2002). El oro y las minas de Rodalquilar. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, España, 263 pp

Kim, J.-Y., Davis, A.P., Kim, K.-W. (2003). Stabilization of available arsenic in highly contaminated mine tailing using iron, Environ. Sci. Technol. 37, 189-195.

Kingston, H.M. , Jassie, L.B., (1986). Microwave energy for acid decomposition at elevated temperatures and pressures using biological and botanical samples, Anal. Chem. 58, 2534–2541.

Martínez, C.E., Motto, H.L. (2000). Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils, Environ. Pollut. 107, 153-158.

Mench, M., Baize, D. (2004). Contamination des sols et de nos aliments d'origine vegetal por les elements traces. Courier de l'Environmental de I'INRA 52, 31-56.

Porter, S.K., Scheckel, K.G., Impellitteri, C.A. Ryan, J.A. (2004). Toxic metals in the environment: thermodynamic considerations for possible immobilization strategies for Pb, Cd, As and Hg. Critical Rewiews, Environ. Sci. Technol. 34, 495-604.

Rytuba, J.J., Arribas,Jr., A., Cunningham, C.G., Mckee, E.H., Podwysocki, M.H., Smith, J.G., Kekky, W.C., Arribas, A. (1990). Mineralized and unmineralized calderas in Spain: Part II, evolution of the Rodalquilar caldera complex and associated gold-alunite deposits. Mineral. Deposita 25, S29-S35.

Sah, R.N., Miller, R.O. (1992). Spontaneous reaction for acid dissolution of biological tissues in closed vessels, Anal. Chem. 64, 230–233.

Sastre, J., Hernandez, E., Rodriguez, R., Alcobe, X., Vidal, M., Rauret, G. (2004). Use of sorption and extraction test to predict the dynamics of the interaction of trace elements in agricultural soils contaminated by a mine tailing accident, Sci. Total Environ. 350, 261-272.

Sierra, M., Martínez, F.J., Aguilar, J. (2007). Baselines for trace elements and evaluation of environmental risk in soils of Almería (SE Spain). Geoderma 139, 209-219

Evidencias de cambios climáticos en los últimos 1.500 años conservadas en la señal isotópica del carbono acumulado en suelos de turbera del NW de la Península Ibérica.

Pontevedra-Pombal, X.[1]; García-Rodeja, E.[1]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Facultade de Bioloxía. Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n. 15782 Santiago de Compostela. Galicia. e-mail: xabier.pombal@usc.es

Introducción

Las relaciones isotópicas del carbono ($^{12/13}C$ o $\delta^{13}C$) de los componentes naturales recogen e integran información sobre los procesos y cinética de su génesis, y de las condiciones ambientales dominantes durante su formación (Boutton, 1996).

La distribución natural de los isótopos ^{12}C y ^{13}C en los diferentes componentes ambientales muestra variaciones sustanciales, lo que resulta extremadamente útil en el seguimiento y cuantificación de las fuentes, sumideros y flujos dentro de su ciclo biogeoquímico. En los materiales naturales los procesos físicos, químicos y biológicos provocan un fraccionamiento isotópico, que para muchos componentes biológicos genera diferencias del $\delta^{13}C$ que se pueden interpretar en términos ecológicos, paleoambientales y geoquímicos (Boutton, 1991). Su aplicación a la paleoceanografía y a la paleoclimatología marina ha sido relevante (Zachos et al., 1993; Hesse et al., 2011), pero la reconstrucción isotópica de las condiciones ambientales continentales es más compleja, al presentar mayor heterogeneidad espacial y temporal.

El carbono orgánico está empobrecido en ^{13}C por efecto del proceso de fraccionamiento biológico, que se produce sobre todo durante la fotosíntesis. Los procesos derivados de la actividad fotosintética de las plantas provocan un enriquecimiento en ^{13}C del dióxido de carbono utilizado (Faure, 1986) de mayor o menor intensidad dependiendo del metabolismo C3 (–22‰ a –35‰), C4 (–17‰ a –9‰) o CAM (–20 a –10‰) de las mismas. Además, todas las plantas discriminan negativamente el componente $^{13}CO_2$ durante la fotosíntesis, con una intensidad que depende de factores ambientales y bioquímicos, induciendo pequeños cambios en el $\delta^{13}C$ de las plantas (Benner et al., 1987).

Estas plantas son las precursoras de la materia orgánica de los suelos (MOS), pero la señal isotópica edáfica es poco conocida. Los residuos orgánicos de suelos jóvenes reflejan el $\delta^{13}C$ de la vegetación existente (Tieszen et al., 1997). Pero con estados de descomposición avanzados, la materia orgánica insoluble del suelo se enriquece en ^{13}C (Fogel y Cifuentes, 1993), de un 1 a 2 ‰ respecto a la vegetación (Wedin et al., 1995), aumentando con la profundidad (Stout et al., 1981).

Los cambios en los valores de $\delta^{13}C$ en el suelo de un ecosistema C3 con el tiempo y la profundidad son consecuencia del incremento del mezclado microbiano en la materia orgánica residual y de la influencia de los cambios atmosféricos (Ehleringer et al., 2000).

Por lo tanto, en el sistema suelo – planta, el $\delta^{13}C$ orgánico del suelo (COS) contiene información sobre los cambios en las comunidades vegetales y en la dinámica de descomposición de los restos orgánicos en el suelo, asociado a las oscilaciones de las condiciones ambientales y las perturbaciones antrópicas.

En este trabajo pretendemos evaluar el efecto de los cambios ambientales pasados y la actividad humana en el fraccionamiento isotópico del COS en histosoles. La comprensión de los factores y mecanismos que actúan sobre dicho fraccionamiento en estos suelos debería permitirnos predecir la posible respuesta de estos sumideros de carbono a los impactos ambientales globales. Con este propósito, se ha determinado el valor y variación del $\delta^{13}C$ en la turbera del Tremoal do Penido Vello y se ha definido su evolución temporal en los últimos 1.500 años en relación con otros registros ambientales del hemisferio norte.

Material y Métodos

El Tremoal do Penido Vello (PVO; 43º32’19’’N - 7º30’45’’W) es una turbera ombrotrófica localiza en las Serras Septentrionais de Galicia, NW Península Ibérica a 20 km de la costa y a una altitud de 790 m s.n.m. (Fig. 1), sobre materiales graníticos. Se trata de un área de ambientes muy húmedos y frescos, baja estacionalidad pluviométrica, precipitación anual acumulada de 1.590 mm y temperatura media anual de 8,8°C.

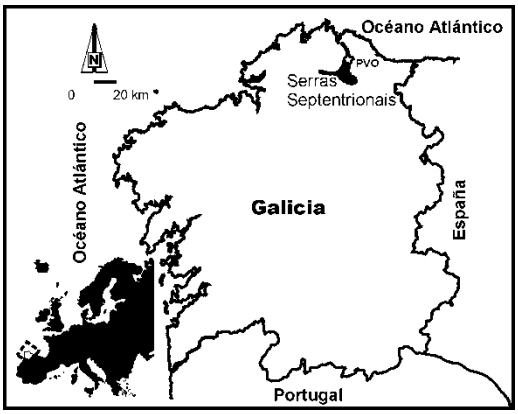


Figura 1. Localización del área de estudio

Se tomaron muestras de un Histosol Fíbrico Ombrico (FAO-WRB, 2007) hasta alcanzar la máxima profundidad posible. La turba se cortó en bloques y se envolvió en papel de aluminio y plástico alimentario para su transporte. En el laboratorio el metro superior se seccionó cada 2 cm de grosor y el resto hasta 245 cm de profundidad cada 5 cm. Las determinaciones analíticas se realizaron por duplicado.

Para establecer el patrón de desarrollo temporal del suelo se realizó la determinación de la edad ^{14}C de muestras seleccionadas (Tabla 1). Los datos fueron calibrados usando el programa CALIB 5.0.2. (http://calib.qub.ac.uk/calib; Reimer et al., 2004). El modelo de edad – profundidad se obtuvo por ajuste a una ecuación polinomial no-lineal (Pontevedra-Pombal et al., 2012).

Tabla 1. Edades radiocarbónicas y calibradas de PVO. Rango de edad calibrado a 2 sigmas.

Profundidad (cm)	**Material**	**Edad 14C**	**Rango Edad (cal BP; 2 sigma)**	**2s cal. a BP (media más probable)**	**Valor inferior**	**Valor superior**	**Código Lab.**
15	Peat	180±50	60-233	173	60	233	Beta-099389
25	Peat	610±40	542-659	602	542	659	GrN-22288
45	Peat	1050±60	795-1081	967	795	1081	Beta-099390
75	Peat	1470±60	1289-1424	1367	1289	1424	Beta-099391
99	Peat	1860±40	1708-1883	1796	1708	1883	GrN-22289
177.5	Peat	2810±60	2771-3078	2920	2771	3078	Beta-099393
212.5	Peat	3440±60	3559-3867	3705	3559	3867	Beta-099394
242.5	Peat	4070±50	4423-4638	4573	4423	4638	GrN-22290

Análisis de $\delta^{13}C$

El $^{12/13}C$ se determinó después de una conversión total del C a CO_2 siguiendo el método de Roscoe et al. (2000) en el Centre for Isotope Chemistry, Groningen, the Netherlands, utilizando un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas VG SIRA 9 y se expresó como $\delta^{13}C$ respecto al material de referencia V-PDB. La precisión analítica para el material de referencia fue de 0,05‰.

Resultados y Discusión

$\delta^{13}C$ del Histosol

Los valores medios del $\delta^{13}C$ en PVO variaron entre –27,8 a –28,6‰, con una desviación típica de 0,23‰: Estos valores son propios de residuos orgánicos procedentes de plantas C3. Se observó una tendencia general de empobrecimiento en ^{13}C con la profundidad. Estos valores son asimilables a los determinados por Bol et al. (1999) en Gleysoles stagnohúmicosbritánicos (–28,0 - –26,4‰), por Kracht y Gleixner (2000), Charman et al (1999) y Anderson (1998) en Histosoles alemanes (–26,4 ± 0,4‰), ingleses (–25,8 - –26,8‰) y escoceses (–30,9 - –27,0‰) respectivamente, o por Skrzypek et al. (1998) en Histosoles Ómbricos (–28,6 - –25,5‰) de Polonia.

En ausencia de cambios drásticos en la comunidad vegetal, en los suelos de ecosistemas C3 es común observar un progresivo enriquecimiento $\delta^{13}C$ asociado a la descomposición de los restos vegetales y la oxidación de la materia orgánica (Buchmann et al., 1997). Ahora bien, en suelos donde la evolución de la materia orgánica está dificultada este fraccionamiento está limitado (Dzurec et al., 1985). Esto explicaría el escaso empobrecimiento en ^{13}C observado en PVO, al igual que ha sido establecido en histosoles de otras áreas (Anderson, 1998; Skrzypek et al., 1998). En este ambiente biogeoquímico, la turba muestra un $\delta^{13}C$ más o menos constante o decreciente con la profundidad (edad). Sólo en el caso de turbas muy profundas y descompuestas en contacto con sedimentos límnícos, se han registrado incrementos del $\delta^{13}C$ (Rask & Schoenau, 1993) por metanogénesis (diagénesis).

En PVO el espectro base lo definen pequeñas oscilaciones inferiores al 0,2‰, propias de la heterogeneidad de la turba y de la complejidad del ecosistema, junto a otras variaciones más intensas. En la superficie de la turbera, fuera de la tendencia, se determinó un mayor $\delta^{13}C$ (–28,47‰). Dentro de la tendencia, el máximo $\delta^{13}C$ se localiza a 5 cm de la superficie con un valor de –27,48‰, y el mínimo a 240 cm de profundidad con un –28,75‰.

Bol et al. (1999) indican que las pequeñas oscilaciones del contenido en ^{13}C con la profundidad vienen determinadas por dos factores básicos: la magnitud del fraccionamiento isotópico durante la fotosíntesis, y los cambios bioquímicos dominantes en el proceso de degradación de los restos orgánicos. En el área de estudio no existen evidencias de cambios en el modelo fotosintético, es decir, no parece haber habido sustitución en el tipo fotosintético C3 a C4 o CAM en la comunidad vegetal en los últimos 10.000 años.

El análisis de ^{13}C-CPMAS-NMR en PVO (Pontevedra Pombal et al., 2002), mostró que durante la evolución de la turba los grupos bioquímicos funcionales presentan un enriquecimiento progresivo de los componentes alifáticos recalcitrantes, empobrecidos en ^{13}C, y una pérdida progresiva de los carbohidratos más lábiles. Los resultados han demostrado (Tabla 2; Figura 2) la existencia de una correlación negativa ($r = -0,80$; $p<0,05$) entre las relaciones del $\delta^{13}C$ y la evolución de las proporciones de biomoléculas durante la descomposición de la materia orgánica, en particular dentro del catotelm (capa anóxica).

Tabla 2. Correlación entre el $\delta^{13}C$ y la relación de compuestos alifáticos/carbohidratos obtenidos por resonancia magnético nuclear ($p<0,05$).

δ13C – alifáticos/carbohidratos	
Correlación múltiple	-0,80
Desviación típica	0,17
Número de observaciones	30

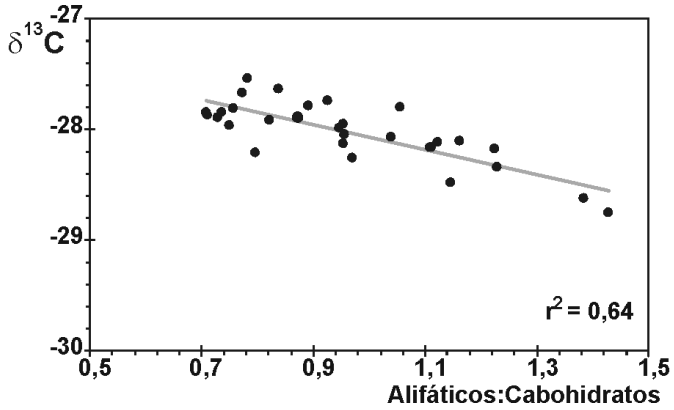


Figura 2. Análisis de regresión entre el índice de descomposición Alifáticos/Carbohidratos y el δ13C en el catotelm del Tremoal do Penido Vello

Esta relación ya había sido propuesta con anterioridad (Bonde et al.1992) y se ha atribuido a la combinación de la variación de la composición bioquímica en las fracciones de carbohidratos, lignina, celulosa, lípidos, etc., con distintos valores de $\delta^{13}C$ (Smith & Benedict, 1974), y a la acumulación preferencial de fracciones bioquímicas vegetales con relaciones isotópicas particulares. Así, la preservación selectiva de compuestos alifáticos, que generalmente están empobrecidos en ^{13}C respecto al conjunto de los restos vegetales, causa un descenso de $\delta^{13}C$ en la turba durante su degradación (Nadelhoffer & Fry, 1988).

Señal ambiental del $\delta^{13}C$

Junto a la dinámica general del $\delta^{13}C$ durante la descomposición de la turba en el suelo de PVO, se han detectado variaciones significativas. Se identificó un importante empobrecimiento de ^{13}C en la superficie de PVO. Durante los últimos 200 años, los valores de $\delta^{13}C$ del CO_2 atmosférico han descendido desde un –6,5‰ hasta un –8,0‰ en respuesta a la actividad humana sobre el paisaje y las prácticas industriales, que inyectan carbono biogénico con bajo $\delta^{13}C$ (–27‰) a la atmósfera (White et al., 1994). Entre otros lugares del planeta, este efecto ha sido identificado en la Península Ibérica por Peñuelas y Azcon-Bieto (1992) que, trabajando con 12 especies de tipo C3 determinaron una reducción del $\delta^{13}C$ de –25,8‰ a –26,4‰ durante los últimos 2 siglos. En esta dirección, Bol et al. (1999) han establecido la existencia de una disminución máxima del $\delta^{13}C$ de –1‰ en las capas superficiales de suelos orgánicos de las Islas Británicas, y las han atribuido al efecto del uso de combustibles fósiles sobre la composición isotópica del CO_2 atmosférico. Jedrysek et al. (1994, 1998b), en sus trabajos en Histosoles Ómbricos polacos comprobaron que la turba superficial presentaba una discordancia respecto a la tendencia del $\delta^{13}C$, con valores más negativos que asociaron al incremento de CO_2 atmosférico derivado de la actividad antrópica o efecto Suess. En PVO, el $\delta^{13}C$ ha descendido entre un 0,40‰ y un 0,55‰ en los pasados 100 años. Esta situación es fácilmente comprensible, no sólo por la existencia de una interacción directa entre la circulación atmosférica general y los Histosoles Ómbricos, sino también por la posible conexión de estos suelos y la quema a gran escala de lignito en las proximidades del ecosistema.

El resto de las variaciones del $\delta^{13}C$ en el suelo de PVO, que no pueden ser justificadas por el vector general de descomposición de la turba ni tampoco por el efecto Suess, podrían ser explicadas a partir de la dinámica de aquellos factores que influyen directamente sobre la descomposición, en particular la modulación climática. La existencia de un control térmico sobre el $\delta^{13}C$ de las plantas ha sido aceptada tras las interpretaciones de Rózański et al. (1993) sobre el efecto en la termodinámica y en la composición isotópica del agua meteórica en diversas condiciones climáticas. En condiciones naturales, el fraccionamiento isotópico entre las plantas y el CO_2 atmosférico depende de la temperatura, de forma que O'Leary (1981) ha estimado un aumento de 1‰ en el $\delta^{13}C$ por cada ºC de descenso. Esta relación podría permitir distinguir los períodos fríos y cálidos presentes durante la acumulación de la materia orgánica.

Pero la interpretación de los cambios ambientales basada en variaciones isotópicas ha de ser confrontada con eventos ambientales conocidos e independientes. En este estudio hemos comparado los valores de $\delta^{13}C$ de PVO con referencias paleoclimáticas locales y regionales contrastadas.

Las oscilaciones térmicas de los últimos 1.000 años en Europa han sido establecidas a través del análisis de distintos archivos y señales ambientales. En la Figura 3 se observa la evolución del $\delta^{13}C$ durante el último milenio del desarrollo de PVO y la historia climática del norte de Europa a partir de las paleotemperaturas establecidas para las Islas Británicas (Lamb, 1977).

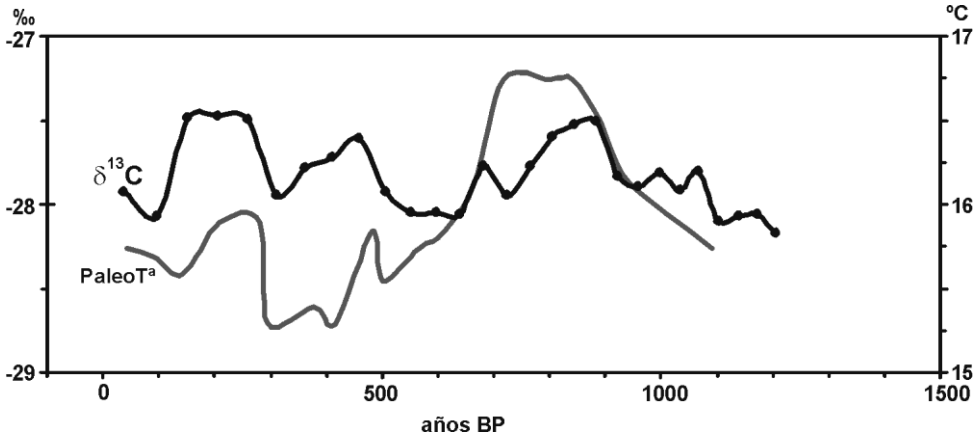


Figura 3. Distribución del δ13C en PVO (este trabajo) y evolución de las paleotemperaturas en las Islas Británicas en el último milenio (Lamb, 1977).

En esta ventana cronológica es posible observar un claro acoplamiento entre el $\delta^{13}C$ de PVO y las variaciones de temperatura del norte de Europa. Aunque esta sincronicidad parece obvia; hemos de recordar que, si bien el aumento de temperatura favorece la descomposición y ésta produce en las turberas un detrimento del $\delta^{13}C$, en PVO el incremento del $\delta^{13}C$ coincide con el ascenso de las temperaturas, lo que suscita una duda razonable sobre la idoneidad de la utilización de patrones climáticos externos como reflejo de situaciones distantes. La única posibilidad de evaluar esta circunstancia es poseer registros ambientales locales e independientes bien calibrados. En el caso de PVO, Martínez-Cortizas et al. (1999) han desarrollado índices de variación relativa de la temperatura para este intervalo temporal respecto a los valores actuales, en función de la estabilidad térmica del Hg acumulado (IT).

Si aplicamos el IT en PVO (Figura 45), y asumiendo i) la existencia de otros factores menores que actúan sobre el $\delta^{13}C$, ii) el lógico retardo en la respuesta de los ecosistemas a los cambios y, iii) las cualidades eurioicas que poseen en mayor o menor grado las especies; la concordancia entre el $\delta^{13}C$, las temperaturas regionales y el índice térmico local muestran una coherencia significativa.

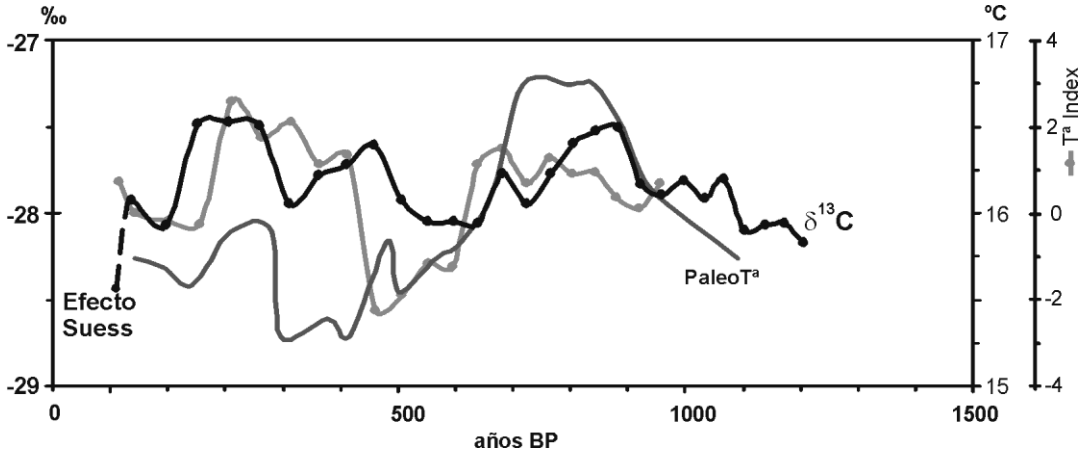


Figura 4. Acoplamiento entre la distribución del $\delta^{13}C$ e índice de temperaturas (Martínez-Cortizas et al., 1999) en PVO, y la evolución de las temperaturas establecidas por Lamb (1977) para las Islas Británicas en el último milenio

Las experiencias de Jedrysek et al. (1994, 1998b) en turberas de diferentes latitudes demostraron la posibilidad de extraer una señal termoclimática de las tendencias del fraccionamiento isotópico del carbono del material que pasa a la turba y sugirieron que, para los dos últimos milenios, el factor que controla predominantemente las relaciones isotópicas en la turba es la temperatura.

En esta línea, empleando la tendencia del $\delta^{13}C$ y el índice de temperaturas extraído de las relaciones de estabilidad térmica del Hg desde hace 1.500 años en PVO (Figura 5) se observa que entre el año 550 y 700 (s. VI – VIII) y 850 y 1.050 (s. IX – X) hay dos períodos consecutivos con un gran aumento de las temperaturas coincidiendo con valores bajos del $\delta^{13}C$. Estos eventos coinciden con el llamado Período Cálido Medieval (PCM) cálido y seco.

Entre el año 1.050 y 1.250 se produce una caída drástica de la temperatura que es acompañada con cierto retardo por un incremento importante en el $\delta^{13}C$. En el intervalo del año 1.300 al 1.400 hay un suave y permanente ascenso de las temperaturas y una caída prolongada de los valores de $\delta^{13}C$. Esta fase finaliza con el comienzo de la mayor caída del índice térmico a mediados del siglo XV seguido de un rápido incremento del $\delta^{13}C$ durante el siglo XVI, que en términos paleoambientales fue propuesto por Matthes (1939) como la Pequeña Edad del Hielo (PEH), y que Lamb (1977) enmarca entre el 1.500 y el 1.800.

Entre el período de 1.600 y 1.750 hay un aumento paulatino de la temperatura y un detrimento apreciable del $\delta^{13}C$. A partir de este instante, se produce un desajuste entre el comportamiento de la temperatura y el $\delta^{13}C$ que podría estar derivado de procesos combinados de compactación en el acrotelm, y su efecto sobre la escala temporal, y de la globalización de la contaminación atmosférica, de tal manera que desde aproximadamente el 1.850 (Revolución Industrial) la merma de ^{13}C es continua hasta la situación actual en superficie que ya ha sido mencionada con anterioridad.

Las oscilaciones térmicas determinadas en PVO concuerdan con los resultados termométricos establecidos para Inglaterra por Lamb (1977) y Barber (1981) y con los registros históricos y biológicos de las oscilaciones climáticas de Europa central.

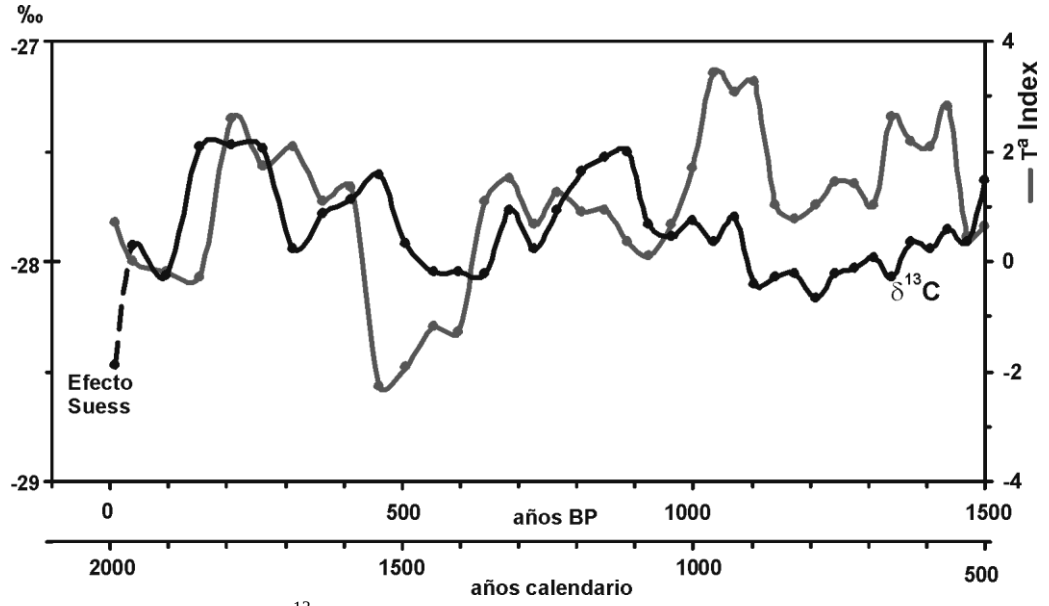


Figura 5. Respuesta ambiental del $\delta^{13}C$ a las oscilaciones térmicas en la turbera del Tremoal do Penido Vello en los últimos 1.500 años.

Además, la reconstrucción paleoambiental realizada en PVO es coherente con los datos observados por otras investigaciones llevadas a cabo en turberas. Jedrysek et al. (1998b) identificaron en los últimos 1.300 años un período térmico de óptimo ($\delta^{13}C$ más negativos) en el siglo IX, aunque Sukumar et al. (1993) lo amplían desde el s. VII al IX, y dos períodos de detrimento térmico ($\delta^{13}C$ menos negativos), uno durante los siglos XII-XIV y otro en el siglo XVII, ambos asociados con la PEH. Para este mismo intervalo temporal Skrzypek et al. (1998), analizando las tendencias del $\delta^{13}C$ en tres turberas, definieron un fuerte y rápido incremento del $\delta^{13}C$ hacia el 1.450 (s. XV) y entre el 1.500 y 1.750 (s. XVI – XVIII). Este último período muestra los valores de $\delta^{13}C$ más altos de todos y ocupa el rango temporal central de la PEH.

Sin embargo, como cabría esperar, la sincronía entre el registro térmico e isotópico de PVO y de otras turberas estudiadas no es exacto. Jedrysek et al. (1998b) describieron ciertos niveles profundos de la turbera con valores altos de $\delta^{13}C$ en turbas cuya edad las incluía en condiciones ambientales frías, de forma contraria a lo que parece suceder. Esta circunstancia fue relacionada con el efecto modulador de la humedad, mucho más intenso en la zona profunda del perfil, aspecto que habrá de tenerse en cuenta durante futuras investigaciones sobre la señal ambiental de las relaciones isotópicas del carbono.

Conclusiones

La evolución del $\delta^{13}C$ con el tiempo en la turbera del Tremoal do Penido Vello refleja una lenta tendencia al descenso del ^{13}C en profundidad acompañando a los procesos de descomposición, con acumulación de materiales alifáticos recalcitrantes, empobrecidos en ^{13}C, y degradación de los carbohidratos más lábiles.

La destacada reducción del $\delta^{13}C$ entre un 0,40‰ y un 0,55‰, en la superficie de PVO en los pasados 100 años parece tener relación con la incorporación de CO_2 procedente de la quema de combustibles fósiles a escala regional y local, lo que se conoce como efecto Suess.

Las oscilaciones térmicas determinadas a partir del $\delta^{13}C$ concuerdan con los resultados termométricos establecidos por los registros históricos y biológicos de las oscilaciones climáticas de Europa Central, y las reconstrucciones paleoclimáticas de las Islas Británicas.

Considerando la evolución del $\delta^{13}C$ con carácter unifactorial, todo indica que existe una fuerte dependencia de este parámetro frente a las oscilaciones térmicas pasadas. Entre los s. VII y X hay un importante ascenso de la temperatura que ha dejado una señal de detrimento del $\delta^{13}C$ en la turba de PVO, y que se conoce como el Período Cálido Medieval. Entre los s. XII y XIII se produjo un enfriamiento progresivo que favoreció el incremento del $\delta^{13}C$ en la turba, repuntando la temperatura hacia el inicio del s. XIV. Además, se ha podido detectar claramente el efecto del fuerte y brusco enfriamiento de los s. XV al XVII o Pequeña Edad del Hielo, con relaciones del $\delta^{13}C$ de la materia orgánica de PVO muy bajas.

En general, los datos extraídos son comparables en términos cuantitativos y dinámicos con los resultados climáticos obtenidos por otros índices biogeoquímicos en PVO y en turberas de otras áreas del hemisferio norte. La proyección de este tipo de investigación deberá ir encaminada a la integración de nuevos datos de referencia

procedentes de señales independientes, que permita una reconstrucción más precisa y larga de las oscilaciones climáticas pasadas y de la respuesta de los ecosistemas a estas variaciones.

Agradecimientos: esta investigación ha sido financiada parcialmente por: The European Community activity Large-Scale Facility Wageningen NMR Centre (ERBFMGECT950066), por el ministerio de Ciencia e Innovación (HAR2008-06477-C03-03/HIST) y por la Xunta de Galicia (INCITE09-200-019-PR). Extendemos también las gracias al Dr. Peter Buurman del Lab. Soil Science & Geology. Dept. Environmental Sciences. Wageningen Agricultural Univ.

Bibliografía

Anderson, D. E. 1998. A reconstruction of Holocene climatic changes from peat bogs in north-west Scotland. Boreas, 27:208-224.

Barber, K. E. 1981. Peat stratigraphy and climatic change. A. A. Balkema, Rotterdam.

Benner, R.; Fogel, M. L.; Sprague, E. K. & Hodson, R. E. 1987. Depletion of 13C in lignin and its implications for stable carbon isotope studies. Nature, 329:708-710.

Beyer, L.; Blume, H. P.; Sorge, C.; Schulten, H. R.; Erlenkeuser, H. & Schneider, D. 1997. Humus composition and transformations in a pergelic cryohemist of coastal antarctica. Arctic and Alpine Research, 29:358-365.

Bol, R. A.; Harkness, D. D.; Huang, Y. & Howard, D. M. 1999. The influence of soil processes on carbon isotope distribution and turnover in British uplands. European J. Soil Sci., 50:41-51.

Bonde, T. A.; Christensen, B. T. &Cerri, C. C. 1992. Dynamics of soil organic matter as reflected by natural 13C abundance in particle size fractions of forested and cultivated oxisols. Soil Biol. & Biochemistry, 24:275-277

Boutton, T. W. 1991. Stable carbon isotope ratios of natural materials: I. Sample preparation and mass spectrometric analysis. En: Coleman, D. C. & Fry, B. (eds.), Carbon isotope techniques. Academic Press, San Diego, California. pp: 155- 171.

Boutton, T. W. 1996. Stable carbon isotope ratios of soil organic matter and their use as indicators of vegetation and climate change. En: Boutton, T. W. & Yamasaki, S., Mass spectrometry of soils, Marcel Dekker Inc., New York, pp:47-82.

Charman, D. J.; Aravena, R.; Bryant, C. L. & Harkness, D. D. 1999. Carbon isotopes in peat, DOC, CO2, and CH4 in a Holocene peatland on Dartmoor, southwest England. Geology, 27:539-542.

Ehleringer, J. R.; Buchmann, N. & Flanagan, L. B. 2000. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. Ecological Appl., 10:412-422.

FAO-WRB. 2007. Base referencial mundial del recurso suelo. FAO/ISRIC/SICS. Roma, Italia.

Faure, G. 1986. Principles of isotope geology. John Wiley & Sons, New York.

Fogel, M. L. & Cifuentes, 1993. Isotope fractionation during primary production. En: Engel, M. H. & Macko, S. A. (eds.), Organic geochemistry, Plenum, New York, pp:73-98.

Fraga Vila, I., Sahuquillo Balbuena & E. García Tasende, M. 2001. Vegetación característica de las turberas de Galicia. In: Turberas de Montaña de Galicia, A. Martínez Cortizas, E. García-Rodeja Gayoso, (eds), Colección Técnica de Medio Ambiente, Xunta de Galicia, Compostela, Galicia. 79-97.

Hesse, T.; Butzin M.; Bickert T.; & Lohmann G. 2011. A model-data comparison of δ13C in the glacial Atlantic Ocean. Paleoceanography 26, PA3220, doi:10.1029/2010PA002085.

Jedrysek, M. O.; Skrzypek, G.; Kaluzny, A.; Krapiec, M; Halas, S. & Pazdur, A. 1998a. Paleotemperature scale δ13C record in tree rings, δ13C record in a peat cores: why do they correlate?. Materials & Geoenvironment, 45:99-106.

Jedrysek, M. O.; Skrzypek, G.; Pazdur, A.; Halas, S.; & Wada, E. 1998b. Attempts to reconstruct carbon and sulfur isotope response of peat-bog biota on environmental variations recorded in peat profiles. VI Konferencja: Metody chronolobii Bezwzglednej, Gliwice-Rudy.

Jedrysek, M. O.; Wada, E.; Kral, T. E.; Pazdur, A.; Halas, S.; Skrzypek, G.; Takai, Y. & Vijarnsorn, P. & 1994. Preleminary carbon and sulphur isotope studies on depth core profiles of peat from Thailand and Poland. Isotope Workshop II, 78-81, Inter. Isotope Soc., Ksiaz Castle, Poland.

Kracht, O. & Gleixner, G. 2000. Isotope analysis of pyrolysis profucts from Spahgnum peat and dissolved organic matter from bog water. Organic Geochemistry, 31: 645–654.

Lamb, H. H. 1977. Climate: present, past and future. Menthuen, London.

Martínez Cortizas, A., Pontevedra-Pombal, X., García-Rodeja, E., Nóvoa-Muñoz, J. C., Shotyk, W. 1999. Mercury in a Spanish peat bog: archive of climate change and atmospheric metal deposition. Science 284, 939-942.

Matthes, F. W. 1939. Report of Committee on Glaciers. Trans. Am. Geoph. Union, 1:518-520.

Nadelhoffer, K. J. & Fry, B. 1988. Controsl on natural nitrogen-15 and carbon-13 abundances in forest soil organic matter. Soil Sci. Soc. Am. J., 52:1633-1640

O'Leary, M. H. 1981. Carbon isotope fractionation in plants. Phytochemistry, 20:553-567.

Peñuelas, J. & Azcon-Bieto, J. 1992. Changes in leaf δ13C of herbarium plant species during the last 3 centuries of CO2 increase. Plant Cell Environment., 15:485-489.

Pontevedra Pombal, X.; Martínez Cortizas, A.; García-Rodeja, E.; Buurman, P.; Van Lagen, B. 2001. Composición y transformación de la materia orgánica en un histosol de la Serra do Xistral (norte de Galicia) mediante CPMAS 13C-NMR. Edafología, 8:67-79.

Pontevedra-Pombal X., Rey-Salgueiro L., García-Falcón M.S., Martínez-Carballo E., Simal-Gándara J., Martínez-Cortizas A. 2012. Pre-industrial accumulation of anthropogenic polycyclic aromatic hydrocarbons found in a blanket bog of the Iberian Peninsula. Environmental Research, 116: 36–43.

Preston, C. M.; Axelson, D. E.; Lévesque, M.; Mathur, S. P.; Dinel, H. & Dudley, R. L. 1989. Carbon-13 NMR and chemical characterization of particle-size separates of peats differing in degree of decomposition. Org. Geochem., 14:393-403.

Rask, H. M. & Schoenau, J. J. 1993. 13C natural abundance variations in carbonates and organic carbon from boreal forest wetlands. Biogeochemistry, 22:23-35.

Roscoe, R.; Buurman, P.; Velthorst, E. J. & Pereira, J. A. A. 2000. Effects of fire on soil organic matter in a "cerrado sensu-stricto" from Southeast Brazil as revealed by changes in δ13C. Geoderma, 95:141-160.

Rózański, K.; Araguas-Araguas, L. & Gonfiantini, R. 1993. Isotopic in modern global precipitation climate change in continental isotopic record. Geophysical Monogr., 78:1-35.

Reimer RW, Remmele S, Southon JR, Stuiver M, Tálamo S, Taylor FW, et al. IntCal04-terrestrial radiocarbon age calibration 0-26 cal kyr BP. Radiocarbon 2004; 46:1029-58.

Skrzypek, G.; Jedrysek, M. O.; Fallick, A. E.; Halas, S.; Pazdur, A. & Wojtun, B. 1998. Preliminary evidence for climatic variation in the last millennium in Poland: δ13C and δD peat profiles.

Smith, B. N. & Benedict, C. R. 1974. Carbon isotope ratios of chemical constituents of Panicum maximum L. Plant & Cell Physiology, 15:949-951

Stout, J. D.; Goh, K. M. & Rafter, T. A. 1981. Chemistry and turnover of naturally occurring resistant organic compounds in soil. En: Paul, E. A. & Ladd, J. N. (eds.), Soil Biochemistry. Marcel Dekker Inc., New York. pp: 1-73.

Sukumar, R.; Ramesh, R.; Pant, R. K. & Rajagopalan, G. 1993. A δ13C record climate change from tropical peats in southern India. Nature, 364: 703-705.

Tieszen, L. L.; Reed, B. C.; Bliss, N. B.; Wylie, B. K. & Dejong, D. D. 1997. NDVI, C-3 and C-4 production and distributions in Great Plains grassland land cover classes. Ecological Appl., 7:59-78.

Van Lagen, B. & de Jager, P. A. 2000. Improvement of quantification of 13C CP-MAS NMR by pre-spinning in variable contact time experiments. J. Environmental Quality,

Wedin, D. A.; Tieszen, L. L.; Dewey, B. & Pastor, J. 1995. Carbon isotope dynamics during grass decomposition and soil organic matter formation. Ecology, 76:1383-1392.

White, J. W. C.; Ciais, P.; Figge, R. A.; Kenny, R. & Markgraf, V. 1994. A high resolution record of atmospheric CO2 content from carbon isotopes in peat. Nature, 367:153-156.

Zachos, J. C.; Lohmann, K. C.; Walker, J. C. G. & Wise, S. W. 1993. Abrupt climate change and transient climates during the Paleogene: a marine perspective. J. Geology, 101:191-213.

Influencia del uso, la litología y la estacionalidad en el contenido de metales pesados en suelos de Mazarrón (Murcia, España)

Sánchez Navarro, A. , Delgado Iniesta, M.J.; Hernández Mármol, D.; Gil Vázquez, J.M.; Ortiz Silla, R.*

Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Facultad de Química, Campus de Espinardo, 30100 (Murcia)
**Autor de contacto: Antonio Sánchez Navarro, Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Facultad de Química, Campus de Espinardo, 30100 (Murcia). antsanav@um.es. Telf. 034-868-887451*

Resumen

Existen diferentes factores (clima, litología, acción antrópica, etc.) que pueden influir en la mayor o menor concentración de metales en el suelo, así como en sus tasas de biodisponibilidad. En base a ello, se ha planteado este trabajo donde se han estudiado las fracciones solubles, asimilables y totales de 9 metales pesados en tres transectos de suelos, dos sobre rocas silicatadas (P y C) y el tercero sobre rocas carbonatadas (M), todos ellos afectados, aunque con diferente intensidad, por actividades mineras. Los resultados muestran que dos de los transectos estudiados (P y C) tienen niveles de metales totales más altos, especialmente Zn y Pb, que el M, y en menor proporción de Fe, Cr y Cu, mientras que en el M aparece más Mn y Co. El estado de antropización en el que se encuentran los suelos, dedicados a cultivos de secano, así como la estación del año en la que se han efectuado los muestreos, son factores que influyen en la biodisponibilidad de estos metales pesados. En efecto, el Zn, Cd, Co y, sobre todo, el Pb asimilables alcanzan concentraciones más altas en los suelos antropizados que en los que conservan su vegetación natural, mientras que el resto de metales lo son en los naturales o no muestran diferencias apreciables entre ambos usos. Finalmente, las fracciones asimilables y solubles de la mayoría de los metales estudiados son más altas en verano y otoño que en primavera.

Palabras clave
Metales pesados; metales solubles; metales asimilables, degradación del suelo.

Introducción

La actividad antrópica es un factor que puede afectar en la concentración total de metales así como en la de las distintas fracciones (asimilables, solubles, etc.); de la misma manera, la influencia estacional es un factor muy a tener en cuenta en dichos estudios. Por eso, cuando hay contaminación antrópica, la concentración más o menos alta de metales pesados que puede aparecer en el horizonte superior decrece drásticamente en profundidad.
La minería, su tratamiento y actividades de fundición han contaminado suelos y recursos hídricos por metales pesados en todo el mundo. Así, los metales pesados pueden afectarlos desfavorablemente, poniendo en peligro la salud de los ecosistemas circundantes y las poblaciones humanas (McGrath et al., 2001; Shi et al., 2002).Trabajos realizados en la zona (García López, 2009) o en sus proximidades (Buendía Escudero, 2006), han puesto de manifiesto el riesgo de contaminación que existe en los ecosistemas afectados como consecuencia de la erosión hídrica, que puede llegar no sólo al suelo sino también a las aguas subterráneas e incluso al Mar Mediterráneo.
Los metales pesados en suelos y sedimentos, procedentes del material original o de origen antrópico, se encuentran en distintas formas químicas y asociados a los distintos componentes del suelo de naturaleza mineral y orgánica (Ross, 1994; Alloway, 1997). Dada la naturaleza compleja de suelos y sedimentos, ya que se trata de sistemas trifásicos, existe una gran dificultad de identificación del metal particulado y su relación con el metal disuelto (Kong y Bitton, 2003).
El origen de los metales y la forma de deposición en el suelo influyen en la movilidad de los mismos (Davies et al., 1992; 1993; Ruby et. al., 1999). Generalmente, en forma nativa se presentan en formas inmóviles, mientras que cuando tienen un origen antrópico tienen una mayor movilidad (Kelley et al., 2002; Madrid et al., 2001), aunque con el tiempo suelen transformarse en formas más estables (Han et al., 2001; Rieuwerts et al., 1999).
El presente estudio tiene como objetivos fundamentales los siguientes:

1. Establecer la influencia del uso que se hace del suelo en la concentración total de metales pesados así como en las fracciones solubles y asimilables
2. Estudiar el nivel de los diferentes metales en las estaciones del año (primavera, otoño y verano), con objeto de conocer la variabilidad estacional.
3. Conocer los ratios de solubilidad y asimilabilidad de los distintos metales con respecto a su contenido total en el suelo en función del uso y de la estacionalidad.

Metodología

La zona de estudio (Fig. 1) se encuentra situada en el SE de España, próxima a la localidad de Mazarrón (Murcia). Se han seleccionado 16 puntos de muestreo que forman parte de tres transectos de suelos, Los Llanicos (M), Pedreras Viejas (P) y San Cristóbal (C), se realizó su muestreo estacional a lo largo de 2009, obteniendo de cada punto de muestreo tres muestras de capa arable (0-30 cm) una por estación (primavera, verano y otoño), obteniendo un total de 47 muestras. Los tres transectos tienen orientación noreste y fueron diseñados para tomar las muestras desde la cima hasta la parte baja de los cabezos seleccionados. Todos ellos cuentan con muestras tomadas en zonas con vegetación natural, en zonas cultivadas y en zonas de cultivos abandonados.

TRANSECTO M (Los Llanicos): localizado en la Sierra de las Moreras, en el paraje de Los Llanicos. Es una zona natural con litología predominante de rocas carbonatadas y una tipología de cobertura vegetal muy diversa, desde suelos naturales con vegetación de matorral y arbustos de bajo porte, hasta suelos de cultivo abandonados, pasando por la presencia de suelos dedicados exclusivamente al cultivo de secano.

TRANSECTO P (Pedreras Viejas): localizado en el Coto Minero de las Pedreras Viejas. Es una antigua zona minera con litología predominante de rocas silicatadas de origen volcánico, donde existen varios ramblizos que nacen en la cabecera de las escombreras de las antiguas explotaciones ubicadas en dicho coto. Consta de cinco muestras ubicadas en los alrededores del conjunto minero de Las Pedreras Viejas, P1 y P2 muestreadas sobre vegetación natural y P3, P4 y P5 en cultivos de secano.

TRANSECTO C (San Cristóbal): localizado en Cerro de San Cristóbal, al noroeste de Mazarrón. Es una antigua zona minera de Mazarrón con litología de rocas silicatadas. Presenta una cobertura vegetal muy diversa similar al del transecto M. Consta de cinco muestras, C1, C2 y C3 muestreadas en vegetación natural, C4 en cultivo y C5 en el lecho de una rambla.

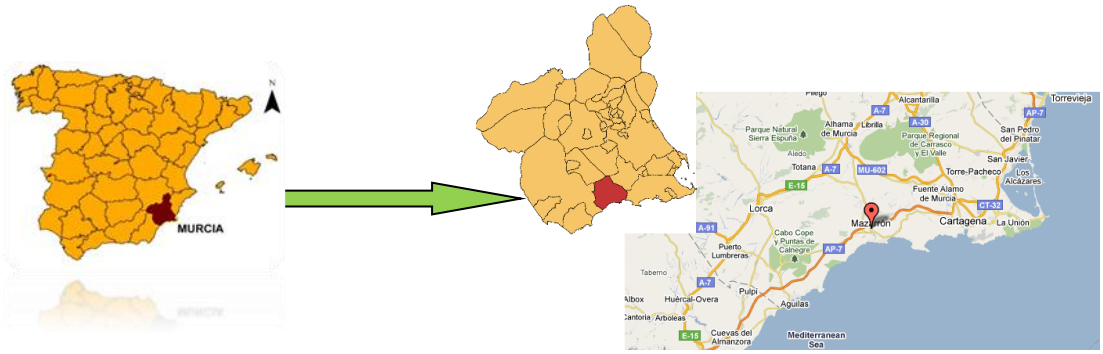


Figura 1. Localización zona de muestreo

En cuanto a la metodología analíticas, después de analizar y sopesar las distintas alternativas metodológicas y de reactivos aplicables, se seleccionó la digestión ácida con HCl y HNO_3 en sistema cerrado en horno microondas. Se trata de una solución altamente corrosiva denominada agua regia, formada por la mezcla de HCl concentrado y HNO_3 concentrado en la proporción 1:3 (Ure, 1996).

La fracción soluble se obtuvo mediante extracción en medio acuoso, con agitación durante dos horas y en una relación suelo:agua de 1:2.

La fracción asimilable se determinó según el método de Lindsay y Norvell (1978).

La cuantificación se realizó mediante un detector ICP masas, tomando como referencia multipatrones realizados a tal efecto. Dichos patrones contenían concentraciones de metales que delimitaban un rango continuo, dentro del cual se previó que podrían entrar las muestras. Así, se obtuvieron una serie de rectas de calibrado con un error casi despreciable (r^2= 0,99), de manera que los datos derivados a partir de las mismas resultan fiables.

Resultados

1. Influencia del uso en la concentración de metales

La actividad humana puede modificar el contenido de metales pesados en el suelo, bien sea como resultado de la acumulación de desechos orgánicos e inorgánicos (Entwistle et al. 2000), lo que supondría un aumento de concentración en suelos antropizados frente a los que conservan su estado natural, o bien puede suponer un descenso de dicha concentración en aquellos casos que, o bien los cultivos o bien otras plantas utilizadas como agentes activos en la descontaminación de suelos, sean capaces de absorber estos elementos.

Trabajos realizados en la zona (Hernández Mármol, 2011) llegaron a concluir que, independientemente del uso al que está dedicado el suelo, la secuencia de abundancia de metales pesados en estos suelos es: Fe>Pb>Zn>Mn>Cr>Cu>Ni>Co>Cd, de manera que el Pb, Zn y Cd superan los valores de referencia propuestos por la Junta de Andalucía (2003) para suelos agrícolas.

La antropización de los suelos de la zona, como consecuencia de su puesta en cultivo, es un factor que solo ha afectado a las concentraciones totales de Zn y de Cd, habiendo supuesto un incremento muy considerable de las concentraciones de los mismos, en el caso del Zn, más de tres veces superiores a los niveles de intervención (NI) propuestos por la Junta de Andalucía (2003) y muy próximos a los NI para el Cd.

Por otro lado, se han obtenido las concentraciones de las fracciones asimilables y solubles de los distintos metales en los suelos naturales y antropizados. Tal como se recoge en la Figura 1, el Zn, Cd, Co y, sobre todo, el Pb asimilables presentan mayores concentraciones en suelos antropizados, mientras que el resto lo son en los naturales o no muestran diferencias apreciables. En el caso del Pb, los resultados obtenidos evidencian que la concentración de Pb asimilable en suelos no cultivados es algo superior a 47 mg kg^{-1}, mientras que los dedicados a la agricultura alcanza algo más de 82 mg kg^{-1}, casi el doble que en los primeros, por tanto, las condiciones resultantes de la puesta en cultivo han debido influir en la movilización de dicho metal, aumentando muy significativamente la biodisponibilidad del mismo. Dicho resultado refuerza la limitación de uso agrícola, ya que esta alta concentración de Pb asimilable viene a sumarse a las ya comentadas como consecuencia de las altas concentraciones totales de Zn, Cd y Pb.

Por otro lado, en la Tabla 1 se recogen los resultados correspondientes a la fracción soluble, pudiendo comprobar que hay una mayor concentración de metales pesados en los suelos que conservan su estado natural que en los antropizados, comportamiento este contrario al visto para la fracción asimilable y que puede deberse, por un lado a la baja solubilidad de los compuestos portadores de estos metales pesados y por otro a la mayor adsorción de los mismos a los coloides del suelo, sobre todo la materia orgánica, que está en porcentajes muy superiores en los suelos naturales que en los de cultivo (Gil, 2010). Asimismo, otros factores como puede ser el lavado a capas profundas, la absorción por parte de los cultivos, etc. pueden justificar este descenso de las fracciones soluble como consecuencia de la puesta en cultivo del suelo.

Figura 2. Concentración de la fracción asimilable (µg de metal por kg de suelo) en función del uso.

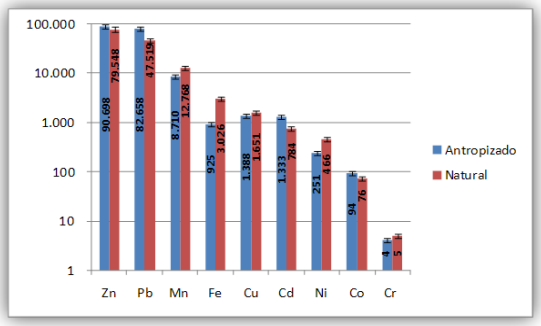


Tabla 1: Concentración en la fracción soluble (µg por kg de suelo) según el uso.

Elemento	Antropizado	Natural	Media
Zn	41	147	109
Fe	17	119	82
Cu	23	41	35
Ni	7	12	10
Pb	7	7	7
Mn	2	5	4
Cd	1	2	2
Co	1	2	1
Cr	1	1	1
Nº. MUESTRAS	17	30	47

2. Influencia de la litología

La influencia que el material litológico tiene en el contenido total de metales en el suelo queda ilustrada en la Figura 3. Un análisis detallado de la misma, muestra que algunos elementos como el Pb y el Zn y en menor medida el Fe, Cr y Cu, tienen una concentración superior en los transectos P y C (ambos en rocas silicatadas) que en el M (en rocas carbonatadas). Por el contrario, el Mn y Co aparecen en mayor concentración en M, mientras que el Ni está en concentraciones semejantes en los tres transectos. Si comparamos estos resultados con los obtenidos por otros autores en afloramientos volcánicos similares, próximos a los estudiados aquí (Hernández *et al*., 2005), se puede observar que los valores de fondo para estos elementos en estos materiales geológicos son del orden de mil veces inferiores a los obtenidos en este trabajo. En consecuencia, hay que pensar que una parte muy importante del Pb, Zn, y Fe encontrados en los transectos tienen su origen en la contaminación de los suelos con partículas procedentes de las explotaciones mineras y que dicha contaminación debe ser de origen eólico, ya que la de origen hídrico es muy difícil que ocurra dadas las características de los transectos seleccionados. Es obvio que el material extraído en estas minas es rico en pirita, galena y blenda y, por tanto, las partículas de polvo emitidas durante la extracción y transporte de los minerales contendrán, predominantemente, sus elementos constituyentes, motivo que justificaría la concentración de los mismos en los suelos analizados y no del resto de metales.

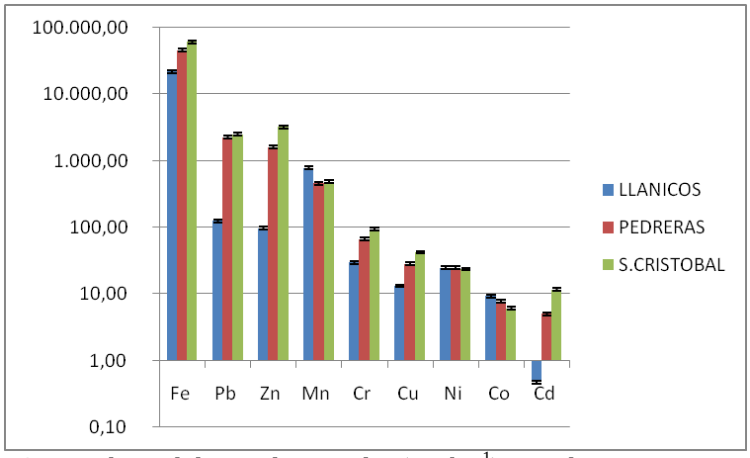


Figura 3: Contenido total de metales pesados (mg kg^{-1}) en cada transecto

Otro resultado que corrobora esta hipótesis de contaminación por vía eólica, es el hecho de que precisamente sea en el transecto C donde la concentración encontrada ha sido la más alta, a continuación el P y finalmente el M. En efecto, los tres transectos tienen unas características topográficas y de uso muy semejantes, pero, por el contrario, su ubicación y distancia con respecto a las explotaciones mineras es muy diferente y, por tanto, la influencia de las mismas como foco contaminante es variable. En definitiva, las condiciones de contaminación por vía eólica son más favorables en el transecto C, seguido del P y finalmente el M, a más de 1 km de distancia de la explotación minera más próxima.

El análisis de la fracción asimilable (Figura 4) muestra un comportamiento similar a la fracción soluble, las concentraciones más elevadas se encuentran en el transecto C, a continuación el P y finalmente el M, siendo Zn y Pb los metales asimilables más abundantes. Solo el Mn alcanza valores más elevados en el M.

En cuanto a la fracción soluble (Figura 5), se observa una mayor concentración de metales pesados en la zona minera del transecto C y en menor cuantía en el P, siendo Zn, Fe y Cu los que presentan mayores concentraciones. Esto viene a indicar la estrecha relación existente entre la naturaleza del material original y la composición de la solución del suelo. Asimismo, hay que resaltar el escaso valor que alcanza el Pb soluble en relación con el total y el asimilable, aspecto este muy positivo y que debe estar relacionado con una menor movilización diferencial de dicho metal con respecto al Zn y al Fe.

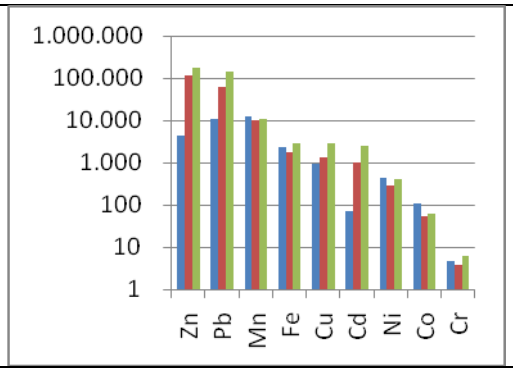


Figura 4: Contenido de la fracción asimilable (µg por kg de suelos) en cada transecto.

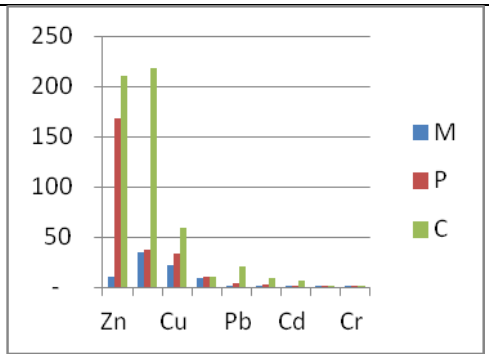


Figura 5: Contenido de la fracción soluble (µg por kg de suelos) en cada transecto.

3. Influencia de la estacionalidad

En relación con la estacionalidad, como era de esperar, no hay ninguna influencia en el contenido total de metales en el suelo, pero por el contrario, sí afecta a las fracciones asimilables y solubles. Tal como puede observarse en la Figura 6, la concentración más alta se ha encontrado en el verano, seguida de la primavera y finalmente el otoño, estas dos últimas con diferencias entre ellas menos significativas. Dicho comportamiento debe estar relacionado con la temperatura y con la humedad. En este sentido, hay que destacar la gran influencia que tienen estos factores, sobre todo, en Zn y Fe, donde el incremento de concentración del verano con respecto a las otras dos estaciones es casi el doble para el Zn y un 20 % en el Fe.

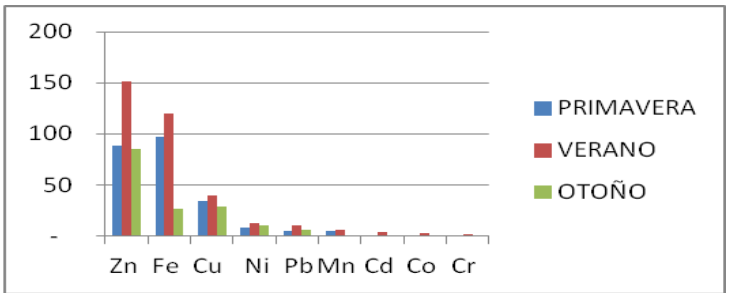


Figura 6: Concentración de metales (µg por kg de suelo) en la fracción soluble en función de la estacionalidad

Conclusiones

Las conclusiones que pueden establecerse son las siguientes:

1. Salvo para el Zn y el Cd, el contenido total de metales no está influenciado por el uso del suelo. Para estos dos elementos, la puesta en cultivo ha supuesto un incremento con respecto a los suelos que conservan su estado natural y llega a superar ampliamente los niveles de intervención propuestos por la Junta de Andalucía. A la vista de estos resultados, debe limitarse cualquier uso en dichos suelos y emprenderse estudios para su adecuada gestión y recuperación.
2. En lo que se refiere a la fracción asimilable, la utilización del suelo es un factor que afecta a las concentraciones de Zn, Cd, Co, y, sobre todo, a los niveles de Pb, casi el doble en los antropizados que en los naturales. Dicho resultado refuerza la limitación de uso agrícola, ya que esta alta concentración viene a sumarse a las ya comentadas para la fracción total.
3. Los suelos han debido sufrir un proceso de contaminación, preferentemente por vía eólica, responsable de la gran diferencia entre los resultados obtenidos y los niveles de fondo dados por otros autores en afloramientos volcánicos próximos a los estudiados en este trabajo.
4. Las fracciones asimilable y soluble de la mayoría de los metales estudiados están influenciadas por la estacionalidad.

Bibliografía

Alloway, B.J., (1997). The mobilisation of trace elements in soils. In Prost R. (ed) Contaminated Soils. Proceedings of the third international conference on the biogeochemistry of trace elements. Paris, 15-19 May 1995. Paris: INRA, p. 133–146.

Buendía Escudero, J. (2006). Niveles de fondo para Co, Cr, Cu, Mn, Ni y Zn en suelos desarrollados a partir de rocas volcánicas básicas de la Región de Murcia. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia.

Davies, B.E. (1992). Inter-relationships between soil properties and the uptake of cadmium, copper, lead, and zinc from contaminated soils by radish (Raphanus sativus L.). *Water, Air and Soil Pollution* 63, 331-342.

Entwistle, N. J., Tait, H., & McCune, V. (2000). Patterns of response to an approaches to studying inventory across contrasting groups and contexts. European Journal of the Psychology of Education, 15(1), 33–48.

García López, N. (2009). Niveles de metales pesados en Fluvisoles próximos a las escombreras mineras del Coto minero las Pedreras Viejas (Mazarrón, Murcia): Parámetros que los afectan y riesgo de contaminación. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia.

Gil Vázquez, J.Mª. (2010). Evaluación de indicadores edáficos para caracterizar la calidad del suelo en ecosistemas mediterráneos semiáridos (Mazarrón, Murcia). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Han, F.X.; Kingery, W.L.; Selim, H.M. (2001). "Accumulation, Redistribution, Transport and Bioavailability of Heavy Metals in Waste-Amended Soils". En: Trace elements in soil. Bioavailability, Flux and Transfer. Eds. Iskandar, I.K., y Kirkham, M.B. CRC Press, 287 pp.

Hernández Marmol, D. (2011). Riesgo real y potencial de contaminación de suelos por metales pesados en distintas zonas de mazarrón. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia.

Hernández, J.A.; Fernández, Mª T. and Alías, A. (2005). Heavy metal content distribution and toxicity risks in soils developed from lamproitic rocks in Murcia, SE Spain. Sustentaible Use and Management of soils-Arid and Semiarid Region. Advances in Geoecology 36. Catena Verlag Gmbh, Germany.

Junta de Andalucía, (2003). Estudio de elementos traza en suelos de Andalucía (I). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla 165 pp.

Kelley, M.E.; Brauning, S.E.; Schoof, R.A.; Ruby, M.V. (2002): Assessing oral bioavailability of metals in soil. Battelle Press. Columbia, Ohio, 124 pp.

Kong, In-Chul and Gabriel Bitton. (2003). Correlation between toxicity and metal fractions of contaminated soils in Korea. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 70: 557-565.

Lindsay, W.L. y Norvell, W.A. (1978). Developmentof a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of American Journal* 42, 421-428.

Madrid, L.; Díaz-Barrientos, E.; Cardo, I. (2001) "Sequential Extraction of Metals from Artificially Contaminated Soils in the Presence of Various Compost". En: Trace elements in soil. Bioavailability, Flux and Transfer. Eds Iskandar, I.K., y Kirkham, M.B. CRC Press, 287, pp.

Rieuwerts, J.S.; Thornton, I.; Farago, M.E.; Ashmoret, M.R. (1999): "Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals". Chemical Speciation and Bioavailability. 10 (2), pp. 61-75.

Ross, S.M. (1994). Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. In: Toxic Metals in Soil-Plant Systems, S.M. Ross (Ed.). John Wiley & Sons Inc., Chichester, pp. 3-25.

Ruby, M.V.; Schoof, R.; Brattin, W.; Goldade, M.; Post, G.; Harnois, M.; Mosby, D.E.; Casteel, S.W.; Berti, W.; Carpenter, M.; Edwards, D.; Cragin, D.; Chappell, W. (1999): "Advances in Evaluating the Oral Bioavailability of inorganics in Soil for Use in Humann Heath Risk Assessment". Environ. Sci. Technol. 33 (21), pp, 3697-3705.

Ure, A.M. (1996). Single extraction schemes for soil analysis and related applications. The Science of the Total Environment 178, 3-10.

Metais pesados em sedimentos fluviais em contexto urbano. O estudo de duas bacias hidrográficas na cidade de Coimbra

Rosinda Leonor Pato[a], Alexandre O. Tavares[b], Mª Carmo Magalhães[a], Mário Monteiro[c]

[a]CERNAS-Centre for Studies of Natural Resources, Environment and Society, Department of Environment, Superior Agrarian School of Coimbra, 3040-316 Coimbra, Portugal. rlsp@esac.pt, mcsm@esac.pt. [b]Centre for Social Studies and Department of Earth Sciences, University of Coimbra, Portugal. atavares@ci.uc.pt. [c]Department of Earth Sciences, University of Coimbra, Portugal. mariomonteiro_87@hotmail.com

Resumo

O estudo analisa a contaminação de sedimentos fluviais por metais pesados em zonas urbanas com trajectórias diferenciadas de uso do solo. São utilizadas como áreas de análise duas bacias hidrográficas localizadas na cidade de Coimbra: a bacia hidrográfica da Ribeira do Loreto, com um predomínio das zonas florestais com meios semi-naturais (60,28%) e a bacia da Ribeira da Arregaça, em que predomina o tecido urbano (69,77%), tomando por referência o ano de 2007.
A ribeira da Arregaça é enquadrada por materiais sedimentares detríticos, triássicos e quaternários, evidenciando os materiais aluvionares uma granulometria repartida entre corpos arenosos e pelíticos. A ribeira do Loreto é enquadrada por materiais carbonatados, calcários e margo-calcários jurássicos, e apresenta materiais aluvionares areno-pelíticos com lentículas arenosas e lodosas.
Foi efectuada a recolha de sedimentos ao longo de perfis longitudinais, em ambas as ribeiras, em 6 pontos na ribeira do Loreto e em 12 pontos na ribeira da Arregaça, às profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm e 60-80 cm, com espaçamento médio próximo de 50m.
Nos sedimentos recolhidos foi efectuada a análise do pH, matéria orgânica e metais pesados: cobre, zinco, ferro, manganês, cádmio, chumbo, crómio, níquel e mercúrio.
Os valores de pH e de matéria orgânica evidenciam variações ao longo dos dois perfis longitudinais. Os teores em metais pesados nos sedimentos mostram algum contraste entre bacias e ao longo dos perfis, com valores genericamente baixos de contaminação, tomando por referência a legislação portuguesa sobre materiais dragados e as recomendações canadianas do estado de Ontário para locais contaminados. São reconhecidos pontos com contaminação associada aos teores de chumbo, zinco e cádmio, o que permitiu validar algumas associações entre parâmetros, com as condições de sedimentação e com a profundidade amostrada.
Estes valores evidenciam uma baixa associação com as trajectórias de uso do solo, uma dependência da granulometria dos materiais aluvionares e das condições de laminação do caudal. As evidências de maior contaminação estão relacionadas com a acumulação de materiais finos a jusante ou da canalização de afluentes.

Abstract

The study analyzes the heavy metals contamination of fluvial sediments in two drainage basins located in the urban area of Coimbra. The hydrographic basins presents differentiated trajectories of land use, with the Loreto basin with a predominance of the forest zones, with semi-natural areas (60.28%), and the basin of the Arregaça where it predominates the urban fabric (69.77%), taking for reference the year of 2007. The Arregaça basin in represented by detritical, triassic and quaternary sedimentary materials, evidencing the alluvial materials a particle size distributed between sandy and pelitic bodies. The Loreto basin substratum is represented by jurassic marl-limestones, covered by arenaceous and pelitic alluvial materials, with sandy and peat bodies.
The sediments collection was made throughout longitudinal profiles, in both streams, 6 points in the Loreto water stream and 12 points in the Arregaça stream, to the depths of 0-20 cm, 20-40 cm, 40 60 cm and 60-80 cm, with an average spacing next to 50m.
The sediments analysis of pH was carried out, as well as the organic substance and metals heavy: copper, zinc, iron, manganese, cadmium, lead, chromium, nickel and mercury. The pH and organic content values evidence variations throughout the two longitudinal profiles. The heavy metals contents in the sediments show some contrast between basins and profiles, with generically low values of contamination, taking for reference the Portuguese legislation on dragged materials and the Ontario canadian sites contamination recommendations. It was recognized points with contamination associated with contents of lead, zinc and cadmium, which allowed some associations between parameters, with the conditions of sedimentation and the showed depth.
These values evidence a low association with the trajectories of land use, a dependence of the grain size of the alluvial materials and the conditions of lamination of the volume. The evidences of higher contamination are related with the accumulation of fine materials downstream or the evidences of tributaries canalization.

Introdução

Os sedimentos fluviais são partes essenciais e integrantes de qualquer ecossistema fluvial, fornecendo o substrato para os organismos vivos e, através da interacção com as águas superficiais, como a circulação de nutrientes, desempenham um papel importante na manutenção dos ecossistemas aquáticos (Charkhabi *et al.,* 2008). Numerosos estudos têm salientado a importância da monitorização dos metais pesados nos sedimentos fluviais (Woitke *et al*, 2003; Caeiro *et al*, 2005; Goorzadi *et al*, 2009; Varol & Sem, 2012) como forma de avaliar a qualidade dos ecossistemas.

Os metais pesados estão presentes nas linhas de água como resultado da lixiviação química das rochas do leito, da drenagem e escoamento das margens e da descarga de resíduos industriais e urbanos (Soares *et al.,* 1999), sendo durante o transporte distribuídos entre a fase aquosa e os sedimentos do leito. Devido à adsorção, hidrólise e co-precipitação, apenas uma pequena porção de iões metálicos livres ficam dissolvidos na água, sendo uma larga quantidade depositada nos sedimentos. (Bradley & Cox, 1986; Horowitz, 1991; Gaur *et al.,* 2005; Varol & Sem, 2012).

A capacidade dos sedimentos para acumular e integrar no tempo as baixas concentrações de elementos traço na água e, permitir a determinação de metais, mesmo em níveis na água extremamente baixos e indetectáveis, possibilita a avaliação das fontes de contaminação a montante (Soares *et al*., 1999; Farkas *et al.,* 2007). É assim possível reflectir as actividades humanas (drenagem de terrenos e alteração do uso do solo) que perturbam o equilíbrio entre os metais presentes nos sedimentos dos solos, águas subterrâneas ou águas de superfície (Filgueiras *et al.,* 2004; Huang & Lin, 2003; Singh *et al.,* 2005). Esta capacidade de acumulação de metais pesados nos sedimentos e, de registar fontes de contaminação, tem levado a que estes sejam amplamente utilizados como indicadores ambientais (Soares *et al.,* 1999; Bermejo *et al.,* 2003; Caeiro *et al.,* 2005).

Com este trabalho pretende-se avaliar o grau de contaminação de duas ribeiras localizadas na cidade de Coimbra, recorrendo à caracterização dos sedimentos relativamente ao pH, matéria orgânica e metais pesados, com a subsequente comparação dos teores em metais pesados com a legislação portuguesa em vigor (DR, 1995) e de referenciais como a Legislação Canadiana do Ontário (MEE, 1997).

Enquadramento da área de estudo

As duas bacias hidrográficas em estudo localizam-se na Região Central de Portugal, na margem direita do rio Mondego (Figura 1), no município de Coimbra, e na atual área urbana da cidade. O espaço de Coimbra constitui, historicamente, um espaço marcado pela acção antrópica, onde as componentes ambientais determinaram as capacidades e usos e foram moldando as transformações, criando aptidões na ocupação do território (Tavares & Soares, 2010).

A cidade de Coimbra apresenta elevadas taxas de transformação no uso do solo, tendo nas últimas décadas, conforme refere Tavares (2004) duplicado a área urbana (de 42 km^2 para 95 km^2), facto correlacionado com processos de peri-urbanização e rurbanização. A par destes processos de urbanização registam-se transferências no uso industrial do solo, e a construção de importantes infra-estruturas viárias e outras instalações.

Segundo Soares *et al* (2007) a área situa-se no confronto de duas realidades geomorfológicas, o Maciço Antigo (na porção ocidental do Maciço Hespérico) ante-Mesozóico e os depósitos da Orla Meso-Cenozóica Ocidental. A morfologia da área urbana é limitada por uma zona elevada a este, com vales incisivos definidos pelo rio Mondego, que corre na cidade num amplo meandro em direção a um vale alargado, a jusante. Relativamente ao clima, a área apresenta um clima mediterrânico húmido, com mais de 60% de precipitação no período de Novembro a Março, afectando a adequação das classes do solo (Pato, 2007).

Os fatores morfológicos e as inundações do rio Mondego e afluentes condicionaram, desde tempos históricos, a ocupação e uso do solo, nomeadamente a ocupação urbana e a localização das áreas industriais.

As duas bacias em estudo encontram-se enquadradas por dois conjuntos líticos distintos. Na bacia hidrográfica do Loreto encontram-se materiais carbonatados, calcários e margo-calcários jurássicos, assim como materiais aluvionares areno-pelíticos com lentículas arenosas e lodosas. Por sua vez a bacia de Arregaça apresenta materiais sedimentares detríticos, triássicos e quaternários, evidenciando os materiais aluvionares uma granulometria repartida entre corpos arenosos e pelíticos.

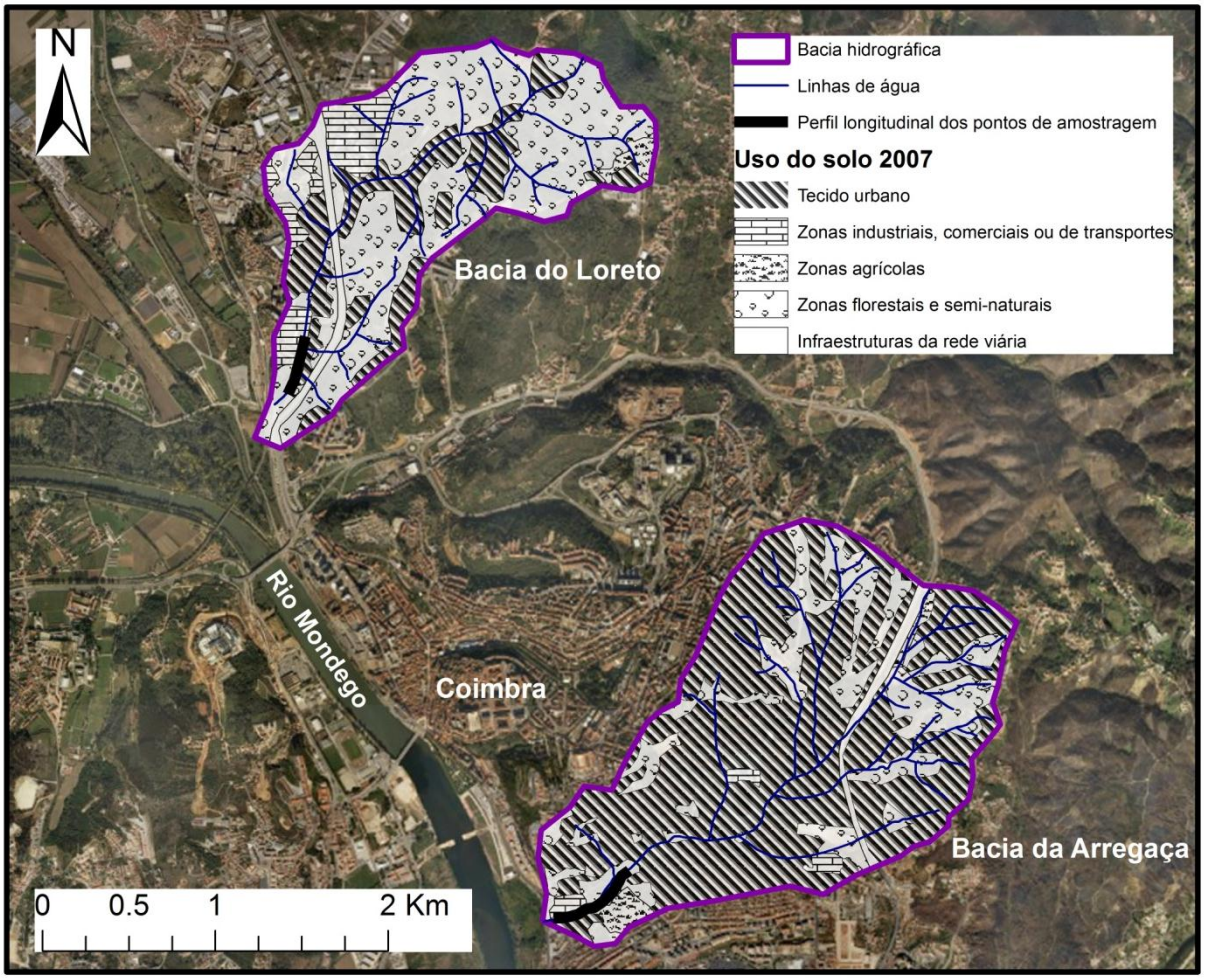
Ambas as ribeiras são afluentes da margem direita do rio Mondego, sendo perenes na parte terminal das suas bacias e com regime intermitente a montante, com caudal reduzido ou inexistente nos meses de estiagem.

As bacias hidrográficas das ribeiras do Loreto e da Arregaça apresentam uma área de 2,59 km^2 e 3,91 km^2, respectivamente, estando ambas orientadas segundo a direcção NE-SW. A análise do uso do solo, no ano de 2007 (Fig. 1), mostra que na bacia hidrográfica da ribeira do Loreto predominam as Zonas florestais e semi-naturais (60,28%), o Tecido urbano (23,45%) e as Zonas industriais, comerciais e de transportes (10,48%); enquanto que na bacia hidrográfica da ribeira da Arregaça predomina o Tecido urbano (69,77%) e as Zonas florestais e semi-naturais (24,14%), representando as Zonas industriais, comerciais e de transportes uma área de apenas 1,56%.

Fig. 1 – Enquadramento da área em estudo, com as respectivas bacias hidrográficas (Loreto, a Norte e Arregaça, a Sul) e uso e ocupação do solo, referente ao ano de 2007.

Metodologia

No âmbito do processo de análise da contaminação dos sedimentos por metais pesados em zonas urbanas com trajetórias diferenciadas de uso do solo, procedeu-se à caracterização físico-química dos sedimentos de duas



bacias hidrográficas localizadas na área urbana de Coimbra (Ribeira da Arregaça e Ribeira do Loreto), assim como à caracterização dos metais pesados dada a transformação do uso e ocupação do solo.

Para a caracterização físico-química dos sedimentos nas duas ribeiras foram colhidas amostras de sedimentos entre Dezembro de 2011 e Fevereiro de 2012. Foi efectuada a recolha ao longo de perfis longitudinais, em 6 pontos na ribeira do Loreto e em 12 pontos na ribeira da Arregaça, às profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm e 60-80 cm, com espaçamento médio próximo de 50m. As amostras de sedimentos recolhidas foram secas em estufa de ventilação forçada de ar, a 30ºC, e preparadas em moinho específico para solos (com crivagem através de malha de Ø <2mm (LQARS, 1977). Na fracção fina (de Ø <2mm) foram efectuadas as seguintes determinações: pH (H_2O) - electrometria, na relação solo:solução 1:2,5 (LQARS, 1977); matéria orgânica - combustão a 590ºC e detecção por infra-vermelhos (LECO, 2002),com utilização do factor 1,724 para transformação do carbono orgânico em matéria orgânica.

Para a determinação dos metais pesados as amostras foram posteriormente moídas em moinho de ágata, com crivagem através de malha de Ø 150 µm. Nesta fracção foram determinados os metais pesados cobre, zinco,

ferro, manganês, cádmio, chumbo, crómio, níquel - extracção por *aqua regia* e doseamento por espectrofotometria de absorção atómica (EAA) com chama (ISO 11466:1995 (E); ISO 11047:1998 (E)); mercúrio - combustão com doseamento por EAA através do equipamento *MercuryAnalyser 254* (LECO, 1999).
Para avaliação da contaminação dos sedimentos fluviais utilizou-se a legislação portuguesa para materiais dragados, de acordo com o grau de contaminação, em mg/kg (D.R., 1995) e a Legislação Canadiana do Ontário (MEE, 1997) (Tabela 1) que tem em conta o menor nível de efeito (Lowest Effect Level – LEL) da contaminação que pode ser tolerada pela maioria dos organismos com residência nos sedimentos, sendo considerados sedimentos limpos a ligeiramente poluídos os que registam valores inferiores ao LEL (Fletcher et al., 2008).
Para a construção da carta de enquadramento das duas bacias hidrográficas e respectivo uso e ocupação do solo referente ao ano de 2007 foi utilizado o software informático ESRI® Arc Map ™ 9.3. Para a classificação do uso e ocupação do solo em cada uma das bacias hidrográficas foi utilizada a imagem de satélite do ano 2007, recorrendo ao ArcGis Map Service. Construíram-se depois várias shapefiles poligonais de forma a delimitar as diversas parcelas referentes a cada classe de ocupação do solo. O uso do solo foi dividido em cinco diferentes classes: tecido urbano; zonas industriais, comerciais ou de transporte; zonas agrícolas; zonas florestais e semi-naturais e áreas com infra-estruturas de rede viária, de acordo com a nomenclatura Corine Land Cover (Nery, 2007).
Para análise e representação da distribuição dos principais metais pesados ao longo dos vários pontos de amostragem utilizou-se o software SURFER®, versão 9, permitindo obter a distribuição dos diversos metais pesados ao longo de perfis longitudinais e em profundidade.

Tabela 1 – Legislação enquadrante para a classificação dos materiais dragados/sedimentos.

	DR 141/1995					**(MEE, 1997)**
Metais	**Classe 1**	**Classe 2**	**Classe 3**	**Classe 4**	**Classe 5**	**Lowest effect level**
	mg/kg					**µg/g**
	Material dragado limpo	Material dragado com contaminação vestigiária	Material dragado ligeiramente contaminado	Material dragado contaminado	Material muito contaminado	
Cádmio	<1	1 – 3	3 – 5	5 - 10	>10	0,6
Crómio	<50	50 – 100	100 – 400	400 – 1 000	>1000	26
Cobre	<35	35-150	150 – 300	300 – 500	>500	16
Mercúrio	<0,5	0,5 – 1,5	1,5 – 3,0	3,0 – 10	>10	0,2
Chumbo	<50	50 – 150	150 – 500	500 – 1 000	>1 000	31
Níquel	<30	30 – 75	75 – 125	125 – 250	>250	16
Zinco	<100	100 - 600	600 – 1 500	1 500 – 5 000	>5 000	120

Resultados e discussão

Caracterização dos sedimentos fluviais
A caracterização dos sedimentos fluviais recolhidos ao longo do perfil longitudinal da ribeira do Loreto e da ribeira da Arregaça encontram-se na Tabela 2 e Tabela 3.
Na ribeira do Loreto os sedimentos apresentam pH entre 7,4 e 8,0 e valores de matéria orgânica entre 0,98% e 8,89%, enquanto na ribeira da Arregaça os valores são genericamente inferiores, o pH dos sedimentos varia entre 6,1 e 7,9 e a matéria orgânica entre 0,21% e 3,05%.
Os teores em metais pesados nos sedimentos das ribeiras do Loreto e da Arregaça apresentam alguma variabilidade ao longo do perfil longitudinal e com a profundidade, verificando-se que as concentrações médias ocorrem pela seguinte ordem: Fe>Mn>Zn>Pb>Cu>Cr>Ni>Cd>Hg. No entanto, na generalidade, os teores de metais pesados nos sedimentos da ribeira da Arregaça são inferiores aos da ribeira do Loreto.

Tabela 2 – Caracterização das amostras de sedimentos recolhidas ao longo do perfil longitudinal da ribeira do Loreto (jusante para montante).

Ponto	Prof. (cm)	pH	M.O.	Fe	Cu	Zn	Mn	Cr	Pb	Cd	Ni	Hg
			%		mg/kg							
P1	0-20	7.4	4.81	16.4	67.2	1024	287	42.9	476	9.03	34.7	0.130
	20-40	7.5	8.89	16.2	79.3	1466	261	37.6	788	19.5	32.3	0.193
	40-60	7.7	2.85	25.8	31.6	272	972	50.5	127	2.93	40.8	0.006
	60-80	7.7	2.02	27.5	25.6	167	1283	49.1	71.8	1.77	41.1	0.048
P2	0-20	7.5	6.69	16.2	70.6	344	333	33.7	91.7	1.73	29.2	0.100
	20-40	7.7	2.07	10.9	59.5	187	135	21.1	52.3	1.23	18.8	0.054
	40-60	7.8	1.58	12.7	43.3	199	275	23.6	74.4	1.73	21.2	0.054
	60-80	7.8	1.59	18.4	31.8	166	611	37.1	77.5	1.83	30.9	0.060
P3	0-20	7.8	1.78	11.4	41.5	210	190	23.7	79.1	1.50	21.9	0.061
	20-40	7.6	2.14	9.7	33.0	132	180	22.0	51.5	1.13	20.0	0.044
	40-60	7.7	1.69	14.2	23.9	94.0	406	33.1	41.4	0.90	28.1	0.036
	60-80	7.8	1.07	18.9	21.8	80.0	625	38.9	41.7	1.33	33.8	0.028
P4	0-20	7.7	4.86	13.3	63.0	258	232	25.8	78.4	1.17	23.4	0.072
	20-40	7.9	1.06	9.8	37.1	111	120	22.0	131	0.93	19.3	0.049
	40-60	7.9	1.44	21.4	25.1	96.0	794	44.1	46.9	1.03	35.6	0.034
	60-80	7.9	1.17	22.6	25.1	83.7	830	48.8	42.9	1.00	39.9	0.072
P5	0-20	7.8	1.60	9.5	34.9	222	157	19.2	119	1.27	16.5	0.038
	20-40	8.0	0.98	9.7	25.6	169	160	22.3	101	1.33	18.3	0.042
	40-60	7.9	1.10	13.3	28.9	176	264	31.1	109	1.60	24.7	0.063
	60-80	7.8	1.62	18.1	30.3	156	484	39.1	88.2	1.87	35.8	0.063
P6	0-20	7.9	1.20	19.8	27.7	115	522	38.9	91.3	1.67	31.4	0.052
	20-40	7.9	1.17	22.5	23.8	86.7	612	52.6	50.6	1.47	37.1	0.022
	40-60	7.8	1.30	24.8	25.6	95.3	636	59.3	38.4	1.40	39.8	0.019

Tabela 3 – Caracterização das amostras de sedimentos recolhidas na ribeira da Arregaça.

Ponto	Prof. (cm)	pH	M.O.	Fe	Cu	Zn	Mn	Cr	Pb	Cd	Ni	Hg
			%		mg/kg							
P1	0-20	7.2	0.94	1.06	17.7	57.9	115	10.1	58.6	0.63[a]	5.67	0.106
	20-40	7.0	0.65	1.18	13.3	54.5	114	11.5	34.3	0.63[a]	6.20	0.079
	40-60	7.4	1.24	1.53	21.5	33.3	152	19.9	78.1	0.77[a]	11.57	0.236
	60-80	7.3	1.53	1.72	24.5	48.3	166	19.9	71.1	0.60[a]	11.77	0.315
P2	0-20	6.6	1.60	1.81	7.87	17.4	394	18.4	36.2	0.37[a]	11.83	0.082
	20-40	6.6	0.70	1.46	4.30	10.8	103	22.6	20.0	0.33[a]	14.77	0.038
	40-60	6.4	0.76	1.42	4.60	7.17	104	27.5	18.7	0.40[a]	18.96	0.029
	60-80	6.1	0.81	1.49	4.97	7.87	107	33.4	20.6	0.23[a]	23.06	0.029
P3	0-20	7.4	0.76	0.96	18.3	60.6	120	14.4	28.4	0.27[a]	9.53	0.039
	20-40	7.4	0.59	0.83	14.2	53.7	118	21.3	26.2	0.43[a]	14.83	0.051
	40-60	7.3	0.55	0.91	11.2	36.7	421	13.9	22.9	0.50[a]	6.73	0.067
	60-80	7.6	0.36	0.91	18.8	55.4	121	12.1	34.0	0.47[a]	6.80	0.035

Tabela 3 (cont.) – Caracterização das amostras de sedimentos recolhidas ao longo do perfil longitudinal da ribeira da Arregaça (jusante para montante).

Ponto	Prof. (cm)	pH	M.O.	Fe	Cu	Zn	Mn	Cr	Pb	Cd	Ni	Hg
			%		mg/kg							
P4	0-20	7.5	2.24	1.47	39.9	89.0	245	26.2	45.9	0.77[a]	17.63	0.146
	20-40	7.5	1.65	1.34	64.8	66.3	213	18.9	51.5	0.67[a]	13.63	0.124
	40-60	7.5	1.66	1.30	29.1	96.7	225	22.6	66.5	0.73[a]	14.47	0.130
	60-80	7.5	1.35	1.43	29.7	66.3	184	20.7	66.3	0.73[a]	14.90	0.128
P5	0-20	7.5	0.38	1.46	12.9	37.7	111	30.3	36.0	0.60[a]	20.53	0.083
	20-40	7.5	0.51	1.63	17.3	38.7	143	36.2	31.9	0.53[a]	25.06	0.060
	40-60	7.5	0.42	1.42	13.9	26.4	110	27.3	17.1	0.53[a]	18.46	0.046
	60-80	7.6	0.21	1.47	9.63	56.5	104	31.1	30.6	0.50[a]	20.50	0.030
P6	0-20	7.3	0.41	1.21	11.8	16.6	87.3	25.7	21.5	0.47[a]	18.26	0.090
	20-40	7.5	0.38	1.07	8.40	12.9	75.0	20.7	13.0	0.47[a]	15.27	0.015
	40-60	7.6	0.44	1.30	11.7	14.5	94.7	26.3	18.6	0.40[a]	17.93	0.031
	60-80	7.6	0.51	1.28	10.2	50.5	85.3	25.2	16.5	0.53[a]	19.23	0.024
P7	0-20	7.6	1.11	1.80	22.2	53.0	258	19.4	31.4	0.47[a]	12.37	0.085
	20-40	7.5	0.70	1.64	10.2	17.9	135	25.9	18.6	0.47[a]	18.33	0.041
	40-60	6.9	0.92	1.57	8.93	12.9	107	21.8	29.6	0.53[a]	15.60	0.035
	60-80	6.9	0.97	1.73	8.20	13.2	106	24.6	23.6	0.27[a]	19.03	0.033
P8	0-20	7.4	1.86	1.52	36.5	59.0	227	16.6	62.3	0.53[a]	11.33	0.200
	20-40	7.1	1.16	1.72	23.4	54.2	188	16.0	49.8	0.40[a]	11.30	0.259
	40-60	6.9	1.18	1.82	18.0	41.7	188	14.7	45.5	0.43[a]	11.60	0.154
	60-80	6.9	0.72	1.65	12.5	27.1	144	12.1	30.7	0.33[a]	8.30	0.104
P9	0-20	7.4	1.92	0.97	50.4	228	157	9.1	35.9	0.93[a]	6.90	0.110
	20-40	7.6	0.97	1.11	31.6	199	188	29.4	29.4	0.10[a]	22.10	0.132
	40-60	7.9	0.35	1.08	27.6	188	122	26.7	29.6	0.83[a]	16.53	0.066
	60-80	7.7	0.81	0.94	28.9	188	119	14.8	43.4	0.10[a]	9.67	0.072
P10	0-20	7.0	1.21	1.39	27.1	174	166	20.4	74.1	0.97[a]	12.10	0.161
	20-40	6.7	0.90	1.44	22.7	160	134	17.6	117.9	0.93[a]	12.40	0.180
	40-60	6.6	1.02	1.39	17.1	154	127	15.9	49.8	0.90[a]	11.27	0.195
	60-80	6.1	1.13	1.38	12.1	151	111	12.7	35.1	0.87[a]	9.90	0.118
P11	0-20	7.2	0.70	1.02	24.7	168	288	15.1	48.2	1.07	10.13	0.184
	20-40	7.2	0.79	1.29	24.8	162	422	17.1	66.7	0.90[a]	11.13	0.151
	40-60	7.1	1.00	1.56	25.1	45.7	506	17.3	46.2	0.90[a]	11.50	0.271
	60-80	6.3	1.28	1.83	29.5	43.3	772	13.9	60.9	0.90[a]	10.10	0.275
P12	0-20	7.2	3.05	1.59	58.1	45.3	384	14.4	97.1	1.03	9.50	0.343
	20-40	6.9	1.58	1.28	28.0	49.4	225	12.0	64.5	0.87[a]	8.63	0.321
	40-60	6.6	1.74	1.10	31.4	55.1	160	14.8	71.4	1.10[a]	12.07	0.590
	60-80	6.7	1.82	1.15	36.3	55.1	164	13.9	72.1	0.90[a]	10.97	0.403

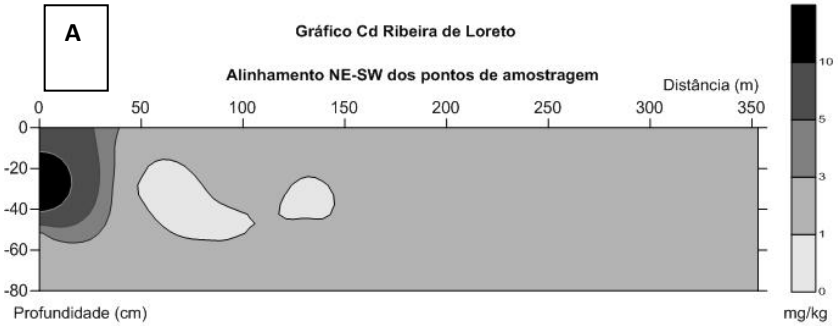
[a] LQ < 1.03 mg kg^{-1}

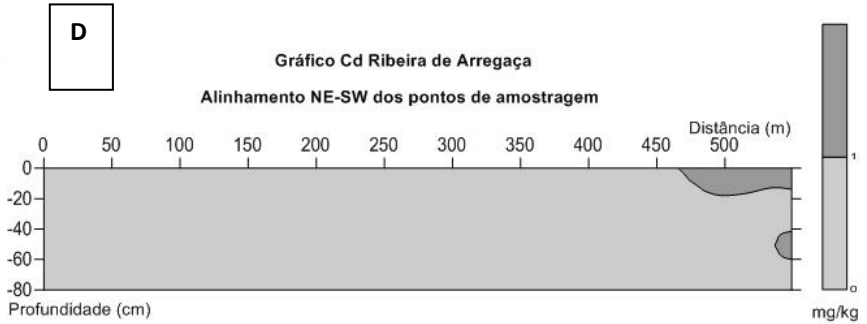
Os metais pesados que apresentam os maiores níveis de contaminação são o cádmio (Cd), o chumbo (Pb) e o zinco (Zn). No entanto, os gráficos A a E (Fig. 2) revelam uma distribuição destes metais nitidamente

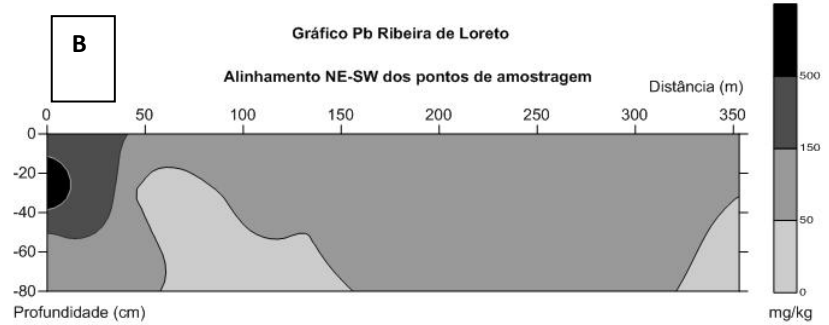
contrastada ao longo do perfil longitudinal, entre a ribeira do Loreto e da Arregaça. Salienta-se ainda, que os teores em metais pesados apresentam, em particular na ribeira do Loreto, um aumento de montante para jusante, mais evidente no Cd e Pb (Gráficos A e B).
Fazendo a comparação de cada metal pesado em cada perfil longitudinal, observa-se que o cádmio, na ribeira do Loreto, apresenta valores relativamente elevados (entre os 5 e 10 mg/kg) principalmente no ponto de amostragem inicial (a jusante) e a profundidades pouco acima dos 40 cm. Nos pontos seguintes, os valores baixam para 1 a 3 mg/kg, mantendo-se assim ao longo do perfil. Na ribeira de Arregaça, o cádmio apresenta baixos valores, quase sempre próximos de 0 a 1 mg/kg.
Em relação ao chumbo, o comportamento é muito idêntico ao do cádmio. Na ribeira do Loreto, os teores de chumbo são elevados (de 150 a mais de 500 mg/kg) no início do perfil e a profundidades até cerca de 50 cm. A profundidade superior os teores baixam para valores entre os 50-150 mg/kg, havendo certas zonas mais profundas com teores muito baixos, próximo de 0 a 50 mg/kg. Na ribeira da Arregaça os valores são muito inferiores, com o perfil a ser dominado por valores próximos de 0 a 150 mg/kg.
O zinco apresenta comportamento semelhante ao cádmio e chumbo. Na ribeira do Loreto os valores são mais elevados, de 600 a 1400 mg/kg no início do perfil até profundidade de cerca de 40 cm, baixando depois no resto do perfil para teores próximos de 0 a 600 mg/kg), e na ribeira de Arregaça são evidentes valores muito mais baixos ao longo de todo o perfil (maioritariamente próximo de 0 a 100 mg/kg).

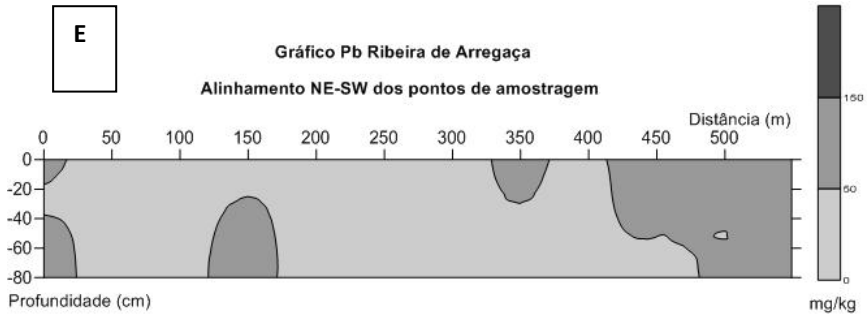
Discussão dos resultados

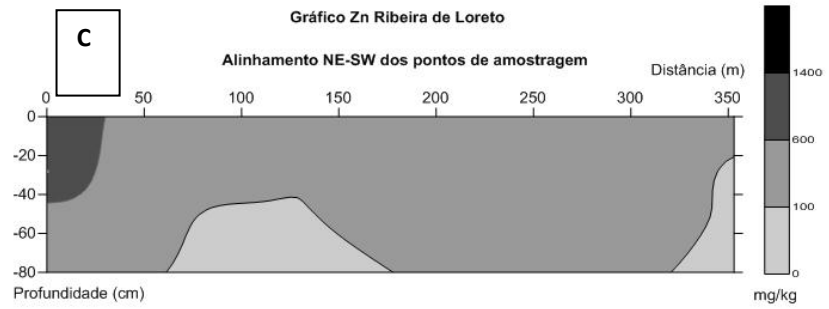
Para descrever a similaridade entre as várias amostras, considerando o conjunto total de variáveis e as correlações entre essas variáveis, e encontrar conjuntos de variáveis que possam ser consideradas redundantes, procedeu-se a uma análise estatística multivariada, mais concretamente a Análise em Componentes Principais (ACP).
Consideraram-se como variáveis independentes os pontos e a profundidade. Como variáveis dependentes foram considerados: pH, matéria orgânica, Fe, Cu, Zn, Mn, Cr, Pb, Cd, Ni e Hg.
Desta análise ressaltam os seguintes aspectos: na ribeira do Loreto, o Mn, Fe e Ni correlacionam-se significativamente com a variável profundidade. Entre os pontos, ao longo do perfil longitudinal, os valores de pH, Fe, Zn, Mn e Pb são significativamente diferentes.
Na ribeira de Arregaça é de destacar que a profundidade não apresenta correlação significativa com as várias variáveis dependentes. Por seu lado a distribuição dos pontos de amostragem estão significativamente correlacionados com a matéria orgânica e algo correlacionados com o Cd, Pb, Cu e Hg.
De acordo com a legislação do Diário da República Nº 141 (DR, 1995), que classifica os materiais dragados de acordo com o grau de contaminação, em mg/kg, os metais pesados que apresentam os maiores níveis de contaminação nos sedimentos da ribeira do Loreto são o cádmio (Cd), o chumbo (Pb) e o zinco (Zn). Predominam teores no âmbito da classe 2 - correspondente a material dragado com contaminação vestigiária (Cd: 1-3 mg/kg; Pb: 50-150 mg/kg; Zn: 100-600 mg/kg) e consideravelmente superiores ao "Low Effect Level" (LEL) (Cd: 0,6 mg/kg; Pb: 31 mg/kg; Zn: 120 mg/kg) (MEE, 1997).
Na ribeira da Arregaça predominam valores inferiores ao LEL e enquadrados na classe 1 - correspondente a material dragado limpo (Cd: <1 mg/kg; Pb: <50 mg/kg; Zn: <100 mg/kg).
Relativamente aos restantes metais pesados, predominam teores superiores ao LEL, na ribeira do Loreto, com exceção do mercúrio (LEL: 0,2 mg/kg), e inferiores ao LEL na ribeira da Arregaça (Tabela 1, Tabela 2, Tabela 3).
À semelhança do estudo efectuado no estuário do Sado (Caeiro *et al*, 2005), também nos sedimentos analisados foram encontrados teores elevados em Cd, Cr, Pb e Zn. Em alguns pontos de amostragem ao longo do perfil longitudinal da ribeira do Loreto, alguns teores são superiores aos encontrados nos sedimentos do estuário do Sado, em particular de chumbo.
Comparando ainda com estudos efectuados nos rios Danúbio, Tigre e Po (Woitke, 2003; Farkas *et al*, 2007; Varol and Şen, 2012), os teores de metais pesados dos sedimentos das ribeiras do Loreto e da Arregaça situam-se nos limites inferiores, com excepção do chumbo que apresenta concentrações mais elevadas.
Os resultados evidenciam ainda, que a matéria orgânica apresenta uma capacidade considerável na retenção de metais pesados (Soares *et al*, 1999), associando-se a valores elevados de Cu, Zn, Pb, Cd e Hg. Este facto apresenta uma correlação significativa com os valores de Cu e Zn, em particular na ribeira do Loreto que apresenta teores de matéria orgânica superiores aos dos sedimentos da ribeira da Arregaça.

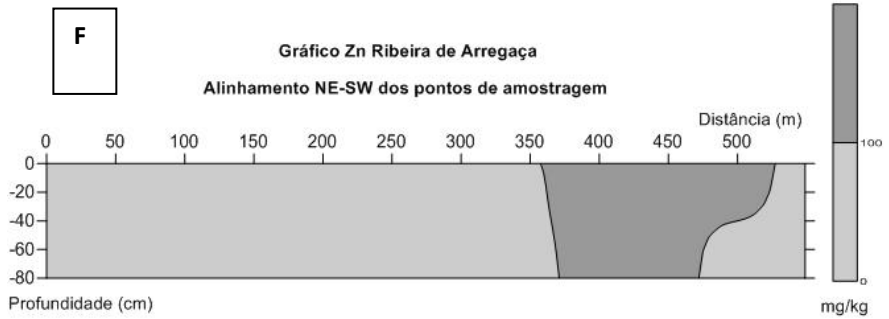

A
Gráfico Cd Ribeira de Loreto
Alinhamento NE-SW dos pontos de amostragem
Distância (m)
0 50 100 150 200 250 300 350
0 -20 -40 -60 -80
Profundidade (cm)
10 5 3 1 0
mg/kg


D
Gráfico Cd Ribeira de Arregaça
Alinhamento NE-SW dos pontos de amostragem
Distância (m)
0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500
0 -20 -40 -60 -80
Profundidade (cm)
1 0
mg/kg


B
Gráfico Pb Ribeira de Loreto
Alinhamento NE-SW dos pontos de amostragem
Distância (m)
0 50 100 150 200 250 300 350
0 -20 -40 -60 -80
Profundidade (cm)
500 150 50 0
mg/kg


E
Gráfico Pb Ribeira de Arregaça
Alinhamento NE-SW dos pontos de amostragem
Distância (m)
0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500
0 -20 -40 -60 -80
Profundidade (cm)
150 50 0
mg/kg


C
Gráfico Zn Ribeira de Loreto
Alinhamento NE-SW dos pontos de amostragem
Distância (m)
0 50 100 150 200 250 300 350
0 -20 -40 -60 -80
Profundidade (cm)
1400 600 100 0
mg/kg


F
Gráfico Zn Ribeira de Arregaça
Alinhamento NE-SW dos pontos de amostragem
Distância (m)
0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500
0 -20 -40 -60 -80
Profundidade (cm)
100 0
mg/kg

Bibliografia

Bermejo, J.C.S. ; Beltrán, R. ; Ariza, J.L.G. (2003) – Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain). *Environment International*, 29, pp. 69-77.

Bradley, S.B. and Cox, J.J. (1986) - Heavy metals in the Hamps and Manifold valleys, north Staffordshire, UK: distribution in floodplain soils. *Science of the Total Environment*, 50, pp. 103-128.

Caeiro, S.; Costa, M.H.; Ramos, T.B.; Fernandes, F.; Silveira, N.; Coimbra, A.; Medeiros, G.; Painho, M. (2005) - Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecological Indicators*, 5, pp.151–169.

Charkhabi, A.H.; Sakizadeh, M.; Bayat, R. (2008) – Land use effects on heavy metal pollution of river sediments in Guilan, southwest of the Caspian sea. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 6 (2), pp. 133-140.

D.R. (1995) - Diário da República Nº 141/95, II Série – Despacho Conjunto de 21 Junho de 1995. pp. 6805-6807.

Dornelles, T.F. (2003) – *Análise da alteração do uso do solo em bacias hidrográficas.* Dissertação de Mestre em Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil, 154p.

Farkas, A.; Erratico, C.; Viganó, L. (2007) - Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po. *Chemosphere*, 68, pp 761-768.

Filgueiras, A.V.; Lavilla, I.; Bendicho, C. (2004) – Evaluation of distribution, mobility and binding behaviour of heavy metals in surficial sediments of Louro River (Galicia, Spain) using chemometric analysis: a case study. *Science of the Total Environment*, 330, pp 115-129.

Fletcher, R.; Welsh, P.; Fletcher, T. (2008) – *Guidelines for Identifying, Assessing and Managing Contaminated Sediments in Ontario: An Integrated Approach.* Queen´s Printer for Ontario, 112 p.

Gaur, V.K., Gupta, S.K. Pandey, S.D., Gopal, K. and Misra, V., (2005) - Distribution of heavy metals in sediments and water of river Gomti. *Environmental Monitoring and Assessment,* 102 (1-3), pp. 419- 533.

Goorzadi, M. ; Vahabzadeh, G. ; Ghanbarpour, M.R. ; Karbassi, A.R. (2009) – Assessment of Heavy Metal Pollution in Tilehbon River Sediments, Iran. *Journal of Applied Sciences*, 9 (6), pp. 1190-1193.

Horowitz, A.J. (1991) - *A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry*. Chelsea. Lewis Publishing *Inc.*, 136p.

Huang, K. ; Lin, S. (2003) – Consequences and implication of heavy metal spatial variations in sediments of the Keelung River drainage basin, Taiwan. *Chemosphere*, 53, pp. 1113-1121.

ISO 11047:1998(E) – *Soil quality – Determination of cadmium, chromium, cobalt, copper, lead, manganese, nickel and zinc in aqua regia extracts of soil – Flame and electrothermal atomic spectrometric methods*. First edition, Genève, Switzerland. 18 p.

ISO 11466:1995(E) - *Soil quality – Extraction of trace elements soluble in aqua regia*. First edition, Genève, Switzerland. 6 p.

LECO® (1997) - *Instruction Manual SC-144DR Dual Range Sulfur and Carbon Analysis System*. LECO Corporation, St. Joseph, MI

LECO® (2002) - *AMA 254 – Advanced Mercury Analyser Operating Manual*. Windows. Altec Lda., Khodlova 1297, 193 00 Prague 9, Czech Republic.

LQARS (Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva) (1977) - *Sector de Fertilidade do Solo*. DGSA-Ministério da Agricultura, Lisboa, 39 pp.

MEE (Ministry of Environment and Energy) (1997) - *Guideline for use at contaminated sites in Ontario*. Ministry of Environment and Energy. Ontario. Revised February 1997. ISBN 0-7778-6114-3.

Nery, F. (2007) – *Nomenclatura CORINE Land Cover: versão portuguesa comentada.* Instituto Geográfico Português, Lisboa, 105 p.

Pato, R. L. (2007) - *Bacia hidrográfica da ribeira dos Covões. Variáveis biofísicas e evolução do uso do solo no período 1958-2002*. Trabalho elaborado para obtenção do grau de Mestre em Geociências, especialidade em Ambiente e Ordenamento do Território. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 201 p.

Santos, R. (2004) – *Planejamento ambiental. Teoria e prática.* Oficina de Textos, S. Paulo, Brasil, 184 p.

Singh, K.P.; Mohan, D.; Singh, V.K.; Malik, A. (2005) – Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments – a tributary of the Ganges, India. *Journal of Hydrology*, 312, pp.14-27.

Soares, A.F.; Marques, J.F.; Sequeira, A.J.D. (2007) – *Folha 19-D (Coimbra-Lousã) da Carta Geológica de Portugal na escala 1/50 000 e respectiva Notícia Explicativa.* Departamento de Geologia, Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação, Lisboa, 71 p.

Soares, H.M.V.M.; Boaventura, R.A.R.; Machado, A.A.S.C.; Esteves da Silva, J.C.G. (1999) - Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): multivariate analysis of data. *Environmental Pollution,* 105, pp. 311-323.

Tavares, A. (1999) – *Condicionantes Físicas ao Planeamento. Análise da susceptibilidade no espaço do concelho de Coimbra.* Tese de Doutoramento à Universidade de Coimbra, Portugal, 346 p.

Tavares, A.; Pato, R.L.; Magalhães, M.C. (2012) – Spatial and temporal land use change and occupation over the last half century in a peri-urban area. *Applied Geography, 34*, pp 432-444.

Tavares, A.; Soares, A. (2010) – Componentes ambientais e acção antrópica. O caso do espaço de Coimbra. *Ciências Geológicas – Ensino e Investigação e sua História, Volume II, Capítulo II - Geologia e Ambiente*, pp. 259-268.

Tavares, A.O. (2004) - Geotechnical and natural hazard mapping on urban and outer urban planning. *Proceedings GéoQuébec 2004 Conference*: D. Demers, D. Leahy, R. Lefebvre, S. Leroueil, CD – Session 4C, pp. 27-33.

Varol, M. and Şen, B. (2012) - Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *Catena,* 92 (2), pp. 1-10.

Woitke, P.; Wellmitz, J.; Helm, D.; Kube, P; Lepom, P.; Litheraty, P. (2003) - Analysis and assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sediments of the river Danube. *Chemosphere,* 51, pp. 633-642.

Toxicidad debida a metales pesados en suelos próximos a explotaciones mineras de Mazarrón (Murcia, España)

Sánchez Navarro, A.[1,]; Delgado Iniesta, M.J.[1]; Hernández Mármol, D.[1]; Gil Vázquez, J.M.[1]; Ortiz Silla, R.[1]*

(1) Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Facultad de Química, Campus de Espinardo, 30100 (Murcia)
**Autor de contacto: Antonio Sánchez Navarro, Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Facultad de Química, Campus de Espinardo, 30100 (Murcia). antsanav@um.es.*
Telf. 034-868-887451

Resumen

En el presente trabajo se ha estudiado el contenido total de 9 metales pesados, así como su fracción soluble, en tres transectos de suelos, dos sobre rocas silicatadas y el tercero sobre carbonatadas, afectados por actividades mineras y localizados en las proximidades de Mazarrón (Murcia, España). Los resultados muestran que tres de los nueve elementos estudiados, Pb, Zn y Cd, superan ampliamente los niveles de intervención o están dentro de los niveles de investigación obligatoria, por lo que debería limitarse cualquier tipo de uso de estos suelos y emprenderse acciones de recuperación de los mismos. Pese a ello, y debido a la baja relación existente entre los metales solubles y los totales, se puede afirmar que existe un bajo riesgo de contaminación por lavado en las condiciones edáficas actuales.

Palabras clave
Metales pesados; Niveles de referencia; Contaminación de suelos; Degradación de suelos.

Introducción

Entre la multitud de líneas de investigación que se dedican al estudio de la degradación del suelo, han adquirido notable importancia en las dos o tres últimas décadas aquellas que van destinadas al estudio de la concentración y dinámica en el suelo de los elementos químicos conocidos como metales pesados, así como las limitaciones de uso y los procesos de recuperación de los suelos afectados por dichos metales.
La toxicidad de un suelo debida a los metales pesados y elementos asociados es una consecuencia directa de sus concentraciones en la fases soluble y asimilable (Hernández, 2011), es decir, en la solución del suelo, mientras que la concentración total es válida para evaluar la peligrosidad potencial o futura y sólo representa de una manera indirecta y aproximada la toxicidad actual de un suelo.
Los metales pesados en suelos y sedimentos, procedentes del material original o de origen antrópico, se encuentran en distintas formas químicas y asociados a los distintos componentes del suelo de naturaleza mineral y orgánica (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Ross, 1994; Alloway, 1997). Dada la naturaleza compleja de suelos y sedimentos, ya que se trata de sistemas trifásicos, existe una gran dificultad de identificación del metal particulado y su relación con el metal disuelto (Kong y Bitton, 2003).
El origen de los metales y la forma de deposición en el suelo influyen en la movilidad de los mismos (Davies, 1992; 1993; Ruby et. al., 1999). Generalmente, en forma nativa se presentan inmóviles, mientras que cuando tienen un origen antrópico tienen una mayor movilidad (Kelley et al., 2002; Madrid et al., 2001), aunque con el tiempo suelen transformarse en formas más estables (Han et al., 2001; Rieuwerts et al., 1999).
La minería, su tratamiento y actividades de fundición han contaminado suelos y recursos hídricos por metales pesados en todo el mundo. Así, los metales pesados pueden afectarlos desfavorablemente, poniendo en peligro la salud de los ecosistemas circundantes y las poblaciones humanas (McGrath et al., 2001; Shi et al., 2002).
Trabajos realizados en la zona de estudio (García López, 2009) o en sus proximidades (Buendía Escudero, 2006), han puesto de manifiesto el riesgo de contaminación que existe en los ecosistemas afectados como consecuencia de la erosión hídrica, que puede llegar no sólo al suelo sino también a las aguas subterráneas e incluso al mar Mediterráneo.
El presente estudio tiene como objetivos fundamentales los siguientes:

1. Determinar la concentración total y en la fracción soluble de nueve metales pesados en tres transectos de suelos forestales, próximos a explotaciones mineras BPG (Blenda, Pirita, Galena).
2. Conocer los ratios de solubilidad de los distintos metales con respecto a su contenido total en el suelo.

Material y Metodología

La zona de estudio (Fig. 1) se encuentra situada en el SE de España, próxima a la localidad de Mazarrón (Murcia). Se han seleccionado 16 puntos de muestreo que forman parte de tres transectos de suelos, y se ha procedido a su muestreo a lo largo de 2009, obteniendo de cada lugar tres muestras de capa arable (0-30 cm), por lo que se analizaron un total de 46 muestras. Los tres transectos tienen orientación noreste y fueron diseñados para tomar las muestras desde la cima hasta la parte baja de los cabezos seleccionados.

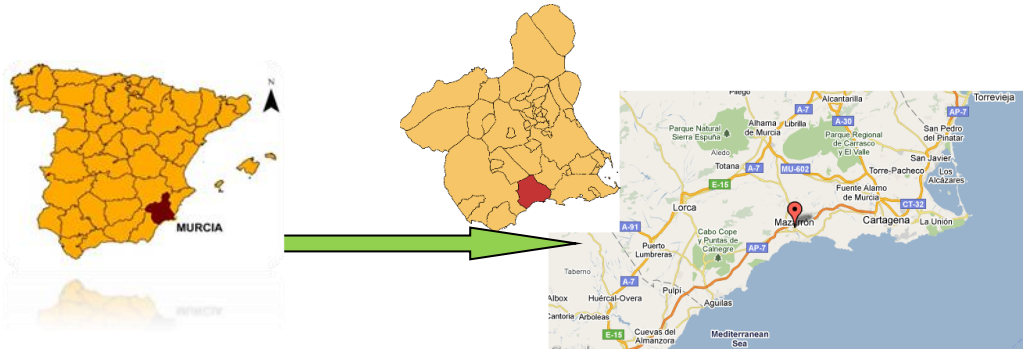


Figura 2. Localización zona de muestreo

En cuanto a la metodología analíticas, después de analizar y sopesar las distintas alternativas metodológicas y de reactivos aplicables, se seleccionó la digestión ácida con HCl y HNO_3 en sistema cerrado en horno microondas. Se trata de una solución altamente corrosiva denominada agua regia, formada por la mezcla de HCl concentrado y HNO_3 concentrado en la proporción 1:3 (Rauret, 1998).
La fracción soluble se obtuvo mediante extracción en medio acuoso, con agitación y en una relación suelo:agua de 1:2.
La cuantificación se realizó mediante un detector ICP masas, tomando como referencia multipatrones realizados a tal efecto. Dichos patrones contenían concentraciones de metales que delimitaban un rango continuo, dentro del cual se pensó que podrían entrar las muestras. Así, se obtuvieron una serie de rectas de calibrado con un error casi despreciable (r^2 = 0,99), de manera que los datos derivados a partir de las mismas resultan fiables.

Resultados

Como puede se puede comprobar en la Figura 1, donde se recoge la concentración total de cada metal en los suelos estudiados, la secuencia de abundancia es: Fe>Pb>Zn>Mn>Cr>Cu>Ni>Co>Cd. Esta secuencia se puede deber a la propia composición del material litológico, utilizado como yacimiento BPG (blenda, pirita y galena) desde épocas romanas o incluso antes. Puede decirse, por tanto, que en dicha Figura 1 se registra la concentración total de cada metal en cualquiera de sus formas.
Si comparamos los valores obtenidos con los propuestos (Junta de Andalucía, 2003) para suelos agrícolas, nos encontramos que el Pb, Zn y Cd superan los valores de referencia propuestos. La situación más grave la presenta el Pb y el Zn, tres veces por encima de los niveles de intervención propuestos, mientras que el Cd supera los niveles de investigación obligatoria. En resumen, tres de los nueve elementos estudiados, superan ampliamente los niveles de intervención o están dentro de los niveles de investigación obligatoria y, por tanto, pueden representar un riesgo si no se acomete ninguna actuación en los mismos.

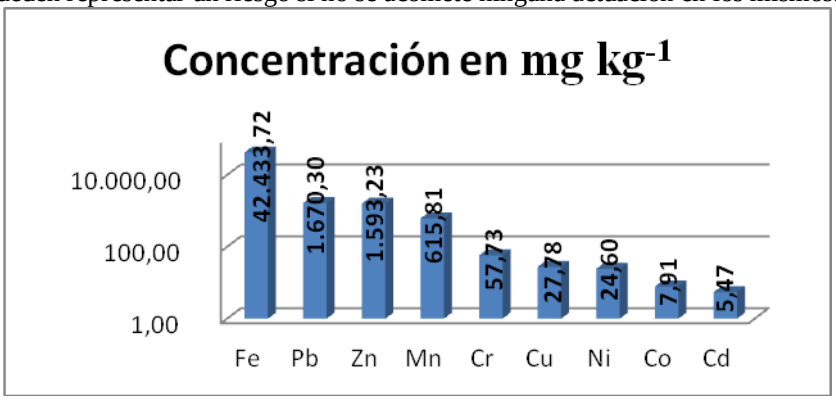


Figura 1: Concentración total de metales pesados en los suelos estudiados

Por otra lado, una parte muy importante de estos metales pesados forman parte de minerales cuya meteorización puede tardar mucho tiempo en producirse, en consecuencia, no son asimilables para las plantas ni lixiviables a horizontes más profundos o incluso a capas freáticas, por lo que no puede hacerse uso de tales datos con vista a analizar estos procesos. En base a ello, se han determinado las concentraciones de cada elemento en la solución del suelo, obteniendo los resultados recogidos en la Figura 2. Como podemos observar, la concentración de Zn es la más alta (109 µg kg^{-1}), seguida a poca distancia del Fe, a continuación el Cu (35 µg kg^{-1}) y finalmente el resto, con valores mucho más bajos.

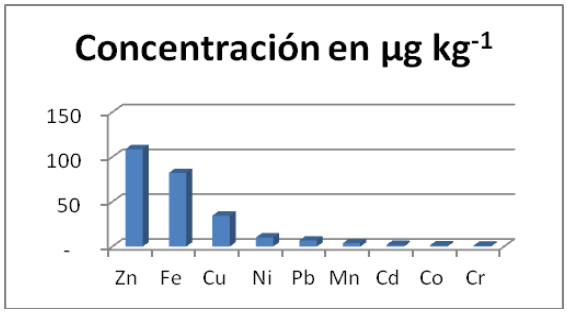


Figura 2: Concentración metales en la fase soluble.

El Zn presenta la mayor concentración en forma soluble de todos los metales analizados, el resto de metales que forman la fracción soluble están en concentraciones muy inferiores a las fijadas por distintos autores como peligrosas y, por tanto, actualmente no representan un riesgo real de contaminación.
A partir de los resultados de las Figuras 1 y 2 se pueden obtener las correspondientes relaciones entre la fracción soluble y el contenido total de metales en el suelo. Estas relaciones nos dan idea de qué metales son en última instancia los que más fácilmente pueden lixiviarse o lavarse y, por tanto, los que resultan potencialmente más contaminantes. Al analizar dichas relaciones, se ha visto que el Cu es el elemento que presenta el valor más alto (0,16%), seguido muy de lejos por Ni y Cd que no alcanzan el 0,05% del total y por último el Pb y Fe en porcentajes inferiores al 0,001 %. Como se puede observar, los porcentajes de la fracción soluble con respecto a la total son muy pequeños y en el mejor de los casos no deja de ser casi marginal. Estos resultados contrastan con los obtenidos por otros autores en trabajos realizados sobre la red hidrográfica afectada por las explotaciones mineras de la zona (García, 2009,), que han encontrado niveles muy superiores, del orden de 1000 veces o más, aspecto que viene a reforzar la hipótesis de que la movilización preferente de dichos metales se produce a través de la red de drenaje existente y su acumulación en las zonas de inundación de las mismas, mientras que en las áreas menos afectadas por los fenómenos de erosión y deposición hídrica, los procesos de movilización de los metales en el suelo están atenuados. Las razones de dicho comportamiento hay que buscarlas en los lixiviados ácidos resultantes de la extracción de los minerales, que originaron un cambio drástico en las propiedades de los suelos afectados, en especial del pH, que posibilitaron una mayor solubilidad de los compuestos portadores de dichos metales y la persistencia de los metales en su forma soluble.

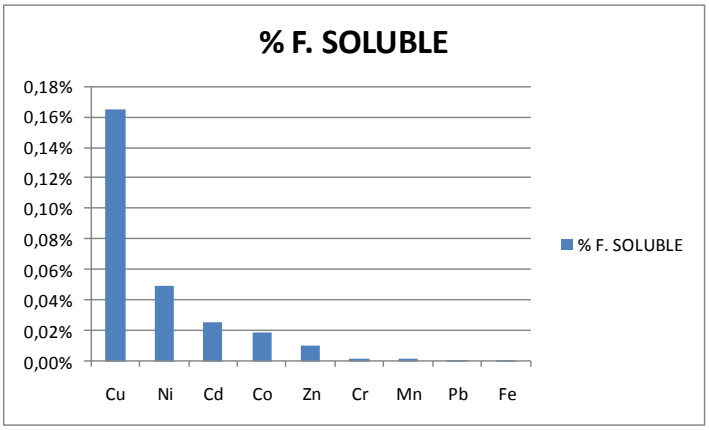


Figura 3: Porcentaje de la fracción soluble con respecto al contenido total de metales en el suelo

Conclusión

Las conclusiones obtenidas tras la realización de este estudio son:

1º. Atendiendo a las concentraciones totales de Pb y Zn los suelos estudiados superan ampliamente los niveles de intervención propuestos por la Junta de Andalucía. A la vista de estos resultados, debe limitarse cualquier uso de dichos suelos y emprenderse estudios para su adecuada gestión y recuperación

2º. En las condiciones edáficas actuales de los suelos del área de estudio, el peligro potencial de contaminación por metales pesados de acuíferos subterráneos o de lixiviación a otros horizontes más profundos es muy escaso, debido a que las relaciones obtenidas entre los metales pesados en la fracción soluble con respecto al total de son muy pequeñas.

Bibliografía

Alloway, B.J., (1997). The mobilisation of trace elements in soils. In Prost R. (ed) Contaminated Soils. Proceedings of the third international conference on the biogeochemistry of trace elements. Paris, 15-19 May 1995. Paris: INRA, p. 133–146.

Buendía Escudero, J. (2006). Niveles de fondo para Co, Cr, Cu, Mn, Ni y Zn en suelos desarrollados a partir de rocas volcánicas básicas de la Región de Murcia. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia.

Davies, B.E. (1992). Inter-relationships between soil properties and the uptake of cadmium, copper, lead, and zinc from contaminated soils by radish (Raphanus sativus L.). *Water, Air and Soil Pollution* 63, 331-342.

García López, N. (2009). Niveles de metales pesados en Fluvisoles próximos a las escombreras mineras del Coto minero las Pedreras Viejas (Mazarrón, Murcia): Parámetros que los afectan y riesgo de contaminación. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia.

Han, F.X.; Kingery, W.L.; Selim, H.M. (2001). "Accumulation, Redistribution, Transport and Bioavailability of Heavy Metals in Waste-Amended Soils". En: Trace elements in soil. Bioavailability, Flux and Transfer. Eds. Iskandar, I.K., y Kirkham, M.B. CRC Press, 287 pp.

Hernández Mármol, D. (2011). Riesgo real y potencial de contaminación de suelos por metales pesados en distintas zonas de mazarrón. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia.

Junta de Andalucía, (2003). Estudio de elementos traza en suelos de Andalucía (I). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla 165 pp.

Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. (1984). Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, 315 pp.

Kelley, M.E.; Brauning, S.E.; Schoof, R.A.; Ruby, M.V. (2002): Assessing oral bioavailability of metals in soil. Battelle Press. Columbia, Ohio, 124 pp.

Kong, In-Chul and Gabriel Bitton. (2003). Correlation between toxicity and metal fractions of contaminated soils in Korea. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 70: 557-565.

Madrid, L.; Díaz-Barrientos, E.; Cardo, I. (2001) "Sequential Extraction of Metals from Artificially Contaminated Soils in the Presence of Various Compost". En: Trace elements in soil. Bioavailability, Flux and Transfer. Eds Iskandar, I.K., y Kirkham, M.B. CRC Press, 287, pp.

McGrath, M. T., and Shishkoff, N. (2001). Resistance to triadimefon and benomyl: dynamics and impact on control of cucurbit powdery mildew. Plant Disease 85(2):147-154.

Rauret, G. (1998). Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta* 46, 449-455.

Rieuwerts, J.S.; Thornton, I.; Farago, M.E.; Ashmoret, M.R. (1999): "Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals". Chemical Speciation and Bioavailability. 10 (2), pp. 61-75.

Ross, S.M. (1994). Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. In: Toxic Metals in Soil-Plant Systems, S.M. Ross (Ed.). John Wiley & Sons Inc., Chichester, pp. 3-25.

Ruby, M.V.; Schoof, R.; Brattin, W.; Goldade, M.; Post, G.; Harnois, M.; Mosby, D.E.; Casteel, S.W.; Berti, W.; Carpenter, M.; Edwards, D.; Cragin, D.; Chappell, W. (1999): "Advances in Evaluating the Oral Bioavailability of inorganics in Soil for Use in Humann Heath Risk Assessment". Environ. Sci. Technol. 33 (21), pp, 3697-3705.

Shi H, Quintero FJ, Pardo JM, Zhu JK. (2002). The putative plasma membrane Na(+)/H(+) antiporter SOS1 controls long-distance Na(+) transport in plants. Plant Cell 2002; 14:465-477.

Videos práctico-didácticos aplicados en asignaturas de Clasificación de Suelos.

Juan Gisbert Blanquer Sara Ibañez Asensio y Héctor Moreno Ramón

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural - Universitat Politécnica de València – Departamento de Producción Vegetal – U. D. Suelos
sibanez@prv.upv.es

Introducción

El modelo de profesor como único transmisor de conocimientos hace ya tiempo que caducó. La perspectiva entorno a que el alumno es el propio auto-regulador de su proceso de aprendizaje es una teoría que ha ido implantándose en la universidad española de modo gradual. Con la incorporación del nuevo Espacio Europeo de Educación Superior se ha producido un cambio en la misiva inicial del proceso de aprendizaje, en la que la labor del profesor no es demostrar lo que sabe, sino transmitirlo a sus alumnos, para que estos, con sus capacidades y habilidades sean capaces de entenderlo, desarrollarlo y mejorarlo. Es aquello de que el alumno "aprenda a aprender", ya que quien ha aprendido a aprender, no necesita de nadie que le guie en el aprendizaje, pues se ha convertido en una aprendiz autónomo, capaz de aprender por sí mismo (Aebli H, 2001). No obstante, es preciso mencionar que para ser capaces de aprender, primero debemos de ser guiados por alguien cuyo conocimiento sea mayor y despierte en nosotros esa idea de búsqueda del conocimiento.

Actualmente la sociedad en la que vivimos pone al alcance de cualquier persona un amplio campo de posibilidades para la búsqueda del conocimiento. No hay más que entrar en internet y buscar cualquier palabra, sobre la cual aparecen miles de acepciones, páginas web, blogs que nos solucionan de manera más o menos fehaciente esa duda. Antaño por el contrario dichas cuestiones únicamente podían ser resueltas por los profesores o por los libros de consulta. En este sentido la rapidez con la que somos capaces de solucionar nuestras dudas y ampliar nuestro conocimiento es mucho mayor. Hemos pasado de libros y profesores a libros, profesores e internet (estático) a por último a disponer de libros, profesores e internet como un medio de interacción continua (Blogs, foros, chats, wikis, etc.,englobadas en la web 2.0 (Flores J.M, 2009)) donde el interlocutor es capaz de resolver dudas e interactuar con la persona que le plantea las dudas.

Todas estas premisas están comenzando a revolucionar la enseñanza, puesto que la sociedad de la información en la que vivimos ha producido cambios sustanciales a nivel social. Hoy podemos acceder a la información donde sea, como sea y cuando quiera "anytime-anywhere" (Cucu et al, 2010)

Junto con los blogs y páginas web de consulta, ahora mismo las redes sociales son un canal de comunicación primordial en muchos aspectos de la sociedad, y las herramientas derivadas de éstas, favorecen la comunicación entre personas. Así pues las redes sociales se han universalizado y los jóvenes las han incorporado plenamente en sus vidas, convirtiéndose en un espacio idóneo para intercambiar información y conocimiento de una forma rápida, sencilla y cómoda (Gómez et al, 2012).

Si esto es lo que dominan nuestros jóvenes (alumnos) ¿Por qué no aprovecharlo? ¿Qué nos lo impide? ¿Sería beneficioso para el proceso de aprendizaje?

Frente a estas preguntas, la realidad es que hay un aprovechamiento didáctico limitado de las redes por parte de los estudiantes, causado muchas veces porque tanto el profesorado como las instituciones no les otorgan apenas importancia y es difícil un cambio tan rápido en la tecnología docente y en el planteamiento pedagógico de mucho profesorado. Gutiérrez, Palacio y Torrego (2010), indican que la innovación educativa se produce a un ritmo mucho menor al que evoluciona la sociedad y, por lo tanto, más lento que el ritmo de la innovación tecnológica.

En este mismo sentido Espuny Vidal y otros autores (2011) concluyen que los alumnos presentan una buena actitud como usuarios de las redes sociales, pero a nivel pedagógico los resultados son completamente pobres, puesto que aunque valoran su positividad en su posible uso, reconocen que no las utilizan y muchos de ellos no ven una finalidad pedagógica en algo enfocado desde el punto de vista social.

No obstante y aunque los alumnos no vean, por ahora, factible el uso de redes sociales para su uso pedagógico, hay datos reales que muestran que esto no es del todo cierto. Si únicamente concebimos como redes sociales el facebook, twitter, tuenti, etc., y no consideramos el youtube (portal de videos), podríamos dar validez a las pautas anteriormente señaladas, pero si entendemos el youtube como una red social, en la cual puedes interactuar con el creador de dichos videos, la conclusión anterior de que los alumnos no usan las redes sociales de modo pedagógico no es del todo cierta.

Walter Lewin grabó en 2003 sus clases de física en el Instituto Tecnológico de Machasusets (MIT) y las colgó en Opencourseware, teniendo actualmente una media de 2 millones de visitas por año. Por otra parte, Salma Khan, con 4 millones de alumnos por todo el mundo (www.khanacademy.org), y más de 3.200 vídeos didácticos en la red (el primero en youtube), acumula más de 140 millones de visitas a sus lecciones "on line". En el mismo sentido, el español Juan Medina (www.lasmatematicas.es) con más de 22 millones de visitas y 42.000 suscriptores, enseña mediante videos prácticos como aprender matemáticas. Ellos son un claro ejemplo del uso de redes sociales desde el punto de vista pedagógico, una revolución pedagógica que intenta adaptar la docencia al siglo XXI.

El "flip teaching" o también llamado "reverse teaching" o inversión docente, se define como un modelo pedagógico en el que se produce una inversión del proceso de aprendizaje tradicional ya que el uso de las nuevas tecnologías basadas en la web favorece que el profesor pueda dedicar más tiempo e interactue con los estudiantes en vez de dar una lección magistral (EDUCASE, 2012, Newton, 2012). Es la base teórica de los profesores anteriormente señalados, pues a partir de la creación de videos didácticos, que el alumno de modo autónomo puede ver desde su casa, el docente posteriormente puede desarrollar en clase una actividad en la que poner en práctica los conceptos que el alumno debe de haber asimilado en casa. Es también en dicha clase práctica el momento en el que los alumnos puedan preguntar dudas y "avanzar" en el conocimiento de dicho concepto.

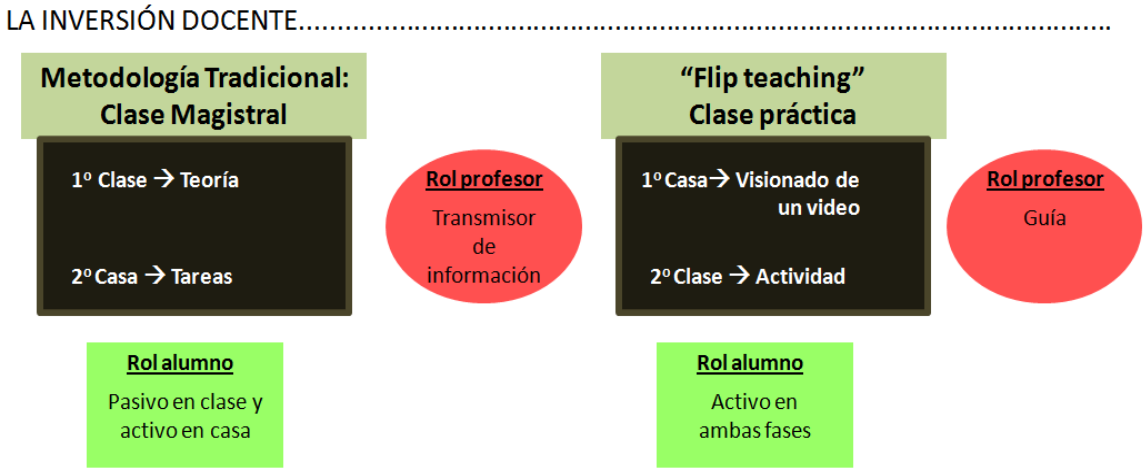


Figura 1: Roles en el "flip teaching"

La Universitat Politècnica de València (UPV), como una de las principales instituciones académicas en el ámbito universitario de la Comunidad Valenciana, y siendo conocedora de la importancia que están tomando en la actualidad las nuevas tecnologías en el ámbito pedagógico ha apostado decididamente por estas líneas de actuación.

Iniciativas en todos los ámbitos: nuevas tecnologías, metodologías innovadoras, implantación de nuevas herramientas didácticas, etc., han tenido la finalidad de facilitar la adaptación de todos los miembros de la comunidad universitaria al nuevo reto que suponía el Espacio Europeo de Educación Superior, así como promover la excelencia docente en cuanto a la implantación y actualización de metodologías docentes que mejoren la capacidad de aprendizaje activo de los estudiantes (UPV, 2007).

Las principales herramientas y plataformas desarrolladas en la UPV son:

- POLIMEDIA y POLIMEDIA PLUS, que es un sistema diseñado en la UPV para la creación de contenidos multimedia como apoyo a la docencia presencial, que abarca desde la preparación del material docente hasta su distribución a través de distintos medios (TV, Internet, CD, etc.) a los destinatarios.
- POLITUBE, que es el canal institucional de videos (Docentes y ocio) de la UPV
- POLIFORMAT, que es la plataforma docente utilizada por alumnos y profesores para el intercambio de ficheros, programa del curso y realización de tareas (actividades, exámenes, módulos de aprendizaje, etc.)
- RIUNET, repositorio institucional de la UPV de las publicaciones on line.

Junto a estas actuaciones es de destacar el Plan Docencia en Red dirigido al profesorado e impulsado por el Instituto de Ciencias de la Educación (ICE) de la UPV, que pretende incentivar al docente en la elaboración de materiales educativos reutilizables en formato digital:

- Objetos de aprendizaje: grabaciones Polimedia y Polimedia Plus, vídeos didácticos, laboratorios virtuales, artículos docentes y grabaciones screencast.
- Módulos de Aprendizaje.
- Asignaturas publicadas en el portal OCW.

La combinación de todos estos recursos, además de la voluntad de los profesores, han convertido a la UPV en un referente a nivel nacional del uso de TIC's en docencia universitaria, siendo la producción anual de productos digitales (videos, polimedias, laboratorios virtuales) cada vez mayor. El acuerdo de la UPV con Youtube e Itunes University para colgar todos los archivos multimedia creados en el plan de Docencia en Red, favorecen una difusión mayor de estos contenidos y una mayor facilidad de acceso por parte de los alumnos.

Materiales y métodos

Las asignaturas "Clasificación y Evaluación de suelos" "Clasificación, Evaluación, Conservación y Manejo de suelos", optativas de especialidad en 4º curso de carrera en los títulos de Ingeniero Agrónomo e Ingeniero de Montes, impartidas en la Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural de la UPV son la base de este trabajo.
Uno de sus principales objetivos es conocer la metodología y terminología en el ámbito de la taxonomía de suelos con el fin de poder clasificarlos y caracterizarlos.
Para ello a lo largo del curso en las sesiones teóricas se desarrolla el contenido de la asignatura mediante clases magistrales combinadas con sesiones de participación de los alumnos, mientras que en las sesiones prácticas, se realizan análisis de laboratorio para la caracterización de un suelo real que deben muestrear ellos mismos al inicio del curso.
Aprovechando las facilidades de la UPV para la creación de recursos digitales, se pensó en la aplicación del modelo pedagógico "flip teaching" en todas las sesiones prácticas del curso. Para ello se prepararon un total de 11 vídeos con los cuales caracterizar "básicamente" un suelo mediterráneo para poder llegar a clasificarlo según las pautas de la Soil Taxonomy.
El modo de creación de los videos fue la grabación mediante el servicio del Gabinete de Recursos Educativos y Multimedia del ICE-UPV, de los procedimientos analíticos realizados sobre un a muestra de suelo. Posteriormente a dicha grabación, se pasó a locutar en cabina los pasos necesarios para la realización de los análisis, montando y editando unos videos-prácticos de una duración media de 7 minutos, en los que junto a los objetivos, fundamento, materiales, métodos y resultados, se expone al alumno como realizar los diferentes análisis de laboratorio.

Los videos realizados son:
- Como tomar muestras de un suelo
- Preparación de la muestra y Elementos Gruesos
- Textura Bouyoucous
- Conductividad 1/5
- pH
- Color
- Carbonatos
- Infiltrómetro de doble anillo
- Permeametro
- Picnómetro

- Simulador de lluvia

Estos videos una vez montados, se subieron a riunet, youtube e itunes, donde están disponibles en abierto para cualquier persona.

Figura 3: Cabeceras de los vídeos didáctico-prácticos

Así pues la metodología propuesta fue:

1. Utilizando el PoliformaT, se les abría una tarea con una fecha de cierre que coincidía con la realización de una sesión práctica de laboratorio.
2. Esta tarea, que debía de hacer de modo autónomo en su casa y consistía en el visionado del video correspondiente al análisis a realizar en el laboratorio.
3. Posteriormente, el dia de la sesión práctica señalada los alumnos venían a realizar dicha analítica, consultándole al profesor correspondiente las dudas sobre dicho procedimiento de análisis.
4. Tras la realización de dicha práctica se abría de nuevo otra tarea (con otro video-práctico) que se cerraba la siguiente sesión de prácticas con el mismo procedimiento.

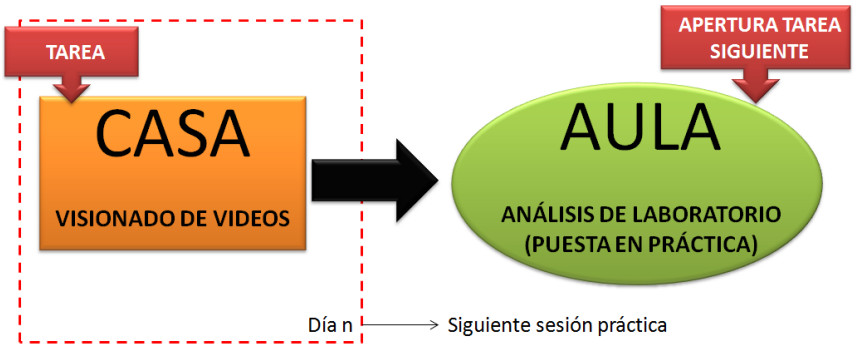


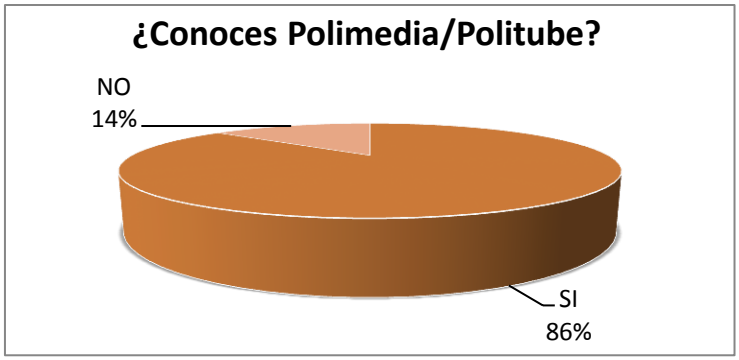
Figura 3: Diagrama metodológico

Resultados y discusión

La presente metodología ha sido aplicada a un total de 222 alumnos durante los cursos académicos 2008-2009 (57 alumnos), 2009-2010 (53 alumnos), 2010-2011(51 alumnos) y 2011-2012 (61). Los datos sobre resultados académicos de este último año aun no están disponibles. Los resultados se han recopilado mediante encuestas, estadísticas de uso de los alumnos y rendimiento académico de los alumnos.

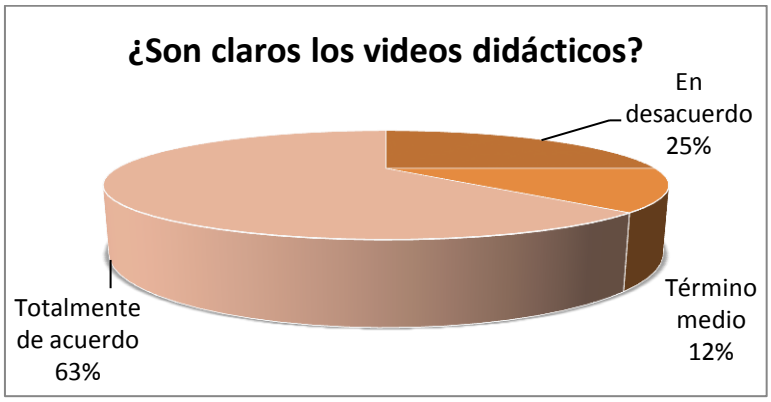
ENCUESTAS

A la pregunta final de si conocen la Tecnología y plataforma Polimedia/Politube, los alumnos contestaron que en una mayoría la conocían y la habían utilizado (86%). El 60% de estos alumnos están totalmente de acuerdo en la idea de que es un buen medio para poder aprender o recordar conceptos, mientras que el 40% restante piensa que en un término medio es una buena herramienta.



En este sentido un 83% de los alumnos opina que favorece el desarrollo autónomo de los alumnos, y un 60% que es sustituible por los libros en soporte papel.

En cuanto a la valoración de los videos didáctico-prácticos en sí, podemos observar los siguientes resultados:



La mayoría piensa que los videos son claros a la hora de mostrar la metodología (63%) y con un lenguaje científico-técnico adecuado. En cuanto a si son largos, el 37% piensa que sí lo son y el 37% que no lo son, mientras que el 26% restante opina que ni largos ni cortos.

El 72% piensa que los videos ayudan a ver el desarrollo analítico totalmente, y posteriormente a realizar de modo eficiente las prácticas analíticas. Son, junto a los guiones en papel, una gran apoyo en la sesión práctica, pues de este modo conocen con antelación el material y los reactivos que van a utilizar.

El 50% del alumnado piensa que son imprescindibles para la realización de las prácticas, mientras que el 12,5% opina que no lo son. La posibilidad de disponer de ellos en varias plataformas digitales (riunet, politube, polimedia, youtube, itunes) es valorada muy positivamente por el 96% de los alumnos puesto que facilita su acceso incluso desde dispositivos móviles.

ESTADÍSTICAS DE USO

Nº de visitas a los vídeos didáctico-prácticos:

Video	Número de visitas	
	Polimedia/politube	Youtube
Textura	7225	
Carbonatos	1111	
Color	2263	
Preparación de muestras y Elementos gruesos	1199	
pH	1092	
Conductividad 1/5	1461	
Permeámetro	547	333
Humedad	559	902
Infiltrómetro	815	810
Toma de muestras del suelo	1018	
Picnometro	662	1420
Simulador de lluvia	550	227

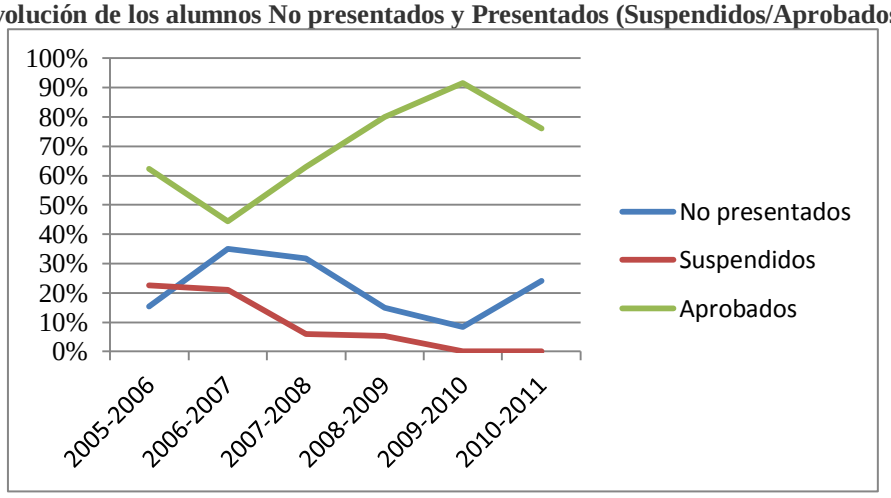
Es de mencionar que los videos *textura, carbonatos, color, preparación de muestras y elementos gruesos, pH y conductividad 1/5* fueron realizados en la primera convocatoria de docencia en red por lo que no están las plataformas youtube y itunes, y que el resto de los videos se subieron en el 2011.

Destacar también que los videos han sido vistos, además de en España (con más visionados), en países tan dispares como USA, México, Argentina, Chile, Colombia, Paraguay, Ecuador, Polonia, Colombia, y Venezuela

RENDIMIENTO ACADÉMICO

Por lo que respecta a los resultados académicos de los diferentes alumnos desde el curso 2005-2006, momento en el que la metodología docente se basaba en clases magistrales, la evolución de los porcentajes de alumnos en cuanto a presentados y a sus calificaciones es la siguiente:

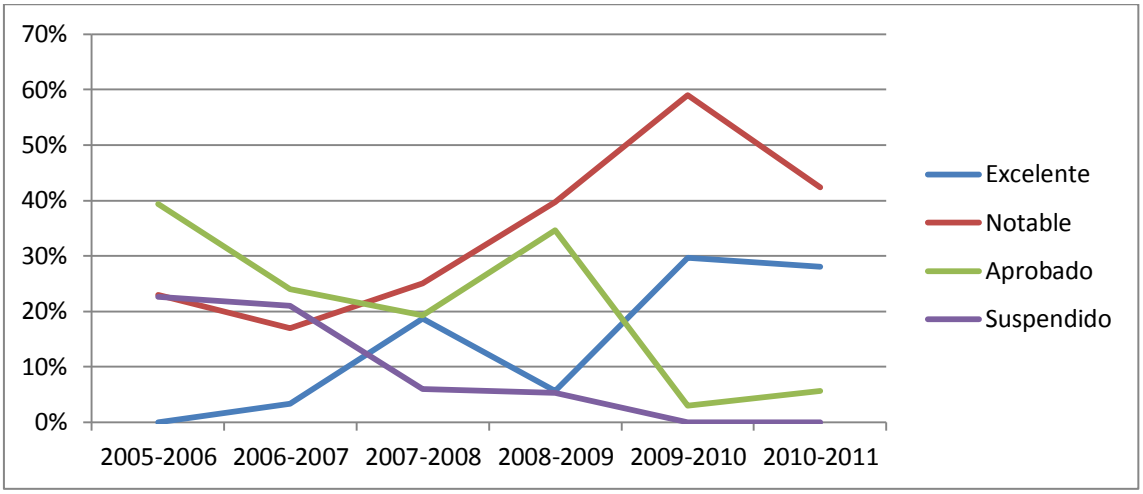
Evolución de los alumnos No presentados y Presentados (Suspendidos/Aprobados)



Como se puede observar, el número de no presentados ha disminuido con la implantación en 2008-2009 de las nuevas metodologías docentes en la asignatura.

Esto se ve reflejado también en la nota media de los alumnos: el 18% de alumnos del curso 2007-2008 obtuvo una calificación de Excelente (9-10), mientras que en 2010-2011el porcentaje aumento al 28; y el % de alumnos que obtienen una calificación de Notable (7-9), pasa del 25% al 42%. Por otra parte se han reducido los suspensos (del 6% en 2008-2009 al 0% en 2010-2011), y el porcentaje de aprobados con una nota entre 5 y 7 (del 19,33% al 5,67%), luego en este caso los alumnos han obtenido mejores calificaciones.

Evolución de las calificaciones



Por último, indicar que las calificaciones del trabajo final de la asignatura también han mejorado. La nota media ha aumentado progresivamente año a año y la calidad de los trabajos también.

Conclusiones

1. Los videos didáctico-prácticos son una buena herramienta de aprendizaje para los alumnos pues la valoran positivamente.
2. Esta metodología favorece la interacción de los alumnos con el profesor, y posibilita una mayor dedicación al trabajo realmente práctico durante las sesiones de laboratorio.

3. El desarrollo de los videos didáctico-prácticos favorece visualmente la comprensión del proceso analítico, mejorando la eficiencia en el momento de hacer las prácticas puesto que el alumno reconoce los materiales a utilizar
4. La mejora global de las calificaciones indica que la metodología favorece el aprendizaje global, el aprendizaje autónomo y la motivación.
5. La mejora en la calidad de los trabajos finales de curso, contrastada por sus notas, es una característica identificativa del buen uso de los vídeos.
6. La posibilidad de disponer de los videos en diversas plataformas digitales favorece su visualización desde diferentes soportes (ordenador, móvil, etc.).
7. El registro de visitas revela que los videos son utilizados en España y en otras partes del mundo.

Bibliografía

Aebli, H. (2001). Factores de la enseñanza que favorecen el aprendizaje autónomo. Madrid: Nárcea ediciones.

Cucul, C, Cristescu M-P, Cristescu C-I. (2010). Contributions to Using IT in Education: An Educational Video Player.Rev. Informatica económica Vol. 14, no. 2/2010

Educase, 2012. Thigs you should know about, Flipped Classrooms.

Espuny Vidal, C; González Martínez, J; Lleixà Fortuño, M y Gisbert Cervera, M (2011) Actitudes y expectativas del uso educativo de las redes sociales en los alumnos universitarios RUSC. Revista de Universidad y Sociedad del Conocimiento, Vol. 8, n.º 1 171 -185

Flores, J.M. (2009). Nuevos modelos de comunicación, perfiles y tendencias en las redes sociales. *Comunicar, 33*, 73-81. (DOI: 10.3916/C33-2009-02-007).

Gómez, M., Roses, S. & Farias, P. (2012). El uso académico de las redes sociales en universitarios. *Comunicar, 38*, 131-138. (DOI: 10.3916/C38-2012-03-04).

Gutierrez, A.; Palacios, A. & Torrego, L. (2010). Tribus digitales en las aulas universitarias. Comunicar, 34; 173-181.

Newton Co. 2012. A new method of teaching is turning the traditional classroom on its head http://www.knewton.com/flipped-classroom/

Universidad Politécnica de Valencia (2007). Plan estratégico UPV 2007/2014. Valencia: Masmedios

Índice de Autores

Carlos Alexandre 9
Juan Gisbert Blanquer, Sara Ibáñez Asensio, Héctor Moreno Ramón, Ángel Marqués Mateu, ... 17
Fernando Peregrina, Eva P. Pérez-Álvarez, Mikel Colina, Enrique García-Escudero 26
Recio-Vazquez L., Carral P., Álvarez A.M., Almendros G. 39
B. Gámiz, R. Celis, G. Facenda, M.C. Hermosín, J. Cornejo 48
Fernando Peregrina, Clara Larrieta, Ignacio Martín, José Mª Martínez-Vidaurre, Enrique García-Escudero 55
Peña, D., López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Becerra, D.; Sánchez-Llerena, J.; Rato-Nunes., J.M. 60
Luis Miguel Brito, Isabel Mourão, Hartmut Nestler, João Coutinho 68
A.I. Cañero, B. Gámiz, R. Celis, L. Cox, A. López-Piñeiro, M.C. Hermosín, J. Cornejo. 77
M.A. Adelino, R. Celis, M.C. Hermosín, J. Cornejo 84
Antonio López-Piñeiro, Daniel Becerra, Javier Sánchez-Llerena, Lucia Cox, Ángel Albarrán, David Peña 91
López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Peña, D.; Sánchez-Llerena, J.; Becerra, D.; Rato-Nunes., J.M. 97
György Füleky 103
Marín Sanleandro, P., Adiego González I. L., Gil Vázquez, J.M. y Díaz-Pereira, E. 105
José Cabezas , Luis Fernández-Pozo, Ana del Sol, José Manuel López. 112
Isabel Mourão, Luís Almerindo Ferreira, Luis Miguel Brito, Luisa Moura 118
Carmo Horta, Vera Cipriano, Marta Batista 126
L. Palazón y A. Navas 133
Antonio Carlos Loureiro Lino, Jair Rosas da Silva, Mário Nakano Neto, Denival Costa Silva 137
Luis Miguel Brito, Rui Pinto, Isabel Mourão, João Coutinho 142
Antonio López-Piñeiro, Javier Sánchez-Llerena, Daniel Becerra, Ángel Albarrán, David Peña, José Manuel Nunes, David Fangueiro 150
Luis Fernández-Pozo, José Cabezas. 157
L.Quijano, L. Gaspar, M. López-Vicente, J. Machín, A .Navas. 161
Martín-Lammerding, D., Tenorio, J. L., Albarrán, Mª M. y Walter, I. 166
Fernández Carrillo, M.A., Sánchez Martín, M., Romero Díaz, A., Belmonte Serrato, F. 172
Coutinho, Miguel A. e Antunes, Carla R. 181
Marín Sanleandro, P., Romero Díaz, A. y Ortiz Silla, R. 193
Ludmila La Manna y Ana Navas 201
Carlos Matos, Ernesto Vasconcelos, Fernanda Cabral, Ricardo Silvestre e Henrique M. Ribeiro 207
D. Castro, M. Souto, E. Garcia-Rodeja, X. Pontevedra-Pombal, M.I. Fraga 215
L. Gaspar, J. Machín, M. López-Vicente y A. Navas 224

Verónica González, Mariano Simón, Inés García, Sergio de Haro, Fernando del Moral, Juan Antonio Sánchez, Manuel Salvador 228

Verónica González, Floriana Bedussi, Mariano Simón, Inés García, Sergio de Haro, Fernando del Moral, Juan Antonio Sánchez. 235

Pontevedra-Pombal, X.; García-Rodeja, E. 240

Sánchez Navarro, A. , Delgado Iniesta, M.J.; Hernández Mármol, D.; Gil Vázquez, J.M.; Ortiz Silla, R. 248

Rosinda Leonor Pato, Alexandre O. Tavares, Mª Carmo Magalhães, Mário Monteiro 254

Sánchez Navarro, A.; Delgado Iniesta, M.J.; Hernández Mármol, D.; Gil Vázquez, J.M.; Ortiz Silla, R. 264

Juan Gisbert Blanquer Sara Ibañez Asensio y Héctor Moreno Ramón..... 269