

Encontro Anual da Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo (EACS 2013)

*Solo, Produção Agrária e
Sustentabilidade dos Ecossistemas*

Livro de Actas



Organização



Oeiras, 2014

Ficha Técnica

Título: “Solo, Produção Agrária e Sustentabilidade dos Ecossistemas”

Edição: Maria da Conceição Gonçalves, T. Brito Ramos e J. Casimiro Martins

Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P.

Oeiras

2014

ISBN 978-972-579-039-7

Comissão Organizadora

Adélia Varela
Carlos Alexandre
Corina Carranca
Fernando Girão Monteiro
Fernando Pereira Pires
José Casimiro Martins

Maria Amélia Castelo Branco
Maria da Conceição Gonçalves
Raquel Dias Mano
Regina Menino
Tiago Brito Ramos

Comissão Científica

Afonso Martins
Amarilis de Varennes
Carlos Alberto Alexandre
Corina Carranca
Ernesto Vasconcelos
Ester Portela
Fátima Calouro
Fernanda Cabral
Fernando Girão Monteiro
Henrique Ribeiro
João Coutinho Mendes
Jorge Pinheiro
José Casimiro Martins

Manuel Madeira
Manuela Abreu
Maria Amélia Castelo Branco
Maria da Conceição Gonçalves
Maria do Carmo Horta
Maria do Carmo Magalhães
Maribela Pestana
Miguel Brito
Raquel Dias Mano
Regina Menino
Ricardo Serralheiro
Tomás Figueiredo

Nota editorial

Depois de um interregno em 2011, a Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo (SPCS) retomou os Encontros Anuais (EA) em 2013, desta feita com um Encontro realizado de 26 a 28/Junho em Oeiras, organizado pelos colegas do ex. Departamento de Ciência do Solo da ex. Estação Agronómica Nacional e actual Unidade Estratégica de Investigação e Serviços “Sistemas Agrários e Florestais e Sanidade Vegetal” do Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P. (INIAV) e subordinado ao tema “Solo, produção agrária e sustentabilidade dos ecossistemas”.

À semelhança do que sucedeu no último Congresso Ibérico da Ciência do Solo, realizado em 2012 nos Açores (os CICS realizam-se nos anos pares, em alternância com os EA) também agora se decidiu corresponder ao interesse de muitos participantes em publicar resumos alargados das suas comunicações. A opção pela publicação apenas em formato electrónico surgiu como a opção mais adequada à natureza abreviada e, por vezes, transiente dos resultados a publicar, tanto mais justificável quanto mais célere for o processo editorial, a que acresce, também, a necessidade de contenção nos custos de publicação.

Por outro lado, o formato resumido, com as inerentes limitações a um tratamento aprofundado dos temas, não inviabiliza que os autores possam submeter um artigo científico mais aprofundado e original (não publicado) à Revista de Ciências Agrárias, no âmbito do acordo com a Sociedade de Ciências Agrárias de Portugal (SCAP) para publicação de artigos resultantes de comunicações nos eventos da SPCS.

Todos os resumos alargados incluídos na presente publicação foram aceites no processo de arbitragem científica (*peer review*) depois de avaliados no mínimo por dois *referees*. Apresenta-se um total de 16 resumos alargados, discriminados pelos seguintes temas: 1 - Propriedades e processos do solo (6), 2 - Agricultura de conservação e a qualidade física, química e biológica do solo (7), 3 - Sistemas agrários e factores de produção (1), 4 - O solo e a biodiversidade (1) e 5 - Poluição e recuperação de solos (1).

Por último, a Direcção da SPCS e a Comissão Organizadora do EA 2013 agradecem todos os apoios recebidos, com especial destaque para o INIAV, bem como a colaboração de todos os colegas que contribuíram para a concretização do EA 2013 e da presente publicação.

O Presidente da Direcção da SPCS

Carlos Alexandre

Os editores

Maria da Conceição Gonçalves

Tiago Brito Ramos

José Casimiro Martins

INDÍCE

Tema 1: Propriedades e processos do solo	7
Modelação bidimensional da dinâmica da água e dos fertilizantes azotados num solo regado com águas salinas <i>Tiago B. Ramos, Jirka Šimůnek, Maria C. Gonçalves, José C. Martins, Ângela Prazeres & Luís S. Pereira</i>	8
Modelo hidrológico do “número de escoamento” para estimar o escoamento superficial em pequenas bacias <i>Paulo Brito da Luz, Manuel L. Fernandes & Fernando P. Pires</i>	14
A alteração climática na “fixação” do amónio em solos cultivados com arroz (<i>Oryza sativa</i>) por alagamento <i>N. Figueiredo, C. Carranca, J. Coutinho, H. Trindade, J. Pereira, A. Prazeres & P. Marques</i>	22
Comparação de diferentes funções de pedotransferência para estimar as propriedades hidráulicas dos solos em Portugal <i>Tiago B. Ramos, Maria C. Gonçalves, José C. Martins & Luís S. Pereira</i>	29
Quantificação dos parâmetros de transporte de solutos do solo na área de influência do perímetro de rega de Alqueva <i>Tiago B. Ramos, Maria C. Gonçalves, Sara Rodrigues, Fernando P. Pires, Abílio Guerreiro & José C. Martins</i>	35
Desenvolvimento de funções de pedotransferência para estimar as propriedades hidráulicas dos solos agrícolas da ilha de Santiago, Cabo Verde <i>Ângela Moreno, Tiago B. Ramos, Maria C. Gonçalves & Luís S. Pereira</i>	42
Tema 2: Agricultura de conservação e a qualidade física, química e biológica do solo	49
Avaliação de risco de degradação da qualidade da água em bacias hidrográficas agrícolas em situação de cheia <i>Maria C. Gonçalves, Tiago B. Ramos, Maria A. Branco, David Brito, José Tavares, Sara Rodrigues, Ângela Prazeres, José C. Martins, Manuel L. Fernandes & Fernando P. Pires</i>	50
Erosão hídrica potencial na área da bacia da ribeira do Enxoé <i>S. Rodrigues, T. B. Ramos, M. C. Gonçalves, J. C. Martins, M. A. Branco, F. P. Pires, A. Guerreiro & M. L. Fernandes</i>	57
Sazonalidade da actividade enzimática no solo de montado: efeito das pastagens melhoradas <i>Ana Raquel Rodrigues, Emanuelle Silva & Manuel Madeira</i>	64
Efeitos da gestão do solo no sequestro de carbono e na sustentabilidade do sistema “soutos” <i>Olga Borges, Fernando Raimundo, Afonso Martins, João Coutinho & Manuel Madeira</i>	71
Aplicação de resíduos orgânicos nos solos de montados: produtividade de culturas indicadoras <i>Carlos Alexandre, Jorge Nunes & Manuel Madeira</i>	78
As pastagens melhoradas e as fracções lábeis de carbono e azoto do solo dos montados <i>Ana Raquel Rodrigues, Gustavo Santos, Emanuelle Silva & Manuel Madeira</i>	84

Utilização de resíduos orgânicos na formulação de substratos hortícolas: contribuição para a redução do uso da turfa	90
<i>Sara Beozzi, Ernesto Vasconcelos, Fernanda Cabral, Ricardo Silvestre & Henrique M. Ribeiro</i>	
<hr/>	
Tema 3: Sistemas agrários e factores de produção	97
Aplicação de boro a um olival: efeito sobre os seus teores no solo, nas folhas e na produção de azeitona	98
<i>M. E. Marcelo, F. M. Soares, F. Calouro & P. Jordão</i>	
<hr/>	
Tema 4: O solo e a biodiversidade	105
Monitorização da população rizobiana em solos de pastagem de sistemas de montado	106
<i>Concepción Fernández, Ricardo Soares, Corina Carranca, Manuel Madeira & Isabel Videira e Castro</i>	
<hr/>	
Tema 5: Poluição e recuperação de solos	111
Potencialidade de recuperação de um solo salino sódico com <i>Atriplex nummularia</i> Lind.	112
<i>Emanuelle M. Silva, Monaliza A. Santos, Jailson C. Cunha, Cíntia M. T. Lins & Maria Betânia Freire</i>	
<hr/>	

Tema 1

Propriedades e processos do solo

Modelação bidimensional da dinâmica da água e dos fertilizantes azotados num solo regado com águas salinas

Two-dimensional modeling of water and nitrogen fate in plots with sweet sorghum irrigated with fresh and blended saline waters

Tiago B. Ramos¹, Jirka Šimůnek², Maria C. Gonçalves³, José C. Martins³, Ângela Prazeres³ e Luís S. Pereira¹

¹ CEER – Engenharia dos Biosistemas, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal, email: tiago_ramos@netcabo.pt

² Department of Environmental Sciences, University of California, Riverside, CA, 92521, USA.

³ Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, Quinta do Marquês, Av. República, 2784-505 Oeiras, Portugal.

Resumo

A região do Alentejo enfrenta problemas de escassez de água que potenciam alguns problemas ambientais, nomeadamente: (i) os riscos de salinização/sodicização do solo devido a práticas de rega desadequadas, e (ii) a poluição difusa resultante de práticas de fertilização pouco eficientes. Neste trabalho, o modelo HYDRUS-2D foi usado para simular a dinâmica da água e das formas azotadas num solo cultivado com sorgo sacarino e regado com um sistema de rega gota-a-gota que incluía cenários de águas com diferentes teores em sais e níveis de fertirrega. Os teores de água no solo (θ), a condutividade eléctrica da solução do solo (CE_{ss}), e as concentrações de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ foram monitorizadas entre 2007 e 2010 em cada parcela. A comparação entre os dados medidos e simulados resultou num RMSE de $0,030\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, $1,764\text{ dS m}^{-1}$, $0,042\text{ mmolc L}^{-1}$ e $3,078\text{ mmolc L}^{-1}$, respectivamente para θ , CE_{ss} , e as concentrações de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$. A transpiração real variou entre 264 e 334 mm, dependendo do ano e dos níveis de salinidade do solo. O sorgo sacarino revelou-se tolerante a águas salinas durante um ciclo cultural, mas o seu uso continuado resultou na salinização do solo e na diminuição da transpiração. Por outro lado, a absorção e lixiviação de N dependeram da dotação e frequência da rega, da quantidade de N aplicada em cada fertirrega e da forma de N no adubo. O efeito do stress osmótico na lixiviação de azoto foi mínimo. A função de produção desenvolvida a partir das concentrações simuladas de $N-NO_3^-$ absorvidas pelas plantas e do rendimento do sorgo sacarino em termos de biomassa seca, mostrou que as necessidades de N variaram entre 50 e 180 kg/ha dependendo da qualidade de água aplicada. As simulações com o HYDRUS-2D foram, portanto, úteis para entender as melhores estratégias a seguir de modo a aumentar a absorção de nutrientes pelas plantas e reduzir as perdas por lixiviação.

Palavras-chave: azoto nítrico e amoniacal, HYDRUS-2D, salinização, sorgo sacarino.

Abstract

The Alentejo region in southern Portugal faces water scarcity and environmental problems as a result of high atmospheric demands and irregular rainfall. The HYDRUS software package has been calibrated and validated in the last few years in order to

minimize human-induced salinization and sodification, and non-point source pollution from agricultural fertilization in the region. In this study, HYDRUS-2D was used to assess the fate of nitrogen in a plot planted with sweet sorghum, while considering drip irrigation scenarios with different levels of nitrogen and salty waters. HYDRUS-2D simulated water contents, EC_{sw} , and $N-NH_4^+$ and $N-NO_3^-$ concentrations continuously between 2007 and 2010, while producing RMSE between simulated and measured data of $0.030\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, 1.764 dS m^{-1} , $0.042\text{ mmol}_c\text{ L}^{-1}$, and $3.078\text{ mmol}_c\text{ L}^{-1}$, respectively. Actual transpiration varied between 264 and 334 mm depending upon the crop season and the irrigation treatment. Sweet sorghum showed to be tolerant to saline waters only during one crop season. After that, the continuous use of saline waters led to soil salinization, and to root water uptake reductions due to the increasing salinity stress. N uptake and leaching were dependent on the amount of water flowing through the root zone, the amount of N applied, the form of N in the fertilizer, and the timing and number of fertigation events. The effect of the osmotic stress on nitrogen leaching was only minimal. The yield function developed from $N-NO_3^-$ uptake and dry biomass yield estimated N needs between 50 and 180 kg/ha depending of the quality of the water applied. The simulations with HYDRUS-2D were thus useful to understand the best strategies toward increasing nutrient uptake and reducing nutrient leaching.

Key words: ammonium, HYDRUS-2D, nitrate, salinization, sweet sorghum.

Introdução

Na região do Alentejo, o regadio desempenha um importante papel socioeconómico em função de problemas de escassez de água que limitam a produção agrícola durante longos períodos do ano. No entanto, também reforçou vários problemas ambientais em resultado de práticas de rega desadequadas, nomeadamente, problemas de salinização/sodicização induzida e de poluição difusa dos fertilizantes aplicados. É fundamental, portanto, estabelecer políticas sustentáveis para o regadio de modo a mitigar e até evitar aqueles riscos. Essas políticas podem incluir a adopção de culturas menos exigentes em água e nutrientes, assim como basearem-se na análise quantitativa do movimento subsuperficial da água e dos produtos químicos dissolvidos.

O modelo HYDRUS (Šimůnek *et al.*, 2008) tem sido utilizado na região do Alentejo ao longo da última década, de modo a compreender a dinâmica da água e o transporte de solutos na zona vadosa do solo e prever a qualidade das águas subterrâneas, implementar melhores práticas de rega e de fertilização e quantificar os riscos de salinização e sodicização dos solos da região. Destacam-se os trabalhos de Gonçalves *et al.* (2006) e Ramos *et al.* (2011) que analisaram com sucesso os fluxos e teores de água no solo, a condutividade eléctrica da solução do solo (CE_{ss}), o transporte dos cations de troca (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) e das formas azotadas ($N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$), a razão de adsorção de sódio (SAR) e a percentagem de sódio de troca (ESP) ao longo de vários anos. Estes estudos permitiram uma melhor compreensão dos complexos processos associados ao transporte dos solutos no solo e das relações entre o stress salino causado pelo uso de águas salinas e absorção e lixiviação de nutrientes. No entanto, foram limitados pela abordagem unidimensional seguida, negligenciando os fluxos e gradientes na direcção horizontal, não conseguindo também simular adequadamente os sistemas de micro-rega que podem aplicar eficientemente a água e os nutrientes nas quantidades e locais adequados.

Neste estudo seguiu-se, portanto, uma abordagem bidimensional para prever o destino das formas azotadas num campo com sorgo sacarino regado por um sistema de rega gota-a-gota, considerando simultaneamente diferentes níveis de fertirrigação e cenários de qualidade da água. Os dados de campo foram usados para calibrar e validar o modelo HYDRUS-2D de modo a prever (i) os teores de água no solo e fluxos, (ii) a CE_{ss} , (iii) redução da absorção de água pelas raízes com a utilização de águas salinas, e (iv) as concentrações de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ no solo e lixiviação. Para cada cenário foram calculados os balanços de água e de nutrientes com base nas previsões do modelo. Uma descrição completa deste estudo pode ser encontrada em Ramos *et al.* (2012).

Material e Métodos

Dados de campo

A experiência foi realizada no campo experimental de Alvalade do Sado (37° 56' 48" N e 8° 23' 40" W) entre Maio de 2007 e Abril de 2010. O campo experimental foi dividido em 12 parcelas ($12 \times 6,75 \text{ m}^2$) onde uma cultura de sorgo sacarino (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) foi regada por um sistema gota-a-gota que aplicava, em cada parcela experimental, diferentes quantidades de água de boa qualidade, água salina e água com um fertilizante azotado (NH_4NO_3). A qualidade de água variava, portanto, entre as diferentes parcelas experimentais embora a quantidade de água aplicada em cada uma das parcelas fosse idêntica.

A quantidade total de água aplicada variou entre 425–546 mm ao longo dos anos, enquanto que a dotação média variou entre 15–17 mm. A adubação azotada foi aplicada entre 3–6 fertirregas, durante o mês de Julho. A CE das águas de boa qualidade, águas salinas e águas com fertilizantes foi de 0,8, 7,6–10,6 e 6,8–9,5 $dS \text{ m}^{-1}$, respectivamente. A concentração de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ nas águas com fertilizantes variou entre 67,7–95,0 $mmol_c \text{ L}^{-1}$.

Nas parcelas com maior aplicação de águas salinas e naquelas regadas apenas com a água da região, foram instaladas sondas TDR e cápsulas de cerâmica às profundidades de 20, 40 e 60 cm, para medir os teores de água no solo, a CE_{ss} e os teores de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ na solução do solo. A biomassa seca de sorgo sacarino foi determinada no final de cada ano após secagem em estufa, a 70 °C até peso constante, das plantas colhidas em cada parcela experimental.

Modelação dos processos

O modelo HYDRUS-2D (Šimůnek *et al.*, 2008) foi utilizado para simular a dinâmica da água e transporte de nutrientes num domínio aximétrico, com o eixo localizado sobre a posição de um gotejador. O domínio de transporte foi, assim, definido como um rectângulo com uma largura de 37,5 cm (metade da distância entre os laterais colocados ao longo das linhas de sorgo) e uma profundidade de 100 cm. O fluxo de cada gotejador foi calculado em função do volume de água aplicado e da superfície molhada ($\pi \times 20^2$), tendo sido ajustado à duração de cada rega de modo a permitir a aplicação de águas de diferente qualidade no mesmo dia, sem produzir pressões positivas na superfície do solo.

A dinâmica da água no solo foi calculada com a equação de Richards, enquanto que a equação de convecção-dispersão (CDE) foi utilizada no transporte de solutos. As

propriedades hidráulicas do solo foram descritas de acordo com o modelo de Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980). Tendo em conta o tipo de adubo utilizado (NH_4NO_3), a nitrificação de N-NH_4^+ em N-NO_3^- foi considerada o principal processo do ciclo do N a ocorrer no solo. Este processo foi descrito por meio de uma cadeia de degradação sequencial de primeira ordem:

$$\phi_{N-\text{NH}_4^+} = -\phi_{N-\text{NO}_3^-} = -\mu_{w,N-\text{NH}_4^+} \theta c_{N-\text{NH}_4^+} - \mu_{s,N-\text{NH}_4^+} \rho \bar{c}_{N-\text{NH}_4^+} \quad (1)$$

em que c e \bar{c} são as concentrações do soluto nas fases líquida [ML^{-3}] e sólida [M^{-1}] do solo, respectivamente, μ_w e μ_s ($0,2 \text{ d}^{-1}$) são as constantes de degradação de primeira ordem do soluto nas fases líquida e sólida [T^{-1}], respectivamente, θ é o teor de água [L^3L^{-3}] e ρ é a densidade do solo [ML^{-3}]. A interação dos solutos entre as fases sólida e líquida foi descrita por meio de uma adsorção isotérmica linear, embora apenas o N-NH_4^+ tenha sido considerado como passível de ser adsorvido na fase sólida do solo ($K_d=3,5 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$).

As equações de Richards e CDE incorporam um termo que tem em conta a absorção de água pelas raízes. Esta foi definida através das taxas de evaporação do solo e de transpiração das plantas, obtidas a partir dos valores diários da evapotranspiração de referência, determinada pelo método de Penman-Monteith, dos coeficientes culturais duais (Allen *et al.*, 1998) e do índice de área foliar (LAI). Os stresses de água e osmótico, que limitam a transpiração potencial da cultura, foram depois definidos de acordo com as funções propostas por Feddes *et al.* (1978) e Maas (1990), respectivamente. A absorção de nutrientes pelas plantas foi simulada considerando uma abordagem passiva e ilimitada para as espécies azotadas (Šimůnek e Hopmans, 2009). A validação do modelo foi realizada através da comparação dos valores medidos no campo e das simulações obtidas com o modelo HYDRUS-2D, utilizando-se o erro quadrático médio (RMSE) para quantificar a incerteza do modelo.

Resultados e Discussão

A comparação dos teores de água medidos e simulados entre 2007 e 2010 resultou num RMSE de $0,030 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Os valores de transpiração potencial (T_p) e actual (T_a) variaram entre 360–457 e 264–334 mm, respectivamente. As reduções da T_p devido ao stress hídrico (21,9-27,4%) foram função do calendário de rega adoptado. As reduções da T_p devido ao stress salino (2,3-7,0%) foram função do uso contínuo de águas salinas, fazendo-se apenas sentir no final da segunda época cultural. A diminuição da T_p devido ao aumento do stress osmótico foi, portanto, mínima, uma vez que o sorgo sacarino é moderadamente tolerante à salinidade (Maas, 1990). O RMSE obtido entre CE_{ss} medidos e simulados foi de $1,764 \text{ dS m}^{-1}$.

A lixiviação do azoto esteve directamente relacionada com o fluxo de água no solo, a quantidade de N aplicada, na forma do N no adubo e o número de fertirregas realizadas. Com base nos resultados do modelo, a maior parte do N-NH_4^+ foi rapidamente nitrificado em N-NO_3^- , não atingindo profundidades superiores a 20 cm. A lixiviação do azoto ocorreu principalmente na forma de N-NO_3^- (Figura 1). Quanto maior o número de fertirregas realizadas, menor a quantidade de N aplicada por evento e menor a quantidade de N-NO_3^- lixiviado. A absorção de nutrientes pelas raízes das plantas ocorreu principalmente na forma de N-NO_3^- . O número de fertirregas teve também influência na quantidade de N-NO_3^- absorvido pelas raízes das plantas. Os efeitos do stress salino na absorção de nutrientes (e inversamente sobre lixiviação de nutrientes)

foi, novamente, relativamente reduzido, uma vez que o sorgo sacarino apresenta uma tolerância moderada à salinidade e, como referido anteriormente, as reduções da transpiração potencial com o aumento do stress osmótico, foram também reduzidas. Os valores de RMSE obtidos entre os valores medidos e simulados das concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram de 0,042 e 3,078 mmolc L^{-1} , respectivamente.

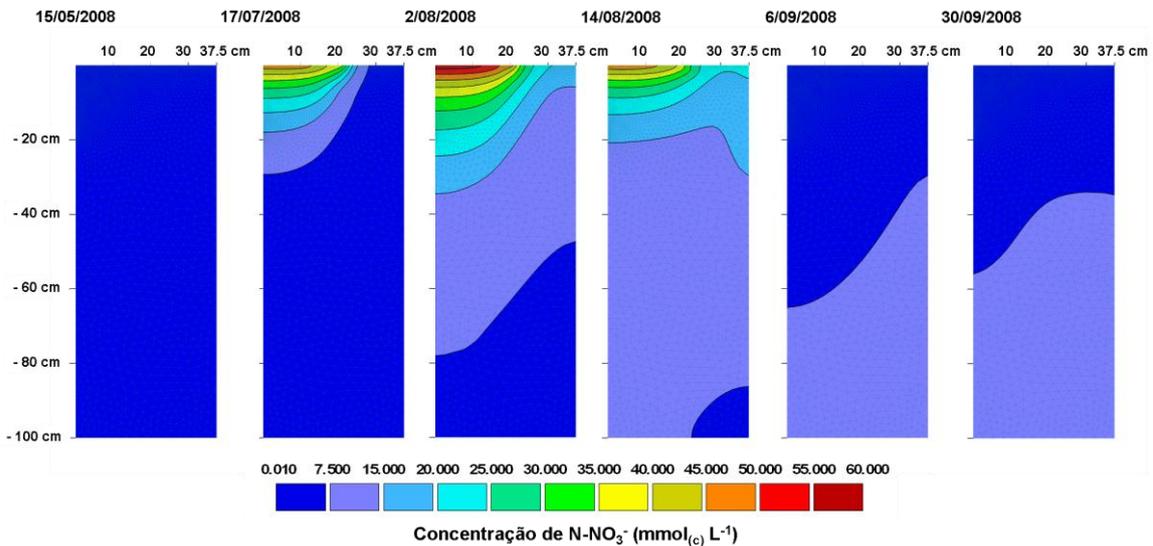


Figura 1 – Distribuição das concentrações de N-NO_3^- numa das parcelas regadas com águas salinas durante a segunda época cultural. O gotejador foi localizado no canto superior esquerdo de cada data.

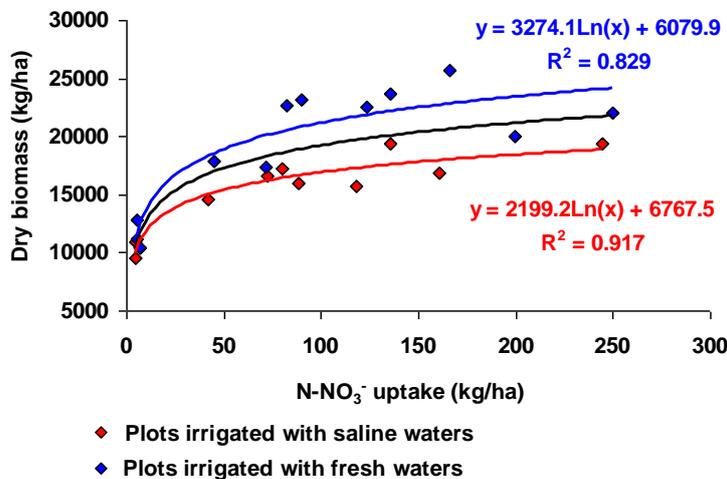


Figura 2 – Relação entre os teores simulados de N-NO_3^- absorvidos pelas plantas e o rendimento em biomassa seca (Y).

A Figura 2 apresenta as relações logarítmicas entre a absorção de N-NO_3^- , tal como simuladas pelo modelo HYDRUS-2D, e o rendimento de biomassa seca determinado experimentalmente nas modalidades regadas com águas salinas e águas de boa qualidade. As funções obtidas nas parcelas regadas com água de boa qualidade revelaram que o aumento na absorção de N-NO_3^- pela cultura resultou em acréscimos decrescentes na resposta da biomassa seca total, com níveis óptimos a serem atingidos entre os 130-180 $\text{kg N-NO}_3^-/\text{ha}$. Nas parcelas regadas com águas salinas esses níveis foram inferiores (50-100 $\text{kg N-NO}_3^-/\text{ha}$).

Conclusões

O modelo HYDRUS-2D conseguiu prever com sucesso o destino do fertilizante aplicado nas diferentes parcelas experimentais. O uso de águas marginais mostrou-se viável para a rega do sorgo sacarino durante o primeiro ano cultural. Para além disso, as necessidades de água relativamente reduzidas (360-457 mm) e as baixas exigências de N (130-180 kg/ha) tornam o sorgo sacarino como uma boa alternativa quando comparado com outras culturas mais tradicionais. A lixiviação de N foi função da drenagem interna, da quantidade de N aplicado, da forma de N no adubo, da frequência e dotações de rega e do número de fertirregas realizadas. A modelação dos processos envolvidos foi útil para entender melhor quais as práticas de rega e de fertilização mais adequadas de modo a aumentar a absorção e reduzir a lixiviação de nutrientes.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado no âmbito do projecto EUTROPHOS (PTDC/AGR-AAM/098100/2008) da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT). T. B. Ramos foi financiado pela bolsa FCT SFRH/BD/60363/2009.

Referências Bibliográficas

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop Evapotranspiration – Guidelines for Computing Crop Water Requirements. Irrig. Drain. Paper, 56, FAO, Rome, Italy, pp 326.
- Feddes, R.A., Kowalik, P.J., Zaradny, H., 1978. Simulation of field water use and crop yield. Simulation Monographs Pudoc, Wageningen, The Netherlands, pp 188.
- Gonçalves, M.C., Šimůnek, J., Ramos, T.B., Martins, J.C., Neves, M.J., Pires, F.P., 2006. Multicomponent solute transport in soil lysimeters irrigated with waters of different quality. Water Resour. Res., 42, W08401.
- Maas, E.V., 1990. Crop salt tolerance. In: Tanji, K.K. (Ed.), Agricultural Salinity Assessment and Management. Manual Eng. Pract., vol. 71, Am. Soc. of Civ. Eng., Reston, Va., p. 262–304.
- Ramos, T.B., Šimůnek, J., Gonçalves, M.C., Martins, J.C., Prazeres, A., Castanheira, N.L., Pereira, L.S., 2011. Field Evaluation of a multicomponent solute transport model in soils irrigated with saline waters. J. Hydrol., 407: 129-144.
- Ramos, T.B., Šimůnek, J., Gonçalves, M.C., Martins, J.C., Prazeres, A., Pereira, L.S., 2012. Two-dimensional modeling of water and nitrogen fate from sweet sorghum irrigated with fresh and blended saline waters. Agric. Water Manage., 111: 87-104.
- Šimůnek, J., Hopmans, J.W., 2009. Modeling compensated root water and nutrient uptake. Ecol. Model., 220: 505-521
- Šimůnek, J., van Genuchten, M.Th., Šejna, M., 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages, and related codes. Vadose Zone J., 7(2): 587-600.
- van Genuchten, M.Th., 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44: 892-898.

Modelo hidrológico do “número de escoamento” para estimar o escoamento superficial em pequenas bacias

The curve number hydrological model for computing runoff in small watersheds

Paulo B. Luz¹, Manuel L. Fernandes¹, Fernando P. Pires¹

¹*Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária – UEISSAVSV. paulo.luz@iniav.pt*

Resumo

A relação da precipitação com o escoamento superficial pode ser analisada através do modelo hidrológico do “Número de Escoamento” (Curve Number – SCS) no contexto de estudos do balanço hídrico e da erosão em pequenas bacias. Para a aplicação do modelo foram conduzidos três ensaios de campo em pequenas áreas (inferiores a 1000 m²) de montado e olival, tendo sido escolhido, numa primeira fase, um período de três meses, entre outubro e dezembro de 2012. Procedeu-se à instalação/utilização de diversos equipamentos para a recolha de dados de precipitação, de escoamento superficial e do teor de água no solo. Por outro lado, foram avaliados parâmetros do modelo, nomeadamente, hidrodinâmicos (incluindo da retenção de água), da textura, da topografia e da cobertura do solo. Os resultados obtidos por este modelo foram comparados com dados de campo e de simulações realizadas com uma solução numérica da equação de Richards (GFLUX) para a infiltração vertical da água no solo. Os valores de escoamento superficial medidos e em proporção de eventos de precipitação alcançaram, pelo menos, os 3,1% no montado sobre solos derivados de granito, os 7,8% no montado sobre solos derivados de xisto e foram apenas residuais no talhão do olival. Esta avaliação aponta para o interesse da aplicação do modelo, mas, tendo em atenção que as tabelas, gráficos e demais procedimentos para a obtenção dos parâmetros necessitam de ser muito fiáveis, preferencialmente validados com dados locais das bacias.

Palavras-chave: escoamento superficial, infiltração, modelação, pequena bacia hidrográfica, precipitação.

Abstract

The precipitation-runoff relationship can be analyzed through the "Curve Number – SCS" hydrological model, in the context of studies of water balance and erosion in small rural watersheds. For the application of the model, three field trials were conducted in small areas (less than 1000 m²) in two cork-oak fields (over granite-derived and schist-derived soils) and an olive grove. As a first step, a period of three months was selected, from October to December 2012. A project team proceeded to the installation / use of various equipments for the collection of rainfall, runoff and soil water content data. Moreover, several model parameters were field assessed, namely soil hydraulic properties (including those related to “water retention”), texture, topography and soil cover. The results obtained by this model were compared with field data and simulations using a numerical solution of the Richards equation (GFLUX) for vertical infiltration of water into soil. The measured values of runoff with respect to

available rainfall events data reached the proportion, at least, of 3.1 % in the cork-oak plot on granite-derived soil, 7.8% in the cork-oak plot on schist-derived soil and were only residual in the olive grove plot. This evaluation points out the relevance of the application of the model. However, bearing in mind that the tables, graphs and other procedures for obtaining the parameters need to be very reliable, preferably validated with watersheds local data.

Key words: infiltration, modeling, precipitation, runoff, small watershed.

Introdução

Portugal tem reconhecida vulnerabilidade a fenómenos como a desertificação, a degradação do solo, as secas ou as cheias, relacionados com o ciclo hidrológico (PFNCNUCD, 2011). A agregação de informação sobre o ciclo hidrológico, mais precisa e fiável, e o desenvolvimento e a aplicação de modelos hidrológicos têm sido focados, como um eficiente contributo para a previsão desses fenómenos extremos.

Do ponto de vista de uma eficiente gestão da água, ao nível de cada bacia hidrográfica, verifica-se objetivamente a necessidade de se avaliar e integrar as diferentes componentes do ciclo hidrológico. No contexto de um determinado ecossistema, destaca-se, em particular, a importância de se realizarem projetos de investigação em recursos hídricos que visem a obtenção de soluções adequadas para o controlo do escoamento superficial e da erosão hídrica associada. Torna-se determinante para um projeto bem-sucedido a recolha de dados experimentais, que servirão para validar (ou não) as metodologias propostas para simular a ocorrência desses fenómenos.

O escoamento superficial é função de muitas variáveis, incluindo a duração e intensidade da precipitação, o tipo de solo, a humidade do solo, o uso da terra, a cobertura e o declive (Elhakeem & Papanicolaou, 2009). Yu (1999) destaca que a estimativa precisa da infiltração é crítica para a determinação do escoamento superficial. Neste sentido, têm sido desenvolvidas metodologias para determinar as características hidráulicas do solo com base em variáveis do solo, como a textura, a matéria orgânica e a estrutura (Saxton & Rawls, 2006). As funções de pedo-transferência (Van Genuchten & Leij, 1992; Gonçalves, 1994) são uma ferramenta importante para as análises hidrológicas. A condutividade hidráulica e a humidade do solo são duas variáveis cruciais para estimativas fiáveis do escoamento superficial. No entanto, por exibirem uma grande heterogeneidade espacial e temporal, surgem também dificuldades na avaliação e interpretação dos resultados.

A relação precipitação-escoamento superficial é um tema importante em hidrologia e um desafio comum para os hidrologistas (Modarres, 2009). Por outro lado, as metodologias, que descrevem padrões de circulação hídrica, podem servir como base para a modelação da qualidade da água e processar o efeito das cargas tóxicas nas águas recetoras, ou para a avaliação de riscos e incertezas nas previsões de variáveis hidrológicas (Leeuwen & Breur, 2001).

A seleção de um modelo de precipitação-escoamento superficial é um compromisso entre a complexidade do modelo e a disponibilidade de dados (King et al., 1999). O método designado de Número de Escoamento (NE) foi apresentado pelo “Natural Resource Conservation Service” (NRCS) (USDA-SCS, 1972) para proporcionar uma base consistente de estimativa da quantidade de escoamento superficial para diferentes tipos de solo e uso da terra (Rallison & Miller, 1981). Uma grande limitação deste

método é o facto da intensidade de precipitação e a sua duração não serem consideradas, apenas o volume total de precipitação (King et al., 1999). Citam-se os seguintes modelos hidrológicos desenvolvidos com a inclusão deste método: 1) Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Arnold et al., 1998) e, 2) Soil-Plant-Atmosphere-Water Field & Pond Hydrology (SPA-W) (Saxton & Willey, 2006).

Com este estudo pretende-se verificar a fiabilidade dos resultados da aplicação do método/modelo do NE para tanto recorrendo a técnicas e equipamentos adequados à determinação *in situ* de variáveis e parâmetros, utilizando uma base temporal diária.

Material e Métodos

Modelo hidrológico do “Número de Escoamento” (NE)

O “Número de Escoamento” (NE) é um método empírico desenvolvido a partir dos anos 50 (século XX), baseado nas relações precipitação-escoamento superficial (P-ES) em pequenas bacias rurais dos Estados Unidos (USA). Detalhes do método podem ser encontrados no Manual de Engenharia, secção de hidrologia do Departamento de Agricultura dos USA (USDA-SCS, 1972), ou no manual de uma versão do programa SWAT (Neitsch et al., 2005). O valor deste NE varia de 1 a 100, dependendo das propriedades da bacia, como: 1) tipo de solo – Grupo Hidrológico (GHS), 2) uso do solo e cobertura, 3) condições antecedentes de humidade (CAH), 4) condição hidrológica (CH) e 5) declive. Através de equações, tabelas descritivas das caracterizações do solo/hidrológicas e ainda por um processo gráfico chega-se à relação P-ES, associada a valores diários. As tabelas para determinação do NE são definidas para uma CAH II, ou seja de humidade média. O valor do NE pode depois ser ajustado para uma CAH I ou III, caso as condições sejam de solo seco ou próximo da capacidade de campo, respetivamente. A CH assume três possibilidades (pobre, considerável ou boa) de acordo com as características de cobertura do solo. O NE depende ainda das características de infiltração do solo, sendo definidos quatro GHS: A, B, C, D, que representam solos com uma taxa de infiltração desde muito rápida até muito lenta.

Determinações experimentais

Os dados experimentais necessários para o modelo hidrológico foram recolhidos de três ensaios de campo, de equipamentos utilizados no laboratório de solos do INIAV em Oeiras e ainda, no caso da precipitação diária, das estações meteorológicas do COTR (Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio) em Serpa e Lameirões. Esses dados reportam-se ao período decorrido entre 19 de outubro e 13 de dezembro de 2012.

Os talhões de ensaio situavam-se em zonas da bacia do Enxoé, nas quais se preparou para a obtenção de ES: 1) “**Olival**”- um local com uma área de 180 m², com olival em solos derivados de calcário e um declive médio de 9%, 2) “**Montado Xisto**” - um local com uma área 380 m², com montado em solos derivados de xistos e um declive médio de 8% e 3) “**Montado Granito**” - um local com uma área de 800 m², com montado em solos derivados de granitos e um declive médio de 14%. A água escoada (ES) dessas áreas era dirigida para um conjunto de depósitos que totalizava cerca de 900 L, nos locais 1 e 3, e para um depósito de cerca de 1000 L no local 2. Procedeu-se à leitura da água escoada em cinco datas: 30 de outubro, 9, 15 e 21 de novembro e 13 de dezembro. A precipitação nos talhões foi monitorizada nos locais 1 e 3, com quatro udómetros

registadores automáticos (com “datalogger”), que permitiram conhecer a evolução diária da precipitação em ciclos de três minutos. Nas datas em que se procedeu ao registo do ES foram utilizadas sondas para recolha de amostras de terra do perfil de solo, até uma profundidade de 40-50 cm, para a determinação da humidade.

No laboratório de solos foram realizadas as caracterizações do solo (classificação, textura, densidade aparente, propriedades hidrodinâmicas). Alguns parâmetros obtidos para construir as curvas de retenção de água e de condutividade hidráulica, foram também utilizados para a equação de Richards. Com esta equação, sobretudo quando os parâmetros do solo e da água são obtidos experimentalmente, é usual estimar-se com grande fiabilidade o ES potencial (i.e. considerado o solo descoberto e um declive acentuado, que propiciam a ausência de água armazenada superficialmente), permitindo comparações com os valores de ES real, previstos com o NE e observados nos ensaios.

Determinações com modelos

As simulações de ES foram realizadas com uma solução numérica da equação de Richards – GFLUX (Smith, 1990), para a infiltração vertical da água no solo. Para além dos valores diários, foram também considerados os valores sub-diários de ES que poderiam ser obtidos tendo em conta a informação da precipitação registada pelos udómetros com aproximação a determinados padrões de precipitação.

O modelo hidrológico SPAW (Saxton & Willey, 2006), com uma interface gráfica, foi a ferramenta escolhida para estimar e aproximar valores de condutividade hidráulica saturada (CHsat.), saturação, capacidade de campo, coeficiente de emurchecimento e densidade aparente, com base na textura, matéria orgânica, elementos grosseiros (saibro/cascalho), salinidade e compactação.

Resultados e Discussão

No período global analisado no estudo, ocorreu precipitação em mais de metade dos dias. Em valores totais a precipitação alcançou os 212 mm no local 1 e os 263 mm no local 3 (considerou-se por maior proximidade o mesmo valor para o local 2).

A humidade do solo ao longo do período considerado, no perfil do solo até aos 40 cm e nos três talhões, foi subindo de valores médios próximos do coeficiente de emurchecimento para valores da capacidade de campo. Foi também observado que nas camadas abaixo dos 30 cm do montado de xisto, o solo chegou a atingir a saturação.

Os dados necessários para a determinação dos valores do NE em cada talhão de ensaio (apenas entre 3 e 21 de novembro), podem ser observados no Quadro 1. Foram consideradas as duas fontes alternativas (programa SPAW e laboratório) para obter informação sobre os parâmetros do solo. As diferenças de CHsat. no local 2 resultam sobretudo das diferenças de textura e compactação no perfil do solo (0-10 cm: franca com compacidade grande; 10-20 cm: franca com compacidade média a grande; 20-50 cm: franca-argilosa com compacidade média a grande)

Os valores de ES medidos no campo e a sua estimativa pelos modelos aplicados apresentam-se no Quadro 2, desagregados para quatro eventos de precipitação, registados no ensaio entre 3 e 21 de novembro.

Quadro 1 - Dados para determinação do "Número de Escoamento"

Parâmetros	Talhão					
	Olival (local 1)		Montado Xisto (local 2)		Montado Granito (local 3)	
Textura	Franco-argilosa		Franca a Franco-argilosa		Areno-Franca	
Uso do solo	Pomar/bosque		Pomar/bosque		Pomar/bosque	
Fonte (info.)	<u>Prog. SPAW</u>	<u>Lab.</u>	<u>Prog. SPAW</u>	<u>Lab.</u>	<u>Prog. SPAW</u>	<u>Lab.</u>
C.H. sat. (mm/h)	11,7	>50	7,3/9,3/1,2	>50	53	>50
Grupo hidrológico do solo	B	A	C	A	A	A
Condição hidrológica	Pobre		Considerável		Considerável	
Cond. ant. hum. do solo	C.A.H. III (NE ₃)		C.A.H. II (NE ₂)		C.A.H. III (NE ₃)	
Declive (%)	9		8		14	
Nº Escoamento (ajust. ao declive)	90	80	80	45	70	70
Prec. (mm) (Esc.=0)	10	20	20	75	30	30

Quadro 2 - Dados de precipitação (P) e de escoamento superficial (E – “Real”, no campo e com o "Número de Escoamento" e “Potencial”, se estimados com a Equação de Richards)

Talhão	Datas	Recolha do Esc. Sup. Eventos de Precip. –Esc. Sup.	09-Nov.-2012				21-Nov.-2012					
			03-Nov.		08-Nov.		15/16 Nov.		17-Nov.		Total	
			P	E	P	E	P	E	P	E	P	E
Olival (local 1)	Campo		0	0		0	0		0		0	
	Eq. Rich. (SPAW)		0	0		0	0		0	(212)	0	
	N. Escoam.: 90 (SPAW)	39	14	27	8	23	6	14	2	103	30	
	N. Escoam.: 80 (Lab.)		4	2		1	0		0		7	
M. Xisto (local 2)	Campo		≤1,3		≥0		>2,8		>0		>4.1	
	Eq. Rich. (SPAW)		2.2		0		3,5		0	(263)	5,7	
	N. Escoam.: 80 (SPAW)	49	13	36	4	36	4	15	0	136	21	
	N. Escoam.: 45 (Lab.)		0	0		0	0		0		0	
M. Granito (local 3)	Campo		>1,1		>0		>1,1		>0	(263)	>2,2	
	Eq. Rich. (SPAW)	49	0	36	0	36	0	15	0	136	0	
	N. Escoam.: 70 (SPAW/Lab.)		4	1		1	0		0		6	

Das datas em que se procedeu ao registo do ES, apenas em duas (9 e 21 de novembro), e nos ensaios em montado, se observou valores acima de 1 mm. Relativamente aos correspondentes períodos de recolha de ES (entre 3 e 9 e entre 15 e 21 de novembro) consideraram-se os eventos com precipitação mais alta como os que provavelmente ocasionaram perto de 100% do ES, o que é corroborado pelos modelos. No entanto, neste estudo, a divisão rigorosa do ES pelos dias de precipitação não é possível. Perspetiva-se que os quatro eventos, face ao período global de ensaio, estarão relacionados com cerca de metade da precipitação registada e com a quase totalidade dos dias em que ocorreu ES. Por outro lado, exceto no montado de xisto (no dia 9 de novembro), os depósitos ficaram cheios, pelo que a recolha de ES poderia ter sido

superior (daí o símbolo “>” no quadro 2). Destaca-se ainda, que os valores de ES obtidos no campo e através do NE são reais, dependendo da existência de água armazenada à superfície do solo, associada sobretudo aos resíduos/coberto vegetal (obs: esse fenómeno associado a declives superiores a 5% será muito reduzido ou mesmo nulo). Acresce referir que os valores do ES dos ensaios correspondem a volumes recolhidos com uma periodicidade mínima de seis dias. Ou seja, esses valores não se podem relacionar com a intensidade e a duração da precipitação ao longo de um determinado dia. Já a utilização da equação de Richards permitiu simular o ES potencial numa base sub-diária, considerando-se a precipitação registada nos udómetros.

Pela análise do quadro 2 ao nível de cada local, avançam-se as seguintes considerações:

1) Olival - Destaca-se o facto de se ter registado um elevado número de dias de precipitação no período global do ensaio, tendo sido atingido um valor final de 212 mm de altura de água. No entanto, neste talhão não se verificou ES real em qualquer dos eventos de precipitação, mesmo quando estes ultrapassaram os 20 mm. Pela aplicação da equação de Richards também não se prevê a existência de ES potencial, mesmo com os valores mais baixos de CHsat., obtidos com o programa SPAW, e tanto para a precipitação distribuída uniformemente ao longo de um dia, como numa base sub-diária (com variação da intensidade de precipitação). Com a utilização do modelo do NE prevê-se a ocorrência de ES. Para o valor de NE igual a 90 existiria ES nos quatro eventos de precipitação (e para qualquer evento superior a 10 mm), que totalizaria 30 mm. Para o valor de NE igual a 80, em três eventos (com precipitação superior a 20 mm) seria previsível a ocorrência de algum ES real, que no total atingiria 7 mm. Será necessário dar continuidade ao estudo sobre a água no sistema solo-planta-atmosfera, com os dados que existem relativos a 2013, de forma que seja possível confirmar as condições que estão na base da não ocorrência de ES real. Também existe a hipótese de o NE ser mais baixo, ou que a aplicabilidade do modelo tenha limitações (ainda que, para o NE igual a 80, os escoamentos próximos ou inferiores a 10% da precipitação, de eventos entre 20 e 40 mm, sugiram diferenças pequenas e aceitáveis face aos valores de ES nulos medidos).

2) Montado Xisto - O ES registado no dia 9 correspondeu a uma altura de água de 1,3 mm (500L:380m²), ou seja, um pouco menos de meio volume do depósito, podendo relacionar-se com a precipitação de um ou ambos os eventos. O ES registado no dia 21, estando o depósito cheio, correspondeu a uma altura de água mínima de 2,8 mm (1050L:380m²), mas devendo relacionar-se sobretudo com o primeiro evento de precipitação (nos modelos o valor de escoamento previsto para o segundo evento é nulo). Neste talhão, considerando-se os valores de precipitação diária superiores a 15 mm, os resultados de ES potencial estimados pela equação de Richards são bastante consistentes com os de ES real recolhidos no campo. Estes foram um pouco inferiores, mas teriam a possibilidade de envolver algum armazenamento superficial da água no solo. Embora com diferenças pouco expressivas, a utilização dos dados sub-diários de precipitação variável na equação de Richards, comparativamente aos verificados com a precipitação uniformemente distribuída ao longo do dia (sem picos de intensidade), conduziria a valores de ES mais aproximados aos observados no ensaio de campo. O conjunto destes resultados aponta para que o ES num período diário não ultrapasse os 10% da precipitação. Com a utilização do modelo do NE prevê-se a ocorrência de ES, no caso de um NE igual a 80. O valor de ES do dia 03-11 (13 mm) é bastante superior ao obtido no campo, ou estimado pela equação de Richards, o que tem grande impacto nas diferenças dos valores totais (passa de cerca de 5 para 21 mm). Já para o valor do NE de 45, não se prevê a ocorrência de ES.

3) Montado Granito - Neste talhão, o ES real registado, quer em 9-11 quer em 21-11, terá ultrapassado os 1,1 mm de altura de água (900L:800m²), pois a água estava a transbordar dos depósitos. Em termos de proporcionalidade face aos volumes recolhidos nos depósitos do montado de xisto (e para as mesmas datas), esse excesso de água deverá ter sido superior no período de recolha de água entre 15 e 21 de novembro. Nesta perspetiva será admissível, em eventos de precipitação acima dos 36 mm, que o ES real apresente valores superiores a 5% da precipitação. A aplicação da equação de Richards também não prevê a existência de ES em qualquer alternativa de padrão de precipitação. O facto da CHsat. poder estar sobreavaliada será uma explicação. Para o valor de NE igual a 70 (com base numa CHsat. acima dos 50 mm/h) os resultados de ES real apresentam uma ordem de grandeza bastante próxima dos valores registados/previstos no ensaio.

Conclusões

Pela análise dos dados de campo da evolução da humidade do solo, da precipitação e do escoamento superficial, a par da utilização dos modelos de estimativa desse escoamento, com vários parâmetros caracterizados numa base experimental, avançame-se, para os três talhões em estudo, as seguintes conclusões:

A consistência dos resultados de escoamento superficial dos modelos com os dados de campo está associada a uma extrema sensibilidade das propriedades hidráulicas do solo, sobretudo da condutividade hidráulica saturada;

As determinações locais de algumas variáveis (precipitação, humidade do solo, coberto vegetal e da classificação do solo) são cruciais para os processos de validação dos modelos hidrológicos, nomeadamente do “Número de Escoamento”;

A base diária para a avaliação da relação precipitação-escoamento superficial tende a ser adequada, não se vislumbrando um aumento significativo da fiabilidade dos modelos que utilizam valores sub-diários ou horários, ou seja, essa fiabilidade mantém-se com a inclusão de variações-picos de intensidade da precipitação para curtos espaços de tempo, (caso da equação de Richards).

O número de dias de precipitação considerados para a produção de valores de ES real com um peso expressivo foi bastante reduzido (2 a 4), face ao número total de dias com ocorrência de precipitação (cerca de 40). Esse ES terá resultado da conjugação de humidades no perfil do solo (média 0-40 cm de profundidade) acima da capacidade de campo e de eventos/dias com precipitação superior a 15 mm.

No contexto dos objetivos estabelecidos neste estudo pode-se reconhecer na modelação um procedimento adequado para o conhecimento do ciclo hidrológico local e para a gestão de uma bacia de uma forma mais racional.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Projeto EUTROPHOS (FCT), e as facilidades dos responsáveis da Herdade da Abóboda (DRAP Alentejo) para a realização dos trabalhos de campo.

Referências bibliográficas

- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J. R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part 1: Model development. *J. Am. Water Res. Assoc.* 34(1): 73-89
- Elhakeem, M., Papanicolaou, A., 2009. Estimation of the Runoff Curve Number via Direct Rainfall Simulator Measurements in the State of Iowa, USA. *Water Resources Management*. Vol. 23.
- Gonçalves, M.C., 1994. Características hidrodinâmicas dos solos: sua determinação e funções de pedo-transferência. Dissertação de doutoramento. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa.
- King, K.W., Arnold, J.G., Bingner, R. L., 1999. Comparison of Green-Ampt and Curve Number methods on Goodwin Creek watershed using SWAT. *Transactions of ASAE*. Vol. 42(4): 919-925
- Leeuwen, P.van, Breur, K.J., 2001. The modeling policy-maker. On decision support systems in water management. *Integrated Assessment*, 2: 89-92
- Modarres, R., 2009. Multi-criteria validation of artificial neural network rainfall-runoff modeling. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13: 411-421
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2005. Soil and Water Assessment Tool – SWAT. Theoretical documentation. Grassland, Soil and Water Research Laboratory of Agriculture Research Service. Texas.
- PFNCNUCD, 2011. Programa de Acção Nacional de Combate à Desertificação, revisão 2010/2011. Ponto Focal Nacional da Comissão das Nações Unidas d Combate à Desertificação, Lisboa.
- Saxton, K.E., Willey, P.H., 2006. The SPAW model for agriculture field and pond hydrologic simulation. P. 401-435. In V. P. Singh and D. K. Frevert (ed.) *Watershed models*. CRC Press, Boca Raton. FL.
- Saxton, K.E., Rawls, W.J., 2006. Soil water characteristics estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society American Journal*. Vol. 70: 1569-1578.
- Smith, R.E. 1990. GFLUX – a numerical solution for the one dimensional vertical infiltration of water. Documentation. United States D.A. ARS. CSU. Colorado
- Rallison, R.E., Miller, N., 1981. Past, present and future SCS runoff procedure. In *Rainfall Runoff Relationship*, 353-364, ed. V.P. Singh. Littleton, Colo: Water Resources Publication.
- U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service. 1972. *National Engineering Handbook*. Hydrology Section 4. Chapters 4-10. Washington D.C.,USDA
- van Genuchten, M.Th., Leij, F.J., 1992. On estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. P. 1-14. In M. Th. Van Genuchten et. Al. (ed.) *Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils*. Univ. of California. Riverside. CA
- Yu, B., 1999. A Comparison of the Green-Ampt and a spatially variable infiltration model for natural storm events. *Transactions of ASAE*. Vol. 42(1): 89-97

A alteração climática na “fixação” do amónio em solos cultivados com arroz (*Oryza sativa*) por alagamento

Climate change on ammonium “fixation” in flooded rice (*Oryza sativa*) soils

Nuno Figueiredo^{1*}, Corina Carranca^{1**}, João Coutinho², Henrique Trindade³, José Pereira^{3,4}, Ângela Prazeres¹ e Paula Marques⁵

¹INIAV – UEI dos Sistemas Agrários e Florestais e Sanidade Vegetal, Qta Marquês, Nova Oeiras, 2784-505 Oeiras; Tel. 214403517; Fax: 214416011; e.mail: *figueiredo.nun@gmail.com

**CEER- Centro de Engenharia dos Biosistemas, ISA/UTL, 1349-017 Lisboa

²Centro de Química, Dep. Biologia e Ambiente, Univ. Trás-os-Montes e Alto Douro, 5001-801 Vila Real

³CITAB - Centro de Investigação e Tecnologias Agro-Ambientais e Biológicas, Dep. Agronomia, Univ. Trás-os-Montes e Alto Douro, 5001-801 Vila Real

⁴Escola Superior Agrária de Viseu, Qta.da Alagoa, 3500-606 Viseu

⁵COTArroz, Salvaterra de Magos

Resumo

O arroz, é essencialmente produzido como monocultura, em canteiros alagados, nas regiões do centro e sul do País (Vales do Mondego, Tejo e Sado). O ião NH_4^+ é a forma de N mineral mais abundante e preferencialmente absorvida pelo arroz, em condições de alagamento. O alagamento potencia a mineralização, por acção dos microrganismos aeróbios facultativos, aumentando a sua concentração na solução do solo. No solo, este catião pode ser adsorvido nos colóides ou "fixado" nos minerais argilosos do tipo 2:1, tornando-se temporariamente indisponível para a cultura. A taxa de "fixação" e posterior libertação para a solução depende da textura do solo, do teor e mineralogia da argila, pH, potencial redox, temperatura e presença de outros catiões. Não se conhecem os efeitos do aumento simultâneo da concentração de CO_2 na atmosfera e da temperatura na "fixação" do NH_4^+ , sabendo-se que, isoladamente, o aumento da temperatura potencia a "fixação". Neste estudo, avaliou-se o teor de NH_4^+ em dois solos (areno-franco e argilo-limoso) alagados e cultivados com arroz, em 2012, como resposta à fertilização mineral e ao alagamento. Compararam-se esses teores com os medidos no solo argilo-limoso, em condições controladas de aumento da $[\text{CO}_2]$ e temperatura. O teor de NH_4^+ "fixado" em ambos os solos (ar livre) foi superior ao da concentração de NH_4^+ disponível no respectivo solo. A concentração de NH_4^+ "fixada" no solo argilo-limoso manteve-se superior à do solo areno-franco, variando com os tratamentos (ar livre > CO_2 +temperatura = temperatura), com as datas de amostragem e com a fertilização azotada.

Palavras-chave: ciclo cultural, CO_2 , profundidade, temperatura, textura.

Abstract

Rice is produced as monoculture under flooding, in the central and southern Portugal (Mondego, Tejo and Sado Valleys). Ammonium (NH_4^+) is the most abundant and the preferential N form for rice uptake under flooding. Flooding enhances mineralization by the action of facultative microorganisms, increasing the concentration of NH_4^+ in the soil

solution. This cation can be adsorbed by colloids or "fixed" in 2:1 type clay minerals, becoming temporary unavailable for crops and losses. The rate of "fixation" and subsequent release to the solution depends mostly on soil texture, clay content and composition, soil pH, redox potential, temperature, and the competition for other cations. The effects of simultaneous increase of atmospheric CO₂ and air temperature on NH₄⁺ "fixation" are unknown. This research evaluated the concentration of "fixed" NH₄⁺ in two flooded soils (sandy loam and silt clay) cultivated in 2012 with rice, in response to mineral fertilization and flooding. These levels were compared with those measured in the silt clay soil under controlled conditions (CO₂ and temperature increase). The "fixed" NH₄⁺ in both soils (open-field) was significantly higher than the available NH₄⁺ in the respective soil. The amount of "fixed" NH₄⁺ in the silt clay soil was higher than the sandy loam soil, varying significantly with the treatments (open-field>CO₂+temperature=temperature) and sampling dates. "Fixation" rate also increased with mineral fertilizations.

Key words: CO₂, depth, growth cycle, temperature, texture.

Introdução

Na Europa, Portugal é o maior consumidor de arroz *per capita* e o quarto produtor (6 t ha⁻¹ numa área de 28 000 ha), contribuindo para 5,3% da produção europeia. No País, o arroz é essencialmente produzido como monocultura, em canteiros alagados, nas regiões do centro e sul (Vales do Mondego, Tejo e Sado). A adição simultânea de amónio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻) à cultura de arroz melhora o seu desenvolvimento, mas o NH₄⁺ é a forma predominantemente usada na nutrição do arroz por alagamento. O alagamento potencia a mineralização do azoto (N) orgânico dos resíduos da cultura anterior incorporados no solo, por acção dos microrganismos aeróbios facultativos, aumentando a concentração amoniacal na solução do solo. Este catião pode ser adsorvido nos colóides do solo, ou "fixado" (forma não-permutável) nos minerais argilosos do tipo 2:1 (ilite, vermiculite, esmectite) após a sua contracção em períodos de secagem do solo, tornando-se temporariamente indisponível para a cultura, ficando protegido das perdas por lixiviação ou gasosas. A nitrificação e desnitrificação podem ocorrer nestes solos durante os ciclos de drenagem e humedecimento dos solos. A velocidade de "fixação" é rápida (24 - 48h). O teor de N-NH₄⁺ "fixado" pode corresponder a mais de 20% do N total em alguns solos agrícolas (Carranca, 1996). Quando a concentração de NH₄⁺ na solução do solo diminui por absorção das plantas ou perdas para fora do ecossistema, o NH₄⁺ sequestrado nos minerais argilosos pode ser libertado por difusão, por gradiente, após a expansão dos minerais argilosos, tornando-se disponível para as plantas. A taxa de "fixação" e posterior libertação depende, em especial da textura do solo, do teor e natureza dos minerais de argila, do pH, do potencial redox, da temperatura e da competição com outros catiões, particularmente o potássio (Carranca, 1996; Nieder *et al.*, 2011). Em solos alagados para o cultivo do arroz os resultados da dinâmica da "fixação"-difusão do NH₄⁺ são contraditórios. Neste ecossistema, a menor "fixação" pode ser devida à expansão dos minerais e difusão do NH₄⁺ para a solução do solo (quando deficitária no catião). O aumento da "fixação" do NH₄⁺ nestes solos pode ser explicado pela diminuição do potencial de oxidação-redução, ocorrendo a redução do ferro (Fe(III)) a Fe(II) daí resultando um aumento da carga negativa e conseqüente maior atracção dos catiões (Stucki *et al.*, 1984).

O dióxido de carbono (CO₂) atmosférico é fundamental para o desenvolvimento das plantas. A concentração de CO₂ ([CO₂]) na atmosfera tem vindo a aumentar, passando de

280 para 380 ppm nos últimos dois séculos, podendo atingir 700-1000 ppm no ano 2100 se não se adoptarem medidas de mitigação. O aumento da [CO₂] conduz ao aumento da fotossíntese, reduzindo a abertura dos estomas, com consequente menor transpiração e aumento da produção primária das plantas. O aumento contínuo da [CO₂], em simultâneo com as projecções de subida da temperatura do ar (até 3 °C) tem estimulado o interesse da comunidade científica sobre os efeitos destas variáveis na agricultura, isoladamente ou em simultâneo. A mudança climática pode ser relevante na região Mediterrânica, não sendo conhecidos dados sobre o efeito simultâneo de ambos os factores ambientais no sequestro do NH₄⁺ nos minerais argilosos.

Neste estudo, avaliou-se a dinâmica do NH₄⁺ não-permutável em dois solos contrastantes (franco-arenoso e argilo-limoso), alagados e cultivados com arroz (*Oryza sativa* L.), durante o ano de 2012, em resposta à fertilização mineral e ao alagamento. Compararam-se esses teores com os valores medidos em condições controladas de aumento da [CO₂] para 550 ppm e da temperatura do ar (3 °C) no solo argilo-limoso.

Material e Métodos

Descrição do local de ensaio e delineamento experimental

Estabeleceram-se duas áreas experimentais, em dois campos do COTArroz, em Salvaterra de Magos, cultivados com arroz (*Oryza sativa* L. cv. Ariete) por alagamento. O arroz foi semeado em Maio 2012 em dois solos, um areno-franco e outro argilo-limoso, cujas características físicas e químicas principais se apresentam no Quadro 1. Os minerais de argila predominantes, em ambos os solos, foram a ilite>esmectite>vermiculite=interestratificados micáceos-vermiculite ou esmectite.

Quadro 1- Algumas características físicas e químicas dos solos areno-franco e argilo-limoso (Salvaterra de Magos)

Características	Profundidade (cm)											
	0-20			20-40								
	Areno-franco			Argilo-limoso								
Limo, argila (g kg ⁻¹)	40	80	50	110	60	130	269	534	279	564	279	554
pH _(H₂O)	5,1			5,6			5,8			5,8		
C org. total (g kg ⁻¹)	6,0			5,4			4,9			24,6		
N total (g kg ⁻¹)	0,6			0,5			0,5			2,4		
N mineral (mg kg ⁻¹)	12,6			4,4			1,9			9,9		
K ⁺ (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	0,1			0,1			0,1			0,5		
CTC (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	2,4			3,2			4,0			22,7		

pH_(H₂O)=reação do solo determinada em água (1:2,5 v:v); C org. total=carbono orgânico total; N=azoto; K⁺=potássio de troca; CTC=capacidade de troca catiónica.

No solo areno-franco estabeleceu-se um ensaio em blocos casualizados e 3 repetições (4,0 m x 4,0 m), em condições ambientais normais ([CO₂]=375 ppm, temperatura ambiente). No solo argilo-limoso estabeleceu-se um ensaio factorial com blocos casualizados e 3 repetições (4,0 m x 4,0 m), em condições ambientais normais e condições controladas. Para este efeito, instalaram-se 6 câmaras de topo aberto (OTC: 4,0 m larg., 3,0 m alt., 2,0 m Ø abertura topo): três OTC foram para avaliação do efeito do aumento simultâneo da [CO₂] e temperatura do ar (550 ppm CO₂ e 3 °C); outras 3 foram para aumento da temperatura do ar (3 °C).

Em ambos os ensaios, o fertilizante azotado foi fraccionado em 2 datas: fundo (14 Maio), na forma de adubo mineral NP (20-20-0) e dose de 60 kg N-NH₄ ha⁻¹, e cobertura (60 kg N ha⁻¹) aplicado ao afilhamento (10 Julho) na forma de sulfamida (40% N). O fertilizante em fundo foi incorporado no solo (0-20 cm), em conjunto com os resíduos da cultura anterior (palha de arroz+raiz), antecedendo a sementeira e alagamento. A adubação de cobertura foi manual, com o solo alagado. Não se aplicou potássio em ambos os solos, porque o solo continha níveis apreciáveis do elemento (devido à presença de minerais micáceos nos solos), mas incorporaram-se 60 kg fósforo (P) ha⁻¹ em fundo. O alagamento do solo foi constante após a sementeira, excepto por breves períodos de drenagem, para enraizamento das plântulas (uma semana após a germinação), para a monda química (25 Junho) e duas/três semanas antes da colheita do arroz (3 Outubro).

A água utilizada para a rega, em ambos os campos, apresentou pH=8, baixa condutividade eléctrica (0,6 dS m⁻¹) e concentrações de 0,3 e 7,5 mg N L⁻¹ de NH₄⁺ e NO₃⁻, respectivamente.

A temperatura média do ar ambiente durante o ciclo vegetativo do arroz (2012) variou entre 18 °C em Maio e 21 °C em Agosto. Nas OTC, o aumento da temperatura relativamente à temperatura ambiente variou entre os 2 °C em Maio e 3 °C em Agosto.

Colheita de amostras de solo e água

Efectuaram-se colheitas de amostras de solo e de água (à superfície dos mesmos), em cada talhão, antes e após a fertilização azotada, no período de drenagem para a monda química, durante o alagamento e à colheita das plantas (solo seco). As amostras de solo foram colhidas nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm e analisadas quanto ao pH_(H₂O) e teores de N total (LECO), N mineral (Skalar) e NH₄⁺ “fixado” (adaptação de Silva e Bremner, 1966). As amostras de água foram filtradas e analisadas quanto ao pH e N-mineral, usando os métodos acima referidos.

Análise estatística

Os resultados foram analisados estatisticamente (ANOVA). A separação de médias foi efectuada usando o teste de Bonferroni (p<0,05).

Resultados e Discussão

Lâmina de água

Comparando ambos os locais, o pH da lâmina de água à superfície dos solos aumentou ao longo do ciclo cultural do arroz para 8,4 (Quadro 2). Para o efeito médio das datas de amostragem, o pH e N-mineral determinados na água foram significativamente superiores no solo areno-franco comparativamente com o solo argilo-limoso. As formas de N-mineral mantiveram-se baixas, com excepção dos valores significativamente superiores na 2^a data de amostragem (antes da adubação de cobertura). Na lâmina de água sobre o solo argilo-limoso, para o efeito médio das datas de amostragem, os tratamentos não afectaram significativamente qualquer das características químicas medidas nas águas (dados não apresentados). Em qualquer situação, a adubação de cobertura não elevou os teores de N-mineral na lâmina de água.

Quadro 2 – Variação de algumas características químicas da água à superfície dos solos

Fonte variação		pH	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)
<i>Solo</i>	Areno-franco	7,9a	1,75a	9,32a
	Argilo-limoso	7,5b	0,41b	0,48b
<i>Data</i>	30 Maio	7,0e	0,35c	2,18b
	4 Julho	7,1d	3,19a	21,57a
	14 Julho	7,9c	1,45b	0,20c
	8 Agosto	8,2b	0,02d	0,32c
	12 Setembro	8,4a	0,37c	0,25c
ANOVA		Valor-F	Valor-F	Valor-F
Solo (S)		2069***	5038***	95602***
Data (D)		3606***	3804***	85571***
S x D		1367***	3946***	89116***

*** = valores de F significativos p<0,001.

Solos

Os solos considerados diferiam nos teores de argila, mas as respectivas fracções argilosas apresentaram a mesma composição mineralógica (minerais argilosos do tipo 2:1). O solo argilo-limoso apresentava maior quantidade de argila e limo do que o solo areno-franco (Quadro 1).

O pH_(H₂O), próximo da neutralidade, não variou nos dois solos (5,9), nem com a profundidade, mas aumentou no final do ciclo cultural do arroz para um valor próximo da neutralidade (Quadro 3). Se estimarmos o intervalo de variação do potencial redox (disponibilidade de electrões) no solo, durante o ciclo cultural do arroz e considerando o valor de Eh= -59 mV por cada unidade de pH (Bohn *et al.* 2001), teremos uma variação de -336 mV – -366 mV, que concorda com os valores estimados (regressão) apresentados por Bohn *et al.* (2001) e indica a presença de condições de redução no solo.

Quadro 3 - Resultados da ANOVA e médias do pH_(H₂O), N disponível (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻) e N-NH₄⁺ “fixado” nos dois solos, durante o ciclo do arroz (2012) cultivado ao ar livre

Fonte de variação		pH _(H₂O)	N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ “fixado” (mg kg ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)
<i>Data</i>	14 de Maio	5,9bc	3,4bc	182,2b	4,0a
	16 de Maio	5,7c	7,1a	230,8a	5,1a
	30 de Maio	5,7bc	5,3ab	-	3,1a
	26 de Junho	5,7bc	4,4abc	184,2b	3,7a
	13 de Julho	5,7bc	6,4a	199,2ab	0,7b
	8 de Agosto	5,9ab	2,6cd	-	0,4b
	12 de Setembro	6,2a	0,2d	184,9b	0,3b
	3 de Outubro	6,2a	2,2cd	197,3b	3,0a
	<i>Solos</i>	Areno-franco	5,9a	3,3b	111,2b
Argilo-limoso		5,9a	4,6a	281,6a	2,4a
<i>Profundidade (cm)</i>	0-20	5,8a	4,7a	199,9a	4,7a
	20-40	5,9a	3,6a	200,6a	1,8b
	40-60	5,9a	3,5a	188,7a	1,2b
ANOVA		Valor-F	Valor-F	Valor-F	Valor-F
Data de amostragem (D)		13,6***	14,9***	2,6*	15,9***
Solo (ar livre) (S)		ns	8,3**	331,9***	ns
Profundidade (P)		ns	3,3*	ns	44,2***
Interações significativas	D x S	ns	3,6**	9,1***	3,2**
	D x P	ns	3,1***	ns	7,5***
	S x P	ns	4,1*	3,7*	ns

ns, *, **, *** = valores de F não significativos (p≥0,05) e significativos a p<0,05, p<0,01 e p<0,001, respectivamente, pelo teste de Bonferroni; - = não determinado.

O N-NH_4^+ foi superior no solo argilo-limoso, enquanto o N-NO_3^- não diferiu entre os dois solos objecto do estudo (Quadro 3). Considerando os efeitos médios do tipo de solo e da profundidade, o N disponível decresceu ao longo do ciclo cultural (ambas as formas) para valores muito baixos. Em profundidade, apenas o N-NO_3^- decresceu no solo, dadas as condições de redução. Para o solo argilo-limoso, submetido a diferentes factores abióticos, o $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ não variou com os tratamentos, mas aumentou com as datas de amostragem (Quadro 4). Os teores de N disponível neste solo não sofreram variação significativa por efeito dos tratamentos (Quadro 4), mas aumentaram em resposta às adubações. O teor de N-NO_3^- foi superior na camada superficial, não variando no caso do N-NH_4^+ .

A quantidade de NH_4^+ sequestrada nos minerais argilosos dos dois solos considerados foi significativamente superior ao NH_4^+ disponível no solo (Quadros 3 e 4). Em condições ambientais naturais (Quadro 3), o teor de NH_4^+ não-permutável foi superior no solo argilo-limoso do que no solo areno-franco, devido ao teor de argila mais elevado. Esta forma azotada sofreu um aumento significativo após as adubações de fundo (16 Maio) e de cobertura (13 Julho). Apesar dos teores de argila aumentarem com a profundidade em ambos os solos, o teor de NH_4^+ “fixado” apresentou uma tendência para decrescer, em especial no solo argilo-limoso. Este facto deve-se à fertilização (mineral e orgânica) à superfície do solo. No solo argilo-limoso (Quadro 4), a quantidade de NH_4^+ sequestrado foi significativamente superior na modalidade “ar livre”, em comparação com os outros dois tratamentos, decrescendo com o aumento da temperatura. Este resultado contraria os resultados de Beauchamp e Drury (1991), que observaram maior “fixação” a temperaturas mais elevadas. Uma possível explicação será a ausência de variação significativa da temperatura do solo (acréscimo de 2 °C, dados não apresentados) devido à manutenção da lâmina de água sobre a superfície do mesmo.

Quadro 4 - Resultados da ANOVA e médias do $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$, N disponível (N-NH_4^+ , N-NO_3^-) e N-NH_4^+ “fixado” no solo argilo-limoso, durante o ciclo cultural do arroz (2012) por efeito das mudanças climáticas

Fonte de variação		$\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$	N-NH_4^+ (mg kg ⁻¹)	N-NH_4^+ “fixado” (mg kg ⁻¹)	N-NO_3^- (mg kg ⁻¹)
<i>Data</i>	14 de Maio	6,1a	6,6b	182,5d	2,6bcd
	16 de Maio	5,6c	8,7a	321,2a	5,4a
	30 de Maio	5,7c	3,5cd	-	3,5b
	26 de Junho	5,8bc	5,1bc	256,5bc	2,6bcd
	13 de Julho	5,8bc	6,7ab	287,9ab	1,4cde
	8 de Agosto	6,1a	3,5cd	-	0,2e
	12 de Setembro	6,0ab	0,7e	225,6cd	0,8de
	3 de Outubro	6,0ab	3,1d	-	2,6bc
	<i>Tratamentos</i>	Ar livre	5,9a	4,6a	282,2a
CO ₂ + temperatura		5,9a	4,8a	245,3b	2,5a
Temperatura		5,9a	4,8a	236,8b	2,2a
<i>Profundidade (cm)</i>	0-20	5,9a	4,9a	270,1a	4,6a
	20-40	5,9a	4,5a	257,3ab	1,7b
	40-60	5,9a	4,8a	236,9b	1,0b
ANOVA		Valor-F	Valor-F	Valor-F	Valor-F
Data de amostragem (D)		12,8***	33,3***	19,5***	16,5***
Tratamento (T)		ns	ns	6,5**	ns
Profundidade (P)		ns	ns	3,2*	61,3***
Interações significativas	D x T	1,9*	ns	ns	ns
	D x P	ns	2,6**	ns	14,5***
	T x P	ns	ns	ns	ns

ns, *, **, *** = valores de F não significativos ($p \geq 0,05$) e significativos a $p < 0,05$, $p < 0,01$ e $p < 0,001$, respectivamente, pelo teste de Bonferroni; - = não determinado.

Conclusões

O amónio foi a forma azotada dominante nos solos, em condições de anaerobiose. Ambos os solos retiveram quantidades apreciáveis de NH_4^+ nas cavidades interlamelares das argilas ($289\text{--}732 \text{ kg N ha}^{-1}$) na camada 0-20 cm de profundidade, correspondentes a 19–40 vezes o teor de N disponível nesses solos, ou ainda, 12-19% o teor de N total inicial. Se foram aplicados 120 kg N ha^{-1} à cultura, muito deste N “fixado” era nativo do solo e/ou proveniente da mineralização dos resíduos.

Referências bibliográficas

- Beauchamp, E.G., Drury, C., 1991. Ammonium fixation, release, nitrification, and immobilization in high -and low-fixing soils. *Soil Sci. Soc Am. J.*, 55: 125-129.
- Bohn, H.L., McNeal, B.L., O'Connor, G.A., 2001. *Soil Chemistry*. John Wiley & Sons, New York, 307 p.
- Carranca, C., 1996. Nitrogen cycling in Portuguese soils and its assessment by ^{15}N . Ph.D. Thesis (Agronomy). University of Lisbon, 150 p.
- Nieder, R., Benbi, D., Scherer, H. W., 2011. Fixation and defixation of ammonium in soils: a review. *Biol. Fertil. Soils*, 47:1-14.
- Silva, J.A., Bremner, J.M., 1966. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 5. Fixed ammonium. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 30: 587-594.
- Stucki, J.W., Golden, D.C., Roth, C.B., 1984. Effects of reduction and reoxidation of structural iron and clay swelling. *Clays and Clay Minerals*, 32: 350-356.

Comparaçãõ de diferentes funções de pedotransferência para estimar as propriedades hidráulicas dos solos em Portugal

Comparison of different pedotransfer function for estimating soil hydraulic properties in Portugal

Tiago B. Ramos¹, Maria C. Gonçalves², José C. Martins² e Luís S. Pereira¹

¹ CEER-Engenharia dos Biosistemas, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal, tiago_amos@netcabo.pt

² Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, Quinta do Marquês, Av. República, 2784-505 Oeiras, Portugal.

Resumo

Neste trabalho apresentam-se diferentes funções de pedotransferência (PTFs) para estimar as propriedades hidráulicas dos solos de Portugal. A base de dados PROPSOLO, que contém informação sobre as propriedades físicas e químicas de 697 horizontes amostrados em 330 perfis de solo, foi utilizada no desenvolvimento das PTFs. Foram seguidas diferentes abordagens: (i) PTFs por classes, a partir da média aritmética dos valores do teor de água no solo a -0,25, -1, -3,2, -6,3, -10, -33, -100, -250 e -1500 kPa, sendo os dados primeiro agrupados por classes de textura e estratificados em função da profundidade da camada e densidade aparente do solo; (ii) PTFs pontuais, desenvolvidas por regressão múltipla, para os teores de água no solo nos mesmos potenciais mátricos e para a condutividade hidráulica saturada (Ks); (iii) PTFs contínuas, desenvolvidas também por regressão múltipla, para os parâmetros do modelo de Mualem-van Genuchten; e (iv) PTFs por Krigagem Normal, a partir interpolação dos teores de água a -33 e -1500 kPa, segundo a disposição das texturas correspondentes no diagrama textural. Relativamente à validação das funções desenvolvidas, (i) as PTFs por classes apresentaram um desvio médio quadrático (RMSE) entre 0,039 e 0,057 cm³ cm⁻³; (ii) as PTFs pontuais resultaram num RMSE entre 0,032 e 0,041 cm³ cm⁻³ para a retenção de água no solo nos diferentes potenciais mátricos e 0,680 para log(Ks); (iii) as PTFs contínuas apresentaram um erro médio entre 0,027 e 0,059 cm³ cm⁻³ para a curva de retenção de água no solo e entre 0,533 e 0,588 para log(Ks); e (iv) as PTFs por Krigagem Normal resultaram num RMSE entre 0,033 e 0,040 cm³ cm⁻³.

Palavras-chave: funções de pedotransferência, krigagem normal, propriedades hidráulicas, regressão múltipla.

Abstract

A set of pedotransfer functions (PTFs) was developed to estimate the soil hydraulic properties of Portuguese soils. The data was extracted from a database containing information collected in 697 horizons of 330 soil profiles. Different approaches were followed: (i) class-PTFs based on the arithmetic mean of soil water content values at -0.25, -1, -3.2, -6.3, -10, -33, -100, -250 and -1500 kPa matric potentials, after grouping data by texture classes, layer depth, and soil bulk density; (ii) point PTFs for specific values of soil water retention curves and for the saturated hydraulic conductivity (Ks),

using multiple regression analysis; (iii) continuous PTFs for the parameters of the Mualem-van Genuchten model, also using multiple regression analysis; and (iv) point PTFs developed for estimating soil water content values at -33 and -1500 kPa by interpolating the data from the location of the corresponding soil textures in the textural diagram with Ordinary Kriging. Validation showed that: (i) the class-PTFs presented a RMSE between 0.039 and 0.057 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$; (ii) the point PTFs resulted in a RMSE between 0.032 and 0.041 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ for the soil water retention values at different matric potentials and 0.680 for $\log(K_{s_m})$; (iii) the continuous PTFs showed a RMSE between 0.027 and 0.059 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ for the retention curve and between 0.533 and 0.588 for $\log(K_s)$; and (iv) point PTFs by Ordinary Kriging resulted in a RMSE between 0.033 and 0.040 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$.

Key words: multiple regression analysis, ordinary kriging, pedotransfer functions, soil hydraulic properties.

Introdução

Muitos dos métodos laboratoriais usados na determinação das propriedades hidráulicas do solo são bastante morosos, dispendiosos, trabalhosos e limitados ao tamanho das amostras, restringindo o seu uso devido à heterogeneidade do meio quando o objectivo é a caracterização de grandes áreas, nomeadamente áreas agrícolas ou bacias hidrográficas. Nesse sentido, as funções de pedotransferência (PTFs) permitem estimar indirectamente aquelas propriedades a partir de outras mais básicas, tais como a granulometria, a massa volúmica aparente, o teor de carbono orgânica, entre outras.

As PTFs podem ser agrupadas em PTFs por classes, quando são desenvolvidas para um conjunto de dados muito específico, como por exemplo, as classes texturais, ou PTFs contínuas, quando a mesma função é usada para o conjunto global. Para cada um daqueles grupos, as PTFs podem ainda ser subdivididas em PTFs pontuais, quando se pretende estimar pontos específicos das curvas de retenção de água no solo, $\theta(h)$, ou da condutividade hidráulica, $K(h)$, ou PTFs paramétricas, quando são desenvolvidas para estimar os parâmetros de um qualquer modelo funcional que descreve $\theta(h)$ e $K(h)$ de forma completa (Wösten *et al.*, 2001).

Gonçalves *et al.* (1997; 1999) desenvolveram várias PTFs paramétricas para estimar as propriedades hidráulicas dos solos de Portugal. Mais tarde, Paz *et al.* (2009) desenvolveram PTFs para estimar o teor de água retido no solo a -0,25, -10 e -1500 kPa. Neste trabalho, actualizam-se algumas daquelas funções para o conjunto de dados hoje existente. Desenvolvem-se ainda novas funções que permitem otimizar o uso das PTFs em função dos dados de entrada e do objectivo pretendido.

Material e Métodos

As PTFs foram desenvolvidas a partir da informação contida na base de dados PROPSOLO (Ramos *et al.*, 2011), que reúne informação sobre as propriedades físicas e químicas determinadas em 697 camadas/horizontes de 330 perfis de solo localizados em Portugal Continental. O Quadro 1 apresenta as principais características físicas e químicas dos dados usados no desenvolvimento das PTFs.

Quadro 1 – Características dos dados usados no desenvolvimento das PTFs

Parâmetro	N	Média	D. Padrão	Min.	Max.
AG (%)	697	20,7	17,6	0,1	94,6
AF (%)	697	34,2	15,4	0,7	73,6
L (%)	697	21,5	12,2	0,9	68,1
A (%)	697	23,6	14,8	0,1	63,3
Corg (g kg ⁻¹)	697	8,24	5,02	0,01	25,1
ρ_b (g cm ⁻³)	697	1,50	0,18	0,91	1,90
ϕ (cm ³ cm ⁻³)	697	0,441	0,074	0,25	0,659

AG, areia grossa; AF, areia fina; L, limo; A, argila; Corg, carbono orgânico; ρ_b , densidade aparente; ϕ , porosidade total.

Foram desenvolvidas as seguintes PTFs:

1) PTFs por classe: PTFs para estimar a porosidade total (ϕ), os teores de água retida no solo a -0,25, -1, -3,2, -6,3, -10, -33, -100, -250 e -1500 kPa e os parâmetros do modelo de van Genuchten (van Genuchten, 1980). Os dados foram agrupados primeiramente por classe textural, segundo a classificação da FAO e do sistema da Sociedade Internacional da Ciência do Solo (ISSS) e, em seguida, tendo em conta a profundidade de cada camada e a massa volúmica aparente. Dois terços da informação disponível na base de dados foram usados no desenvolvimento das PTFs, enquanto que os restantes dados foram usados na validação das funções. A divisão dos dados foi aleatória e repetida dez vezes. As PTFs desenvolvidas para cada classe de dados foram calculadas através da média aritmética dos teores médios de água no solo nos diferentes potenciais mátricos em cada um dos dez conjuntos de dados usados no desenvolvimento das funções. Os parâmetros de van Genuchten foram depois ajustados aos valores médios dos teores de água no solo estimados para cada classe. As PTFs foram validadas com o desvio médio quadrático (RMSE).

2) PTFs pontuais: PTFs para estimar ϕ , os teores de água retida no solo a -0,25, -1, -3,2, -6,3, -10, -33, -100, -250 e -1500 kPa e a condutividade saturada do solo medida laboratorialmente (K_{sm}). As PTFs foram obtidas por análise de regressão múltipla, em que os argumentos usados foram a textura do solo (AG, AF, L e A), a média geométrica do diâmetro das partículas (GPD) e o seu desvio padrão (GSD) tal como definidos por Shirazi e Boersma (1984), a massa volúmica aparente (ρ_b), o teor de carbono orgânico (Corg) e a profundidade média da camada de solo (Z). O desenvolvimento e a validação das PTFs foram realizados de acordo com a mesma metodologia referida anteriormente.

3) PTFs paramétricas: PTFs para estimar os parâmetros do modelo de Mualem- van Genuchten (MvG; van Genuchten, 1980) e assim obter $\theta(h)$ e $K(h)$. Neste modelo, θ_r e θ_s correspondem aos teores de água residual e na saturação [$L^3 L^{-3}$], respectivamente, K_s é a condutividade hidráulica saturada [$L T^{-1}$], α [L^{-1}] e η [-] são parâmetros de ajustamento empíricos e ℓ é um parâmetro que descreve a conectividade/tortuosidade dos poros. As PTFs foram obtidas também por análise de regressão múltipla. Para além dos argumentos usados no desenvolvimento das PTFs pontuais, foram ainda introduzidos os teores de água nos potenciais mátricos -33 e -1500 kPa como argumentos. O desenvolvimento e a validação das PTFs foram também realizados de acordo com a metodologia anteriormente referida.

4) PTFs pontuais: PTFs para estimar o teor de água retido no solo a -33 e -1500 kPa. Foram desenvolvidos diagramas ternários, por interpolação dos teores de água medidos laboratorialmente, e tendo em conta a disposição das texturas correspondentes no

diagrama textural, ou seja, o diagrama textural foi convertido num diagrama ternário das propriedades hidráulicas do solo. A continuidade espacial dos teores de água nos diferentes potenciais mátricos foi analisada através de um variograma experimental e a interpolação dos valores medidos foi realizada pelo método da Krigagem Normal. As estimativas de $\theta_{-33 \text{ kPa}}$ e $\theta_{-1500 \text{ kPa}}$ foram assim obtidas para cada posição do triângulo, isto é, para uma grelha com 4350 unidades, em que cada pixel (1 L^2) foi definido através da conversão das unidades percentuais em distância ($1\% = 1 \text{ L}$). O desenvolvimento e a validação das PTFs foram também realizados de modo semelhante aos anteriores.

Resultados e Discussão

PTFs por classe: O Quadro 2 apresenta, como exemplo, as PTFs desenvolvidas para as classes texturais da FAO. O RMSE obtido por estas PTFs foi de apenas $0,057 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Contudo, a introdução da ρ_b como dado de entrada resultou numa diminuição do RMSE ($0,043 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), que foi ainda mais pronunciada quando as classes texturais da ISSS, juntamente com ρ_b , foram usadas no desenvolvimento das PTFs ($0,039 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$). A maior vantagem destas PTFs reside na sua simplicidade, podendo portanto ser facilmente aplicadas nas mais diversas situações.

Quadro 2 – Funções de pedotransferência por classe textural da FAO.

Classe textural	ϕ	Teor de água no solo								
		$\theta_{0,25}$	θ_1	$\theta_{3,2}$	$\theta_{6,3}$	θ_{10}	θ_{33}	θ_{100}	θ_{250}	θ_{1500}
Muito fina	0,541	0,528	0,504	0,479	0,465	0,457	0,428	0,391	0,364	0,318
Fina	0,496	0,484	0,463	0,440	0,422	0,410	0,373	0,333	0,306	0,260
Medianamente fina	0,529	0,516	0,495	0,474	0,461	0,451	0,407	0,331	0,281	0,197
Mediana	0,421	0,401	0,376	0,348	0,328	0,314	0,269	0,222	0,192	0,142
Grosseira	0,396	0,376	0,345	0,303	0,260	0,231	0,167	0,125	0,103	0,067

PTFs pontuais: As PTFs pontuais para os diferentes potenciais mátricos estudados e para K_{s_m} são apresentadas no Quadro 3. O RMSE destas funções variou entre 0,032 e $0,041 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ para os diferentes potenciais mátricos estudados, sendo os valores mais baixos registados perto da saturação. Para $\log(K_{s_m})$, o RMSE encontrado foi de 0,680.

Quadro 3 – Funções de pedotransferência pontuais para diferentes potenciais mátricos e para a condutividade hidráulica saturada medida (K_{s_m}).

$\phi = 0,874 + 6,80E^{-4} L + 1,04E^{-3} A - 0,309 \rho_b - 2,20 E^{-4} Z$
$\theta_{-0,25 \text{ kPa}} = 0,828 + 7,20E^{-4} L + 1,27E^{-3} A - 0,299 \rho_b$
$\theta_{-1 \text{ kPa}} = 0,752 + 1,06E^{-3} L + 1,52E^{-3} A - 0,273 \rho_b$
$\theta_{-3,2 \text{ kPa}} = 0,673 + 1,21E^{-3} L + 1,55E^{-3} A - 0,237 \rho_b - 0,116 \text{ GPD}$
$\theta_{-6,3 \text{ kPa}} = 0,596 + 1,10E^{-3} L + 2,68E^{-3} A - 0,197 \rho_b - 0,282 \text{ GPD} + 2,31E^{-4} Z$
$\theta_{-10 \text{ kPa}} = 0,531 + 1,79E^{-3} L + 1,84E^{-3} A - 0,176 \rho_b - 0,263 \text{ GPD}$
$\theta_{-33 \text{ kPa}} = 0,294 + 2,18E^{-3} L + 2,75E^{-3} A - 0,086 \rho_b - 0,223 \text{ GPD} + 1,88E^{-2} \text{ Corg} + 3,25E^{-4} Z$
$\theta_{-100 \text{ kPa}} = 0,072 + 2,80E^{-3} L + 4,10E^{-3} A + 2,70E^{-2} \text{ Corg}$
$\theta_{-250 \text{ kPa}} = -0,012 + 3,00E^{-3} L + 3,74E^{-3} A + 2,13E^{-2} \text{ Corg} + 5,10E^{-3} \text{ GSD} + 3,21E^{-4} Z$
$\theta_{-1500 \text{ kPa}} = -0,002 + 1,16E^{-3} L + 4,10E^{-3} A + 1,17E^{-2} \text{ Corg} + 2,81E^{-3} \text{ GSD} + 1,82E^{-4} Z$
$\log(K_{s_m}) = 2,867 + 3,414 \text{ GPD} - 0,963 \rho_b + 0,246 \text{ Corg}$

PTFs contínuas: As PTFs para os parâmetros de M-vG são apresentadas no Quadro 4. As funções desenvolvidas sem o uso dos teores de água como argumentos resultaram num RMSE entre 0,033 e 0,086 cm³ cm⁻³ para diferentes valores de $\theta(h)$ e 0,588 para $\log(K_s)$. Os valores mais baixos foram novamente obtidos para a região de $\theta(h)$ mais próxima da saturação e os mais altos para $\theta_{-10 \text{ kPa}}$ e $\theta_{-33 \text{ kPa}}$. A introdução de $\theta_{-33 \text{ kPa}}$ e $\theta_{-1500 \text{ kPa}}$ como argumentos das PTFs levou a uma diminuição significativa dos erros de previsão, com os RMSE a variar entre 0,017 e 0,039 cm³ cm⁻³ para diferentes valores de $\theta(h)$ e 0,533 para $\log(K_s)$. Neste caso, os erros mais baixos foram obtidos para $\theta_{-33 \text{ kPa}}$ e os mais altos para $\theta_{-6,3 \text{ kPa}}$. As PTFs desenvolvidas por regressão múltipla podem apresentar, portanto, uma maior precisão mas também uma maior complexidade.

Quadro 4 – Funções de pedotransferência paramétricas para o modelo de M-vG.

Sem teores de água no solo como argumento:

$$\theta_r = 0,010 + 1,49E^{-3} A + 1,62E^{-3} \text{GSD}$$

$$\theta_s = 0,883 + 1,46E^{-3} A - 0,319 \rho_b - 1,34E^{-4} Z$$

$$\log(\alpha) = -0,018 - 8,55E^{-3} AF - 2,40E^{-3} L - 0,798 \text{GPD} - 0,310 \rho_b$$

$$\log(\eta) = 0,146 - 7,50E^{-4} A + 0,316 \text{GPD} + 1,84E^{-3} \text{GSD} - 0,026 \rho_b$$

$$\ell = 0,376 - 0,129 L - 0,073 A - 0,145 \text{GSD}$$

$$\log(K_s) = 5,352 - 1,90E^{-2} AF - 1,54E^{-2} L - 9,11E^{-3} A - 3,22E^{-2} \text{GSD} - 1,411 \rho_b$$

Com teores de água no solo como argumento:

$$\theta_r = 0,041 + 1,00E^{-3} \text{GSD} - 0,163 \theta_{-33 \text{ kPa}} + 0,467 \theta_{-1500 \text{ kPa}}$$

$$\theta_s = 0,754 + 5,60E^{-4} A + 0,179 \text{GPD} - 0,285 \rho_b + 0,216 \theta_{-33 \text{ kPa}} + 0,144 \theta_{-1500 \text{ kPa}}$$

$$\log(\alpha) = 1,660 + 1,99E^{-2} \text{GSD} - 1,317 \rho_b - 8,786 \theta_{-33 \text{ kPa}} + 8,049 \theta_{-1500 \text{ kPa}}$$

$$\log(\eta) = 0,073 + 6,27E^{-4} AF + 1,01E^{-3} L + 1,21E^{-3} A + 0,233 \text{GPD} - 0,425 \theta_{-1500 \text{ kPa}}$$

$$\ell = -0,166 - 0,062 L - 23,917 \theta_{-1500 \text{ kPa}}$$

$$\log(K_s) = 7,178 - 1,27E^{-2} AF - 3,52E^{-2} \text{GSD} - 2,138 \rho_b - 8,989 \theta_{-33 \text{ kPa}} + 6,699 \theta_{-1500 \text{ kPa}}$$

PTFs pontuais (Krigagem Normal): Os diagramas ternários que permitem estimar os teores de água no solo a -33 e -1500 kPa são apresentados na Figura 1. Os RMSE obtidos com as estimativas de $\theta_{-33 \text{ kPa}}$ e $\theta_{-1500 \text{ kPa}}$ foram de 0,040 e 0,033 cm³ cm⁻³, respectivamente. Os diagramas mostram claramente que os teores de água estão directamente relacionados com as texturas do solo, com as classes mais grosseiras a apresentarem teores mais baixos e as mais finas, valores mais altos. A maior vantagem destas PTFs é a obtenção de teores de água volumétricos sem que para isso seja necessário conhecer ρ_b .

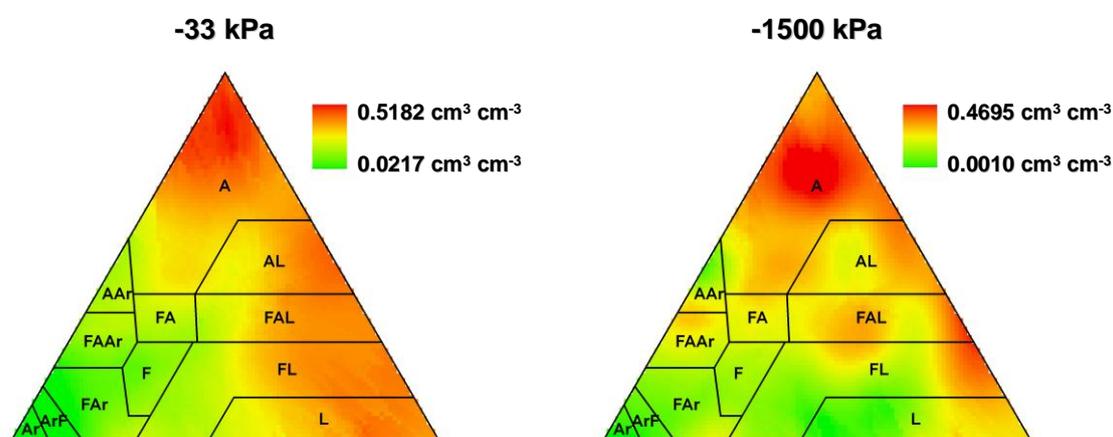


Figura 1 – Diagramas ternários para os teores de água no solo a -33 e -1500 kPa.

Conclusões

As PTFs desenvolvidas neste trabalho permitem estimar as propriedades hidráulicas do solo a partir de várias características e propriedades físicas e químicas mais básicas e fáceis de determinar. Estas funções apresentam maior ou menor complexidade em função dos dados de entrada, sendo as mais simples aquelas em que apenas é necessário o conhecimento da classe textural do solo, e as mais sofisticadas aquelas em que o conhecimento de $\theta_{-33 \text{ kPa}}$ e $\theta_{-1500 \text{ kPa}}$ é essencial.

Apesar da diversidade de soluções, o erro de estimativa resultante pode ser comparável entre as várias PTFs, apesar de, obviamente, as funções mais simples apresentarem erros maiores e as mais complexas serem ligeiramente mais precisas. No entanto, se, por exemplo, os erros de previsão das PTFs pontuais derivadas quer por regressão múltipla ($0,032\text{-}0,041 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) quer pelo método de interpolação ($0,033\text{-}0,040 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) forem comparados, verificamos que é possível obter o mesmo tipo de precisão a partir de menos informação.

As PTFs desenvolvidas podem assim ter inúmeras aplicações, que vão, por exemplo, da gestão da rega ao mapeamento das propriedades hidráulicas do solo, ou à modelação da dinâmica da água e dos solutos no solo através de modelos empíricos ou mecanísticos.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado no âmbito do projecto EUTROPHOS (PTDC/AGR-AAM/098100/2008) da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT). T. B. Ramos foi financiado pela bolsa FCT SFRH/BD/60363/2009.

Referências Bibliográficas

- Gonçalves, M.C., Pereira, L.S., Leij, F.J., 1997. Pedo-transfer functions for estimating unsaturated hydraulic properties of Portuguese soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 48: 387-400.
- Gonçalves, M.C., Almeida, V.V., Pereira, L.S., 1999. Estimation of hydraulic parameters for Portuguese soils. *In: van Genuchten, M. Th., Leij, F., Wu, L. (Eds.), Characterization and measurement of the hydraulic properties of unsaturated porous media. Part 2, University of California Riverside: CA, USA, p 1199-1210.*
- Paz, A.M., Cipriano, D., Gonçalves, M.C., Pereira, L.S., 2009. Funções de pedo-transferência para a curva de retenção da água no solo. *Rev. Ciências Agrárias*, 32: 337-343.
- Ramos, T.B., Gonçalves, M.C., Martins, J.C., Pires, F.P., Pereira, L.S., 2011. Propriedades hidráulicas dos solos para as diferentes classes texturais. *Rev. Ciências Agrárias*, 34(2): 252-264.
- Shirazi, M.A., Boersma, L., 1984. A unifying quantitative analysis of soil texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 142-147.
- van Genuchten, M.Th., 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 892-898.
- Wösten, J.H.M., Pachepsky, Y.A., Rawls, W.J., 2001. Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *J. Hydrol.*, 251: 123-150.

Quantificação dos parâmetros de transporte de solutos do solo na área de influência do perímetro de rega de Alqueva

Quantification of solute transport parameters of soils in Alqueva's irrigation district

Tiago B. Ramos¹, Maria C. Gonçalves², Sara Rodrigues², Fernando P. Pires², Abílio Guerreiro² e José C. Martins²

¹CEER-Engenharia dos Biosistemas, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal. email: tiago_ramos@netcabo.pt

²Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, UEIS Sistemas Agrários e Florestais e Sanidade Vegetal, Portugal.

Resumo

Neste estudo, determinaram-se os parâmetros de transporte de solutos (coeficiente de difusão-dispersão, D , coeficiente de retardação, R , e velocidade da água no poro, v) de 71 colunas de solo no estado natural, colhidas em 25 perfis localizados em diferentes blocos do perímetro de rega do Alqueva. As curvas de “breakthrough” (BTCs) foram obtidas através da aplicação de um traçador (0,05M de KCl), sob a forma de um pulso (50 ml), nas colunas de solo previamente saturadas e da recolha e análise dos lixiviados ao longo do tempo. A determinação dos parâmetros de transporte foi efectuada com o programa CXTFIT2.1. As BTCs obtidas apresentaram um aparecimento muito rápido do traçador no lixiviado e uma larga assimetria, o que é característico do transporte de solutos em solos bem estruturados e em condições de não-equilíbrio. O modelo de duas regiões foi usado para descrever a evolução das concentrações dos cloretos ao longo do tempo, tendo-se obtido um coeficiente de determinação (R^2) médio de 0,96 para a relação entre as concentrações observadas e estimadas com o modelo. O parâmetro D apresentou, por vezes, valores elevados. Estes valores foram relacionados com o valor da condutividade hidráulica saturada (K_s), sendo também proporcionais à velocidade da água no poro. O parâmetro R foi, geralmente, inferior a 1, o que poderá ser atribuído à exclusão aniónica dos cloretos. A fracção de água móvel foi, de um modo geral, inferior à fracção de água imóvel e o coeficiente de transferência de massa foi geralmente elevado. Os valores elevados de água imóvel e de K_s indicam que o escoamento convectivo se fez apenas por alguns poros de maiores dimensões.

Palavras-chave: curvas de “breakthrough”, cloretos, não-equilíbrio, parâmetros de transporte de solutos.

Abstract

In this study, solute transport parameters (dispersion coefficient, D , retardation coefficient, R , and the pore-water velocity, v) were determined in 71 undisturbed soil columns collected in different horizons of 25 soil profiles located in different blocks of Alqueva's irrigation district. The breakthrough curves (BTCs) were obtained by applying a tracer (0.05 M KCl) in the form of a pulse (50 ml) in previously saturated soil columns and by collecting and analysing the leachate over time. Solute transport

parameters were determined with the software CXTFIT2.1. The BTCs presented a very fast appearance of the tracer in the leachate and a large tailing, which is a characteristic of non-equilibrium transport in well-structured soils. The two regions transport model was used to describe the concentrations of chloride, yielding an average coefficient of determination (R^2) of 0.96 between observed and estimated values. The parameter D showed sometimes high values. These values were related to the saturated hydraulic conductivity (K_s), and were also proportional to v . The parameter R was generally less than 1 as a result of anion exclusion of chloride. The fraction of mobile water was generally lower than the fraction of immobile water, and the coefficient of mass transfer was generally high. The high values for immobile water and K_s indicated a convective flow through the few existing larger pores.

Key words: breakthrough curves, chloride, non-equilibrium, solute transport parameters.

Introdução

O transporte de solutos no solo ocorre geralmente em condições de não-equilíbrio, sendo afectado por vários processos químicos e físicos. As condições de não-equilíbrio químico podem ocorrer como resultado de fenómenos de adsorção cinética, enquanto as condições de não-equilíbrio físico resultam de regimes de fluxo heterogéneos. Nestes casos, é frequentemente usado o conceito da existência de duas regiões no meio poroso, isto é, uma região associada aos poros de maiores dimensões, em que a fase líquida é móvel (dinâmica) e o transporte de solutos dá-se essencialmente por convecção, e outra região associada à matriz do solo, em que a fase líquida está imóvel (estagnante) e o transporte de solutos é essencialmente difusivo (van Genuchten e Wierenga, 1976). Assim, enquanto que na equação de convecção-dispersão (CDE) clássica, válida para condições de equilíbrio, é assumido que o soluto é completamente miscível, no modelo de duas regiões, válido para condições de não-equilíbrio físico, presume-se a existência de trocas por difusão entre as regiões móvel e imóvel.

Os parâmetros de transporte de solutos (coeficiente de difusão-dispersão, D , coeficiente de retardação, R , e velocidade da água no poro, v) são fundamentais para a resolução da CDE e para a modelação da dinâmica dos solutos no solo. Estes parâmetros podem ser determinados em laboratório, por modelação inversa, através do ajustamento de soluções analíticas da CDE, à evolução temporal da concentração no ponto de saída de uma coluna de solo – curvas de “breakthrough” (BTCs) na literatura anglo-saxónica - como é exemplo o modelo de duas regiões de van Genuchten e Wierenga (1976). Estas curvas são normalmente representadas em função do número de poros-volume de água extraída para ter em conta a geometria da coluna de solo. Porém, tais determinações são extremamente morosas, dispendiosas e trabalhosas, pelo que, os parâmetros de transporte de solutos, a diferentes escalas, não se encontram geralmente disponíveis para utilização em modelos de simulação da dinâmica de água e do transporte de solutos nos solos, restringindo a sua aplicação (Vanderborght e Vereecken, 2007).

O objectivo deste trabalho foi proceder à determinação dos parâmetros de transporte de solutos em colunas de solo no estado natural, colhidas em solos das principais famílias encontradas no perímetro de rega do Alqueva.

Material e Métodos

Os parâmetros de transporte de solutos foram determinados em 71 colunas de solo, colhidas no estado natural (4350 cm³), nos diferentes horizontes/camadas de 25 perfis pertencentes aos grupos de solos de referência (WRB, 2006) mais representativos (Vertisolos háplicos, hipercálcicos e cálcicos; Luvisolos vérticos, háplicos, gleizados, vérticos cálcicos e vérticos gleizados; Calcissolos hipercálcicos e hipercálcicos vérticos) dos blocos do Pisão, Alvito-Pisão, Monte Novo, Ferreira, Alfundão, Orada-Amoreira, Brinches, Brinches-Enxoé, Serpa e Pedrógão, incluídos no perímetro de rega de Alqueva.

Em cada coluna de solo procedeu-se à determinação das curvas de “breakthrough” (BTCs) a partir de ensaios de lixiviação em que o traçador foi aplicado na forma de um pulso. As colunas de solo foram colhidas, preparadas e posteriormente saturadas com água, a partir da sua base inferior, segundo o procedimento descrito em Mallants *et al.* (1994) e Gonçalves *et al.* (2001). Após saturação, adicionou-se-lhes água destilada através de um método de carga constante, de modo a manter, acima da superfície do solo, uma lâmina de água com cerca de 2 cm, até se atingir um regime estacionário. O fornecimento de água destilada foi então interrompido e logo que se deu a infiltração da lâmina de água, aplicou-se, uniformemente, um pulso de 50 cm³ de uma solução 0,05 M de KCl. Após a infiltração da solução aplicada, adicionou-se água destilada à superfície da amostra, mantendo-se novamente uma lâmina de água constante. Com a aplicação do pulso, deu-se início à recolha sucessiva do lixiviado de cada coluna de solo, juntamente com a respectiva medição do volume e da concentração em cloretos.

Os parâmetros de transporte de solutos foram obtidos, por modelação inversa, através do ajustamento do modelo de duas regiões de van Genuchten e Wierenga (1976) aos dados laboratoriais, com o programa de estimação não linear CXTFIT2.1 (Toride *et al.*, 1995) incluído no pacote STANMOD (Šimůnek *et al.*, 1999). O modelo de duas regiões é um modelo de não-equilíbrio físico que tem em conta a assimetria observada nas BTCs. A equação CDE correspondente é deduzida a partir da sua forma clássica, sendo a forma adimensional dada pelas seguintes equações (Toride *et al.*, 1995):

$$\beta R \frac{\partial C_1}{\partial T} = \frac{1}{P} \frac{\partial^2 C_1}{\partial Z^2} - \frac{\partial C_1}{\partial Z} - \omega(C_1 - C_2) \quad (1)$$

$$(1 - \beta) R \frac{\partial C_2}{\partial T} = \omega(C_1 - C_2) \quad (2)$$

em que, os índices 1 e 2 referem-se às regiões móvel (de equilíbrio) e imóvel (não-equilíbrio) do solo, respectivamente; C é a concentração do soluto [ML⁻³]; β é o coeficiente de partição entre as regiões móvel e imóvel; R é o factor de retardação que descreve o efeito da adsorção no transporte de solutos no solo em condições de equilíbrio linear; ω é o coeficiente de transferência de massa que governa a taxa da troca do soluto entre as duas regiões; $T=vt/L$ é o número de poros-volume, sendo função da velocidade da água no poro v [LT⁻¹], do tempo t [T], e do comprimento da coluna de solo L [L]; $Z=z/L$ é um parâmetro adimensional, função da profundidade z [L] e L ; e $P=vL/D$ é o número de Peclet, que depende de v , L e do coeficiente de difusão-dispersão D [L² T⁻¹]. As condições inicial e aos limites são:

$$C_1(Z, 0) = C_2(Z, 0) = 0 \quad (3)$$

$$C_1(0, T) = \begin{cases} 1 & 0 < T < T_0 \\ 0 & T > T_0 \end{cases} \quad (4)$$

$$\frac{\partial C_1}{\partial Z}(\infty, T) = 0 \quad (5)$$

onde T_0 é a duração do pulso, dado em percentagem do poro-volume. A concentração é, portanto, imposta à entrada e é assumido um gradiente nulo à saída.

Resultados e Discussão

Na Figura 1 apresentam-se, como exemplo, algumas das BTCs obtidas experimentalmente e o resultado do ajustamento conseguido com o modelo de não-equilíbrio de duas regiões de van Genuchten e Wierenga (1976).

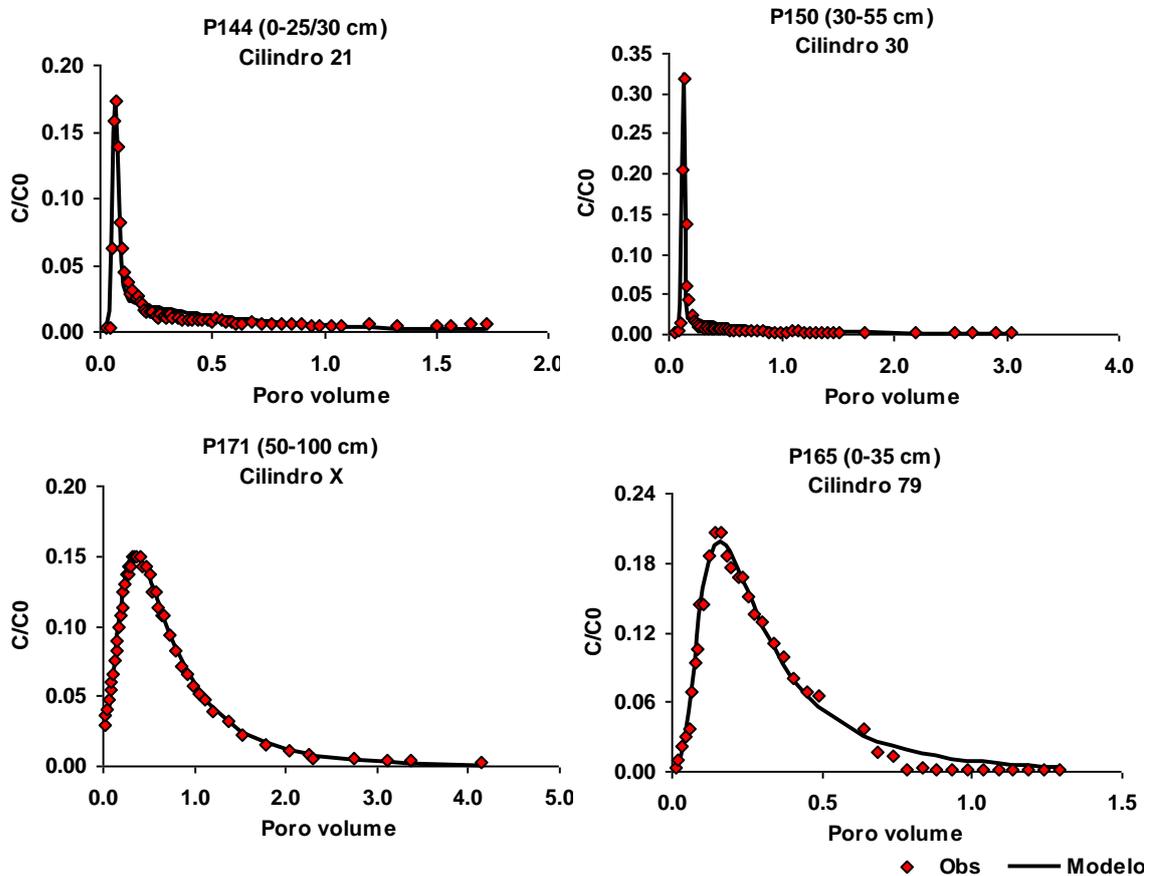


Figura 1 – Valores medidos e ajustamento com o modelo de duas regiões, para as concentrações em cloretos. A quantidade C_0 é a concentração inicial da água do solo e C a concentração no fluxo de saída.

As BTCs obtidas revelaram-se fortemente assimétricas, apresentando um maior declive na fase inicial, em resultado de um aumento brusco da concentração de cloretos nos lixiviados e um menor declive na fase final com a diminuição progressiva da concentração daquele soluto nos lixiviados. Este fenómeno é característico do transporte em condições de não-equilíbrio em solos bem estruturados, tendo já sido descrito por

Gonçalves *et al.* (2001) para os solos do Alentejo. O pico de concentração foi, portanto, atingido muito cedo, com a passagem de apenas uma pequena fracção de um poro-volume através da coluna, mas para que a coluna fosse completamente atravessada por todo o traçador aplicado foi necessário aplicar uma muito maior quantidade de água. As curvas reflectem assim uma situação na qual o soluto é transportado por duas regiões, uma mais permeável, função da macroporosidade do solo, e outra mais estagnante, em que o fluxo de água é muito pequeno ou mesmo inexistente. As condições de não-equilíbrio, ou seja, a existência de fluxos preferenciais, foram observadas em 67 das 71 colunas analisadas. Nas restantes 4 foi possível verificar condições de equilíbrio, não havendo distinção entre as fases inicial e final das BTCs.

No Quadro 1 apresentam-se os valores médios, o desvio padrão e os valores máximos e mínimos dos parâmetros de transporte de solutos determinados nas 71 colunas de solo.

Quadro 1 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão dos parâmetros de transporte de solutos determinados nas 71 colunas de solo

Parâmetro	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
K_s (cm d ⁻¹)	107,3	231,4	0,1	1461,0
v (cm d ⁻¹)	221,8	485,6	0,2	3216,6
D (cm ² d ⁻¹)	481,9	1139,5	1,0	7818,0
R	0,719	0,263	0,178	1,000
β	0,370	0,282	0,010	1,000
ω	5,6	9,4	0,0	30,0
R²	0,959	0,046	0,683	0,997

K_s, condutividade hidráulica saturada; v, velocidade de água no poro; D, coeficiente de difusão-dispersão; R coeficiente de retardação; β, coeficiente de partição; ω, coeficiente de transferência de massa.

O ajustamento do modelo de duas regiões aos dados laboratoriais foi, em regra, muito aceitável, resultando num coeficiente de determinação médio (R^2) de 0,96. Com aquele modelo são obtidos 5 parâmetros (D, R, v, β e ω). A análise aos parâmetros de transporte de solutos obtidos revela valores relativamente elevados para o parâmetro D que, segundo Mallants *et al.* (1994), é característico de material estruturado. O valor médio de D é relativamente alto (481,9 cm² d⁻¹), mas sobretudo destaca-se a sua elevada variabilidade, nomeadamente, o desvio padrão que foi de 1139,5 cm² d⁻¹. Os valores de D estão geralmente correlacionados com os valores da condutividade hidráulica saturada (K_s), apresentando estes, também, uma grande variabilidade devida à heterogeneidade dos solos (K_s médio = 107,3 cm d⁻¹; desvio padrão = 231,4 cm d⁻¹). Estas duas grandezas estão também correlacionadas com v. É de referir, no entanto, que 21 colunas de solo apresentaram valores de v muito reduzidos (<10 cm d⁻¹), o que significa que grande parte dos solos estudados apresentam sérios riscos de acumulação de solutos, o que pode levar, entre outros problemas, à salinização dos solos. Tais riscos foram anteriormente comprovados em Gonçalves *et al.* (2006).

O parâmetro R apresentou um valor médio de 0,719. Segundo van Genuchten (1980), valores de R<1 ocorrem quando o traçador é sujeito a exclusão aniónica, o que ocorre frequentemente com o movimento de cloretos em solos bem estruturados de textura fina, tais como a maior parte dos estudados neste trabalho. Gonçalves *et al.* (2001), tinham já encontrado valores de R<1 para o transporte aniónico nos solos do Alentejo.

O parâmetro β apresenta, na maioria dos casos, valores bastante inferiores a 0,5 (valor médio de 0,37), ou seja, a maior parte da água existente no solo foi considerada como água imóvel. Os valores elevados da fracção de água imóvel, em conjugação com os valores médios a elevados de K_s , levam à conclusão de que os solos estudados apresentavam apenas alguns poros de maiores dimensões (macroporos) que contribuíram significativamente para o movimento dos solutos no solo. O efeito de não-equilíbrio devido a baixos valores de β podem ser atenuados por um elevado coeficiente de transferência de massa ($\omega > 1$). No caso dos solos estudados, obteve-se um valor médio de $\omega = 5,6$.

No caso das 4 amostras em que se verificaram condições de equilíbrio, isto é, em que $\beta = 1$ e $\omega = 0$, o conceito de duas regiões no solo é aplicável.

Conclusões

As BTCs realizadas em 71 colunas de solos no estado natural, utilizando uma solução 0,05 M de KCl como traçador, aplicada sob a forma de um pulso, revelaram-se bastante assimétricas, como resultado do transporte do soluto em condições de não-equilíbrio.

As curvas foram descritas com o modelo de transporte de duas regiões, sendo a água do solo dividida em água móvel, na qual o transporte de solutos é essencialmente realizado por convecção, através da macroporosidade do solo, e água imóvel, na qual o transporte é essencialmente difusivo. Este modelo, em que se obtêm 5 parâmetros, descreveu bem as concentrações efluentes obtidas, tendo-se registado um R^2 médio de 0,96 para a relação entre as concentrações observadas e estimadas com o modelo. Apenas em 4 casos, os dados recolhidos foram melhor ajustados com o modelo de equilíbrio.

O coeficiente de difusão-dispersão (D) apresentou valores elevados, relacionados com a condutividade hidráulica saturada e proporcionais à velocidade da água no poro (v). O coeficiente de retardação (R) foi geralmente inferior a 1, em resultado da exclusão aniónica do Cl. A fracção de água móvel foi, de um modo geral, inferior à fracção de água imóvel e o coeficiente de transferência de massa foi geralmente elevado.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado no âmbito do projecto EUTROPHOS (PTDC/AGR-AAM/098100/2008) da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT). T. B. Ramos foi financiado pela bolsa FCT SFRH/BD/60363/2009.

Referências Bibliográficas

- Gonçalves, M.C., Leij, F.J., Schaap, M.G., 2001. Pedotransfer functions for solute transport parameters of Portuguese soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 52: 563-574.
- Mallants, D., Vanclooster, M., Meddahi, M., Feyen, J., 1994. Estimating solute transport in undisturbed soil columns using time-domain reflectometry. *J. Contam. Hydrol.*, 17: 91-109.
- Gonçalves, M.C., Šimůnek, J., Ramos, T.B., Martins, J.C., Neves, M.J., Pires, F.P., 2006. Multicomponent solute transport in soil lysimeters irrigated with waters of different quality. *Water Resour. Res.*, 42, W08401.

- Šimůnek, J., van Genuchten, M.Th., Šejna, M., Toride, N., Leij, F.J., 1999. The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection-dispersion equation. Versions 1.0 and 2.0, IGWMC - TPS - 71, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, p. 32.
- Toride, N., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., 1995. The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments. Version 2.0. Research Report 137, U.S. Salinity Laboratory, Riverside, CA.
- van Genuchten, M.Th., 1980. Determining Transport Parameters from Solute Displacement Experiments. Research Report 118, U.S. Salinity Laboratory, Riverside, CA.
- van Genuchten, M.T., Wierenga, P.J., 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media. I. Analytical solutions. *Soil Sci. Soci. Am. J.*, 40: 473-480.
- Vanderborght, J., Vereecken, H., 2007. Review of dispersivities for transport modeling in soils. *Vadose Zone J.*, 6: 29-52.
- WRB, 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World soil resources report. Food and Agriculture organization of the United Nations, Roma, Itália.

Desenvolvimento de funções de pedotransferência para estimar as propriedades hidráulicas dos solos agrícolas da ilha de Santiago, Cabo Verde

Developing Point Pedotransfer Functions to Improve Irrigation Management in Agricultural Soils of Santiago Island, Cape Verde

Ângela Moreno¹, Tiago B. Ramos¹, Maria C. Gonçalves^{1,2} e Luís S. Pereira¹

¹ CEER – Engenharia dos Biosistemas, Instituto de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal, email: tiago_ramos@netcabo.pt

² Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, UEIS Sistemas Agrários e Florestais e Sanidade Vegetal, Oeiras, Portugal

Resumo

O conhecimento limitado das propriedades hidráulicas dos solos de Cabo Verde restringe o uso de modelos de balanço hídrico. Neste trabalho, estudaram-se as características hidráulicas dos solos agrícolas da ilha de Santiago e desenvolveram-se funções de pedotransferência (PTFs) para melhorar a gestão da rega na região. As curvas de retenção de água foram determinadas laboratorialmente em 72 horizontes de 31 perfis de solos localizados na Ilha de Santiago. A textura dos solos estudados varia entre as classes grosseira e mediana. As PTFs foram desenvolvidas, por análise de regressão múltipla, para estimar a porosidade total (ϕ) e a retenção de água a -0,25, -1, -3, -10, -33, -100 e -1500 kPa. Devido à falta de informação sobre os solos de Cabo Verde, utilizaram-se dados de 85 horizontes do solo, especificamente seleccionados a partir de um banco de dados Português, para desenvolver as PTFs. A validação das PTFs foi feita com os dados determinados nos 72 horizontes do solo estudados na ilha de Santiago. O desempenho das PTFs de Cabo Verde foi aceitável, apresentado um desvio quadrático médio (RMSE) que variou entre 0,038 e 0,065 cm³ cm⁻³. No entanto, os valores estimados do teor de água foram sempre subestimados entre -0,014 e -0,075 cm³ cm⁻³. Quando comparado com outras PTFs disponíveis na bibliografia, as PTFs para Cabo Verde forneceram resultados mais adequados para uso na modelação e melhoria das práticas de gestão da água de rega.

Palavras-chave: capacidade de campo, coeficiente de emurchecimento, curva de retenção de água, funções de pedotransferência.

Abstract

The limited knowledge on the hydraulic properties of semi-arid Cape Verde soils makes the use of water balance models difficult. In this paper water retention characteristics of agricultural soils of Santiago Island and the development of point pedotransfer functions (PTFs) to improve irrigation management are investigated. Soil water retention curves were studied in 72 horizons of 31 soil profiles located in Santiago Island. Soil textures varied from coarse to medium classes. PTFs were, at the same time, developed by regression analysis to predict total porosity (ϕ) and water retention at -0.25, -1, -3, -10, -33, -100, and -1500 kPa. Due to the lack of available data from Cape Verde, PTFs were

developed from 85 soil horizons specifically selected from a Portuguese database. PTFs were then validated with the data determined in the 72 soil horizons studied in Santiago Island. Statistics showed a relatively good performance of Cape Verde PTFs, with RMSE varying between 0.038 and 0.065 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$. However, Cape Verde PTFs always underestimated the measured values by -0.014 to -0.075 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$. When compared with three other published PTFs, the new Cape Verde PTFs provided more acceptable results for use in modelling aimed at improving irrigation water management practices.

Key words: field capacity, pedotransfer functions, soil hydraulic properties, water retention curves, wilting point.

Introdução

Os países localizados em regiões áridas, semi-áridas, e sub-húmidas secas geralmente têm de lidar com a escassez de água. Nessas regiões, a melhoria do desempenho dos sistemas de rega é a principal prioridade a alcançar, de modo a permitir o uso sustentável do solo e da água (Pereira *et al.*, 2009a). Em Cabo Verde, o regadio desempenha um papel importante em termos de segurança alimentar e melhoria dos padrões de vida, através do aumento da produtividade das culturas e rendimentos dos meios rurais. No entanto, as práticas existentes ao nível da gestão da rega têm também exposto algumas vulnerabilidades ambientais, nomeadamente a erosão e a salinização induzida dos solos.

É, portanto, fundamental implementar práticas de gestão da rega mais adequadas e que tenham em conta as condições de escassez de água que afectam a região. A modelação do balanço da água no solo pode desempenhar aqui um importante papel, nomeadamente, através do cálculo das necessidades de água pelas culturas e apoio à gestão da rega, isto é, na definição das datas de aplicação e dos volumes de água mais adequados a aplicar. No entanto, a implementação de tais ferramentas tem sido limitada pela falta de informação sobre as propriedades hidráulicas dos solos de Cabo Verde, principalmente a capacidade de campo e o coeficiente de emurchecimento dos solos, cuja importância como dados de entrada nos modelos de balanço hídrico é essencial.

O objectivo deste estudo foi o de aumentar o conhecimento sobre as propriedades hidráulicas dos solos de Cabo Verde e, assim, reunir informação que possa ser usada nos modelos de balanço hídrico. Para tal, procedeu-se à caracterização das curvas de retenção de água em 72 horizontes de 31 perfis de solos localizados na Ilha de Santiago. Foram também desenvolvidas funções de pedotransferência (PTFs) para estimar a retenção de água nos solos da região, tendo os resultados destas novas PTFs sido comparados com as estimativas de três outras PTFs disponíveis na bibliografia (Batjes, 1996; Schaap *et al.*, 2001; Paz *et al.*, 2009).

Material e Métodos

Este estudo foi realizado nas bacias de São Domingos (30,51 km^2) e Ribeira Seca (71,27 km^2), localizadas na Ilha de Santiago, Cabo Verde. Foram colhidas amostras não perturbadas (100 cm^3) em 72 horizontes de 31 perfis de solo para determinação das curvas de retenção de água e massa volúmica aparente do solo (ρ_b). As curvas de retenção de água foram determinadas em caixas de sucção para pressões efectivas de -0,25, -1, -3 e -10 kPa, e painéis de pressão para pressões efectivas de -33, -100 e -1500

kPa. A massa volúmica aparente foi obtida por secagem de amostras de solo não perturbadas (100 cm^3) a $105 \text{ }^\circ\text{C}$, durante 48 h. A porosidade total (ϕ) foi determinada a partir do teor de água gravimétrico das amostras de solo à saturação e da densidade aparente. A textura do solo foi determinada para os limites de 2, 20, 200 e $2000 \text{ }\mu\text{m}$, através do método de pipeta para partículas com diâmetros $<2 \text{ }\mu\text{m}$ (argila, A) e entre 2 e $20 \text{ }\mu\text{m}$ (limo, S), e por crivagem para as partículas com diâmetros entre 200 e $2000 \text{ }\mu\text{m}$ (areia grossa, AG) e entre 20 e $200 \text{ }\mu\text{m}$ (areia fina, AF). O teor de carbono orgânico (CO) foi determinado pelo método Walkley-Black (Nelson e Sommers, 1982).

As PTFs foram desenvolvidas para estimar ϕ e a retenção de água no solo às pressões -0,25, -1, -3, 10, -33, -100 e -1500 kPa, através de uma análise de regressão múltipla, em que os argumentos dados foram a textura do solo (AG, AF, L e A), o diâmetro geométrico das partículas (GPD) e o desvio padrão geométrico (GSD), segundo Shirazi e Boersma (1984), ρ_b , CO e a profundidade média da camada de solo (Z). A falta de informação sobre as propriedades hidráulicas dos solos de Cabo Verde obrigou à selecção de 85 horizontes da base de dados PROPSOLO (Ramos *et al.*, 2011) para desenvolver as PTFs. Os 85 horizontes seleccionados na PROPSOLO apresentavam características texturais e curvas de retenção de água semelhantes o mais possível, aos solos estudados em Cabo Verde. A validação destas PTFs foi realizada a partir dos 72 horizontes estudados na Ilha de Santiago, através dos seguintes indicadores: coeficiente de determinação (R^2), erro médio (ME) e desvio médio quadrático (RMSE). O Quadro 1 apresenta as principais características físicas e químicas dos dois conjuntos de dados usados no desenvolvimento das PTFs.

Quadro 1 – Características físicas e químicas dos solos usados para desenvolver as PTFs.

Parâmetros	Conjunto Treino (PROPSOLO)				Conjunto Teste (Cabo Verde)			
	\bar{x}	σ	min.	máx.	\bar{x}	σ	min.	máx.
AG (%)	27,1	18,3	0,1	91,2	30,2	12,1	5,5	65,9
AF (%)	38,8	15,5	3,9	69,1	31,5	10,4	12,0	63,9
L (%)	20,4	13,6	3,4	68,1	19,1	5,7	6,1	36,1
A (%)	13,8	8,9	1,5	47,4	19,1	11,0	4,4	62,0
GPD	0,101	0,105	0,006	0,774	0,077	0,062	0,004	0,337
GSD	8,42	3,04	3,46	17,02	11,30	2,62	5,47	18,10
ρ_b (g cm^{-3})	1,41	0,17	1,00	1,73	1,25	0,15	0,97	1,75
CO (%)	0,78	0,53	0,03	2,83	1,28	0,90	0,19	5,53
Z (cm)	34,2	26,1	5,0	110,0	48,9	53,0	7,5	110,0
ϕ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,477	0,063	0,350	0,631	0,545	0,056	0,379	0,640
$\theta_{-0,25 \text{ kPa}}$ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,458	0,063	0,313	0,594	0,531	0,054	0,360	0,622
$\theta_{-1 \text{ kPa}}$ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,421	0,064	0,253	0,538	0,499	0,064	0,251	0,601
$\theta_{-3 \text{ kPa}}$ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,379	0,071	0,114	0,525	0,445	0,066	0,211	0,586
$\theta_{-10 \text{ kPa}}$ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,331	0,083	0,075	0,505	0,378	0,064	0,185	0,525
$\theta_{-33 \text{ kPa}}$ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,264	0,091	0,064	0,465	0,323	0,059	0,165	0,489
$\theta_{-100 \text{ kPa}}$ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,214	0,084	0,044	0,432	0,288	0,055	0,151	0,450
$\theta_{-1500 \text{ kPa}}$ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,127	0,067	0,012	0,360	0,213	0,049	0,109	0,378

\bar{x} , média; σ , desvio padrão; AG, areia grossa; AF, areia fina; L, limo; A, argila; GPD, diâmetro geométrico das partículas; GSD, desvio padrão geométrico; ρ_b , densidade aparente; CO, carbono orgânico; Z, profundidade média da camada; ϕ , porosidade total; $\theta_{-i \text{ kPa}}$, teor de água retido no solo ao potencial mátrico i kPa.

As PTFs desenvolvidas para Cabo Verde foram também validadas por comparação dos erros de estimativa obtidos por aquelas PTFs e as desenvolvidas por Paz *et al.* (2009), Batjes (1996) e Schaap *et al.* (2001). As PTFs de Paz *et al.* (2009) permitem estimar valores específicos da curva de retenção de água dos solos portugueses (PTFs Portugal),

tendo a base de dados PROPSOLO sido também utilizada no seu desenvolvimento. A comparação dos erros de previsão das duas PTFs permitiu assim verificar se as PTFs aqui desenvolvidas contribuíram para a melhoria das previsões dos valores de humidade dos solos de Cabo Verde. Batjes (1996) desenvolveu PTFs para valores específicos da curva de retenção de água das unidades de solo representadas no mapa de solos da FAO (PTFs ISRIC). A base de dados utilizada incluiu 1799 perfis de solo de África, pelo que as estimativas destas PTFs, tendo em conta a quantidade de informação disponíveis sobre os solos da África, poderiam ser melhores do que as PTFs aqui desenvolvidas. Finalmente, as PTFs de Schaap et al. (2001) são provavelmente as mais utilizadas em todo o mundo para obter as propriedades hidráulicas de solos (ROSETTA).

Resultados e Discussão

No Quadro 2 apresentam-se os valores médios e respectivo desvio padrão de ϕ e dos teores de água no solo a -0,25, -1, -3, -10, -33, -100 e -1500 kPa, determinados nos 72 horizontes estudados na Ilha de Santiago. Os resultados foram agrupados por classes texturais, sendo as texturas francas ($n = 31$) e areno-francas ($n = 25$) as mais dominantes. Os teores de água retidos nas pressões mais elevadas foram relativamente elevados quando comparados com os observados para os solos de Portugal. Por exemplo, os valores médios do teor de água no solo retido a -1500 kPa para as texturas areno-franca, franco-arenosa e franca dos solos de Cabo Verde foram de 0,175, 0,191 e 0,217 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$, respectivamente. Em Portugal, os valores correspondentes são muito menores, 0,0576, 0,1179 e 0,1418 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ (Ramos *et al.*, 2011). As diferenças encontradas foram explicadas pelo arranjo espacial dos constituintes sólidos dos solos estudados.

Quadro 2 – Valores médios do teor de água no solo a diferentes potenciais mátricos (kPa) e dos parâmetros de van Genuchten para cada classe textural. Os respectivos desvios padrão são apresentados entre parêntesis.

Classes de textura	N	Teores de água volumétrica ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)						
		$\theta_{-0,25 \text{ kPa}}$	$\theta_{-1 \text{ kPa}}$	$\theta_{-3 \text{ kPa}}$	$\theta_{-10 \text{ kPa}}$	$\theta_{-33 \text{ kPa}}$	$\theta_{-100 \text{ kPa}}$	$\theta_{-1500 \text{ kPa}}$
Areno	3	0,518	0,450	0,414	0,307	0,250	0,224	0,175
Franca		(0,060)	(0,122)	(0,145)	(0,074)	(0,048)	(0,046)	(0,034)
Franco	25	0,516	0,479	0,429	0,358	0,296	0,261	0,191
Arenosa		(0,068)	(0,075)	(0,075)	(0,065)	(0,054)	(0,050)	(0,046)
Franco	2	0,569	0,553	0,513	0,446	0,399	0,370	0,309
Argilo Arenosa		(0,058)	(0,053)	(0,074)	(0,111)	(0,128)	(0,114)	(0,098)
Argilosa	3	0,545	0,518	0,478	0,452	0,405	0,360	0,251
		(0,031)	(0,031)	(0,019)	(0,030)	(0,049)	(0,057)	(0,018)
Franco	5	0,540	0,521	0,466	0,418	0,361	0,320	0,239
Argilosa		(0,063)	(0,065)	(0,063)	(0,064)	(0,054)	(0,048)	(0,045)
Franca	31	0,536	0,508	0,447	0,381	0,329	0,295	0,217
		(0,044)	(0,048)	(0,052)	(0,053)	(0,045)	(0,042)	(0,043)
Franco limosa	2	0,544	0,515	0,459	0,417	0,372	0,330	0,252
		(0,006)	(0,012)	(0,024)	(0,029)	(0,011)	(0,014)	(0,011)
Argilo limosa	1	0,557	0,544	0,485	0,391	0,342	0,301	0,198
		(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)

O Quadro 3 apresenta as PTFs desenvolvidas para estimar ϕ e os teores de água no solo a -0,25, -1, -3, -10, -33, -100 e -1500 kPa nos solos de Cabo Verde. As melhores previsões foram obtidas para ϕ e para o teor de água no solo a -10 kPa. No entanto, todas as estimativas subestimaram os teores de água no solo nos diferentes potenciais mátricos, tendo o ME variado entre -0,014 ($\theta_{-10 \text{ kPa}}$) e -0,075 ($\theta_{-1 \text{ kPa}}$) $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$. Uma vez que os ME obtidos para a capacidade de campo ($\theta_{-33 \text{ kPa}}$; ME=-0,024 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) e para o coeficiente de emurchecimento (ME=-0,037 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) foram semelhantes, a estimativa da capacidade de água utilizável no solo obtida a partir daquelas PTFs, ou o seu uso na modelação dos balanços hídricos, poderá ser relativamente segura. O RMSE das PTFs variou entre 0,038 ($\theta_{-0,25 \text{ kPa}}$) e 0,065 ($\theta_{-1500 \text{ kPa}}$) $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$.

Quadro 3 – Funções de pedotransferência para os solos de Cabo Verde.

PTFs Cabo Verde	
$\phi = 0,920 - 0,00067 \text{ AF} - 0,128 \text{ GPD} - 0,281 \rho_b - 0,00022 \text{ Z}$	($R^2 = 83,2\%$)
$\theta_{-0,25 \text{ kPa}} = 0,901 - 0,00081 \text{ AF} - 0,165 \text{ GPD} - 0,276 \rho_b - 0,00020 \text{ Z}$	($R^2 = 87,0\%$)
$\theta_{-1 \text{ kPa}} = 0,748 + 0,001 \text{ L} - 0,180 \text{ GPD} - 0,233 \rho_b$	($R^2 = 76,8\%$)
$\theta_{-3 \text{ kPa}} = 0,702 - 0,0016 \text{ AG} - 0,00077 \text{ AF} - 0,201 \text{ GPD} - 0,163 \rho_b$	($R^2 = 69,1\%$)
$\theta_{-10 \text{ kPa}} = 0,697 - 0,0025 \text{ AG} - 0,00151 \text{ AF} - 0,192 \text{ GPD} - 0,156 \rho_b$	($R^2 = 75,8\%$)
$\theta_{-33 \text{ kPa}} = 0,140 + 0,0013 \text{ AF} + 0,0047 \text{ L} + 0,0032 \text{ A} + 0,066 \text{ GSD} - 0,086 \rho_b$	($R^2 = 79,6\%$)
$\theta_{-100 \text{ kPa}} = 0,108 + 0,00077 \text{ AF} + 0,0041 \text{ L} + 0,003 \text{ A} + 0,0065 \text{ GSD} - 0,074 \rho_b$	($R^2 = 82,0\%$)
$\theta_{-1500 \text{ kPa}} = -560,9 + 5,61 \text{ AG} + 5,61 \text{ AF} + 5,61 \text{ L} + 5,61 \text{ A} - 0,0095 \text{ GSD} - 0,071 \rho_b$	($R^2 = 80,9\%$)

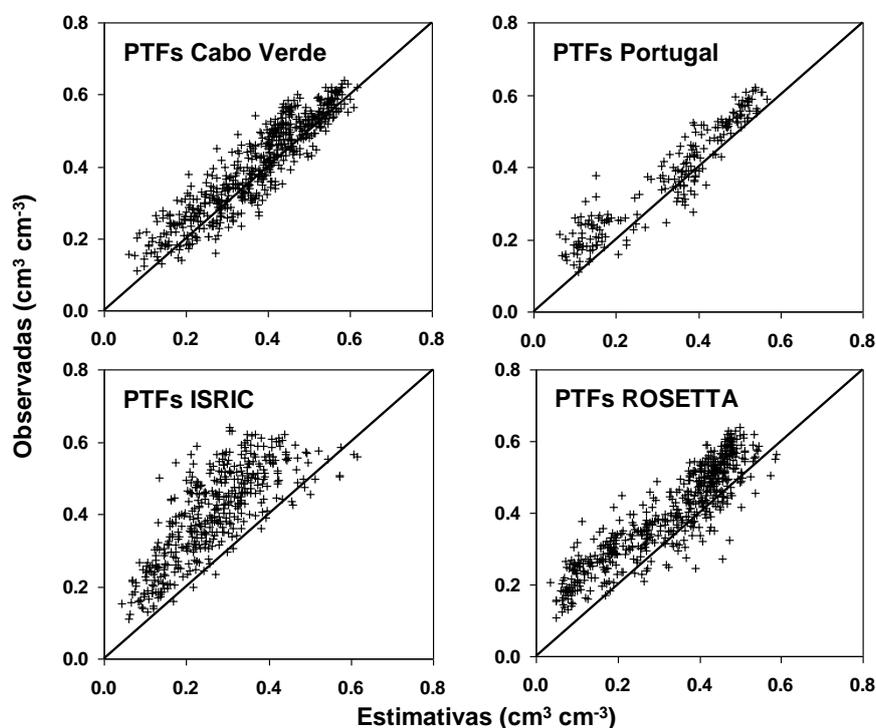


Figura 1 – Teores de água medidos nos solos de Cabo Verde a diferentes potenciais mátricos versus previsões obtidas com as PTFs de Cabo Verde, as PTFs de Portugal (Paz *et al.*, 2009), as PTFs ISRIC (Batjes, 1996), e PTFs ROSETTA (Schaap *et al.*, 2001).

As PTFs desenvolvidas para Cabo Verde resultaram em melhores previsões que as PTFs publicadas por Paz *et al.* (2009), Batjes (1996) e Schaap *et al.* (2001). Estes conjuntos de PTFs também subestimaram os teores de água dos solos de Cabo Verde nos diferentes potenciais mátricos (Figura 1), mas com desvios mais significativos. As PTFs de Batjes (1996) deram origem às piores estimativas, com o ME a variar entre -0,086 e -0,185 cm³ cm⁻³ e o RMSE entre 0,099 e 0,206 cm³ cm⁻³. As PTFs desenvolvidas por Schaap *et al.* (2001) resultaram nas piores previsões de $\theta_{-1500 \text{ kPa}}$ (RMSE = 0,129 cm³ cm⁻³). No entanto, o principal problema nas previsões das PTFs de Paz *et al.* (2009) e Schaap *et al.* (2001) foi a sua incapacidade de prever os teores de água dos solos de Cabo Verde nas pressões mais altas.

Conclusões

Os solos estudados na Ilha de Santiago apresentaram valores de retenção de água no solo relativamente mais elevados nos diferentes potenciais mátricos, mas em especial, nas pressões mais elevadas. As PTFs desenvolvidas para Cabo Verde são apenas válidas para solos com textura grosseira e mediana. O seu desempenho foi relativamente bom, com o RMSE variando entre 0,038 e 0,065 cm³ cm⁻³. No entanto, as PTFs devem ser usadas com cuidado, uma vez que, os teores de água no solo a diferentes potenciais mátricos foram sempre subestimados entre -0,014 e -0,075 cm³ cm⁻³. As PTFs aqui desenvolvidas constituem uma importante base de apoio ao uso de modelos de simulação que visam a melhoria das práticas de gestão da rega em Cabo Verde, uma vez que forneceram melhores estimativas do que três outras PTFs publicadas.

Agradecimentos

Este estudo foi financiado pelos contratos SFRH/BD/60972/2009 e SFRH/BD/60363/2009 da Fundação para a Ciência e Tecnologia.

Referências Bibliográficas

- Batjes, N.H., 1996. Development of a world data set of soil water retention properties using pedotransfer rules. *Geoderma*, 71: 31-52.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *In*: Page, A.L. (ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Agronomy monographs N° 9. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, p. 539-579.
- Paz, A.M., Cipriano, D., Gonçalves, M.C., Pereira, L.S., 2009. Funções de pedotransferência para a curva de retenção da água no solo. *Rev. Ciências Agrárias*, 32: 337-343.
- Pereira, L.S., Cordery, I., Iacovides, I., 2009. *Coping with Water Scarcity. Addressing the Challenges*. Springer, Dordrecht, pp 396.
- Ramos, T.B., Gonçalves, M.C., Martins, J.C., Pires, F.P., Pereira, L.S., 2011. Propriedades hidráulicas dos solos para as diferentes classes texturais. *Rev. Ciências Agrárias*, 34(2): 252-264.
- Schaap, M.G., Leij, F.L., van Genuchten, M.Th., 2001. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.*, 251: 163-176.

Shirazi, M.A., Boersma, L., 1984. A unifying quantitative analysis of soil texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 142–147.

Tema 2

Agricultura de conservação e a qualidade física, química e biológica do solo

Avaliação do risco de degradação da qualidade da água em bacias hidrográficas agrícolas em situação de cheia

Risk assessment of water quality deterioration during flood events in an agricultural catchment

Maria C. Gonçalves¹, Tiago B. Ramos², Maria A. Branco¹, David Brito³, José Tavares¹, Sara Rodrigues¹, Ângela Prazeres¹, José C. Martins¹, Manuel L. Fernandes¹ e Fernando P. Pires¹

¹*Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, UEIS Sistemas Agrários e Florestais e Sanidade Vegetal, Portugal, email: maria.goncalves@iniav.pt.*

²*CEER—Centro de Engenharia dos Biosistemas, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal.*

³*Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal.*

Resumo

As cheias são fenómenos naturais responsáveis pelo transporte de sedimentos e de nutrientes para as linhas de água, originando picos de poluição que podem conduzir à eutrofização dos rios e reservatórios e à contaminação da água potável. Este trabalho teve como objectivos: (i) estudar a evolução da qualidade da água durante as cheias ocorridas no rio Enxóe (Alentejo) ao longo do ano hidrológico 2010-2011; (ii) determinar a carga de sedimentos e de nutrientes transportados para o reservatório da bacia hidrográfica; e (iii) determinar a origem dos sedimentos e nutrientes transportados. O rio Enxóe, com uma bacia hidrográfica de 60,8 km², foi monitorizado para a concentração de sedimentos suspensos (SSC), fósforo total (TP), fósforo particulado (PP), fósforo solúvel reactivo (SRP) e nitratos (NO₃⁻). As concentrações de SSC, TP, PP, SRP e NO₃⁻ variaram entre 1,6-1447,9, 0,05-5,15, 0-4,77, 0-0,66 e 0-27,84 mg L⁻¹, respectivamente. As perdas de sedimentos e de fósforo ao longo da bacia foram função da capacidade de transporte das linhas de água e da disponibilidade das partículas, enquanto que as perdas de nitratos foram relacionadas com as propriedades hidráulicas do solo e as práticas agrícolas. A erosão do solo totalizou 2517,8 t (414 kg/ha), ocorrendo sobretudo durante as cheias (55,3%). As perdas de fósforo atingiram os 5285 kg (0,87 kg/ha), ocorrendo também durante os períodos de cheias (76,2 %). Com base nos padrões de histerese, 46,4 e 52,1% dos sedimentos e do fósforo transportados, respectivamente, tiveram origem em depósitos sedimentados ao longo do leito do rio e da erosão das margens do rio, enquanto que as restantes perdas foram provenientes de zonas distantes, nomeadamente, campos agrícolas. As perdas de nitratos totalizaram 204,8 t (33,7 kg/ha; 15,2% durante as cheias), chegando ao rio por escoamento subsuperficial (84,8%), principalmente durante o Outono e Primavera. A implementação de práticas de conservação, tais como a adopção de técnicas de mobilização mínima e a preservação da vegetação ripária poderão reduzir substancialmente as perdas de sedimentos e de nutrientes para o reservatório.

Palavras-chave: eventos de cheia, histerese, nitratos, fósforo, sedimentos suspensos.

Abstract

Floods are natural events responsible for driving sediments and nutrients to water bodies, resulting in pollution peaks that can lead to eutrophication and to the contamination of drinking waters. The objective of this study was: (i) to monitor water quality during flood events occurred in the Enxoé river (Alentejo) during one hydrological year (2010-2011); (ii) to quantify the sediments and nutrients loads to the reservoir, and (iii) to determine sediment and nutrient sources. The temporary river of Enxoé, with a catchment area of 60.8 km², was monitored for suspended sediment concentration (SSC), total phosphorous (TP), particulate phosphorous (PP), soluble reactive phosphorous (SRP), and nitrate (NO₃⁻). SSC, TP, PP, SRP, and NO₃⁻ concentrations varied between 1.6–1447.9, 0.05–5.15, 0–4.77, 0–0.66, and 0–27.84 mg L⁻¹, respectively. Sediment and phosphorous transport was influenced by the stream transport capacity and particle availability, whereas nitrate loads were influenced by soil hydraulic characteristics and land management. Annual sediment yield summed 2517.8 t (414 kg ha⁻¹) with 55.3% being transported during flood events. Likewise, phosphorous transport amounted 5285 kg (0.87 kg ha⁻¹), wherein 76.2% occurred during floods. Based on their hysteresis patterns, 46.4 and 52.1% of sediment and phosphorous transport, respectively, was originated from river deposited sediments and nearby source areas, while the remaining losses had origin in distant agricultural areas. Annual nitrate loads were relatively low (204.8 t; 33.7 kg ha⁻¹; 15.2% during flood events), reaching the river through subsurface flow (84.8%), mostly during autumn and spring. The implementation of conservation practices, such as adopting no-tillage techniques and preserving riparian vegetation in the river bed should reduce substantially sediment and nutrient loads to the reservoir.

Key words: flood events, hysteresis patterns, nitrate, phosphorous, suspended sediments

Introdução

As cheias são fenómenos naturais, responsáveis pelo transporte de sedimentos e de nutrientes para as linhas de água, podendo originar picos de poluição que podem conduzir à eutrofização dos rios e reservatórios e à contaminação da água potável e dos ecossistemas. Nas regiões mediterrâneas, devido às características do clima, dos solos e das práticas agrícolas associadas, o fenómeno das cheias contribui significativamente para a remoção de sedimentos, fósforo e azoto do solo (Torrent *et al.*, 2007). Este problema é ainda mais agravado no caso dos rios temporários, onde as primeiras cheias após o período seco do Verão, são responsáveis pela transferência de quantidades significativas de sedimentos e nutrientes para os rios e reservatórios.

Dos nutrientes transportados para os meios aquáticos destacam-se aqui o fósforo e o azoto. O fósforo, que é considerado o factor limitante para a produção primária, é normalmente transferido por escorrimento superficial, com a erosão do solo, ou seja, por ligação às partículas de solo, através de interacções da sua forma inorgânica com o ferro e alumínio (Olli *et al.*, 2009). O azoto, que desempenha também um papel importante na produção autotrófica, nomeadamente na forma de nitratos, é mais frequentemente transportado nas águas de drenagem (Oeurng *et al.*, 2010).

A monitorização da concentração daqueles nutrientes nas linhas de água e reservatórios é importante para a determinação do seu estado trófico, mas devido ao carácter

esporádico das cheias, os picos de poluição podem facilmente escapar aos sistemas de monitorização clássicos baseados em amostragens sazonais. É, portanto, essencial estabelecer programas de monitorização contínua para melhor compreender o regime hidrológico dos rios e a dinâmica dos sedimentos e dos nutrientes nas bacias hidrográficas, nomeadamente, das bacias com rios temporários. Contudo, a monitorização contínua dos elementos, só por si, não fornece informação sobre a origem dos sedimentos e nutrientes que são arrastados para as linhas de água. Nesse sentido, os padrões de histerese ao nível da relação concentração-caudal são frequentemente analisados para obter aquela informação (Butturini *et al.*, 2006).

Os objectivos deste estudo são: (i) identificar a variabilidade temporal dos sólidos suspensos totais, fósforo solúvel e particulado e nitratos, no rio temporário do Enxoé, durante um ano hidrológico (Setembro de 2010 a Agosto de 2011); (ii) determinar a carga de sedimentos e de nutrientes transportados para o reservatório da bacia durante o período de monitorização; e (iii) identificar a origem dos sedimentos e nutrientes e os processos associados, com base na interpretação dos padrões de histerese dados pela relação concentração-caudal.

Material e Métodos

Descrição da bacia hidrográfica

Este estudo foi realizado na bacia hidrográfica (60,8 km²) localizada a montante do reservatório do rio Enxoé (Serpa, Alentejo), um dos afluentes do rio Guadiana. Os principais tipos de solo são os Luvissolos (47% da área), Cambissolos (31%), Calcissolos (14%) e Vertissolos (6%) (FAO, 2006). O uso do solo compreende o olival (18,3%), montado de azinho (17,6%) e as culturas arvenses anuais de sequeiro (17%). O clima da região é sub-húmido seco a semi-árido. A precipitação média anual é de 500 mm, distribuída irregularmente ao longo do ano e com intensidade muito variável. Entre o Outono e a Primavera o rio apresenta frequentemente picos de caudal após chuvadas intensas e encontra-se seco no Verão. A temperatura média anual é de 16°C, e a evapotranspiração de referência varia entre 1200 e 1300 mm.

Monitorização da qualidade da água no rio Enxoé

A qualidade da água do rio Enxoé foi monitorizada junto à aldeia de Vale de Vargo entre Setembro de 2010 e Agosto de 2011. Uma sonda de medição automática (YSI 6920 Incorporated, Ohio, EUA) foi usada para monitorizar automaticamente o nível da água no rio e a turbidez (nefelometria). O caudal (Q) do rio foi calculado com a equação de Gauckler-Manning, a partir do nível da água medido pela sonda e da geometria do leito do rio.

A sonda controlava um colhedor automático de amostras de água (EcoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH, Bonn, Alemanha), com 8 frascos de 2 L cada, programado para colher amostras sempre que se verificava uma variação do nível da água no rio de 10 cm. Foram ainda colhidas amostras fora dos períodos de cheia. Nas amostras de água monitorizaram-se a concentração de sedimentos suspensos (SSC), o fósforo total (TP), o fósforo particulado adsorvido às partículas >0,45 µm do material suspenso (PP), o fósforo solúvel reactivo (SRP) e os nitratos (NO₃⁻). As amostras de água foram filtradas, com filtros de fibra de vidro pré-tarados (GFF 0,75 µm), para determinar os SSC. Os sedimentos retidos foram secos na estufa a 50° C durante 24 h. Alíquotas de cada

amostra foram filtradas com um filtro de acetato de celulose (0,45 µm), e analisadas para as concentrações de fósforo total dissolvido (TDP), SRP e NO₃⁻. O TP foi determinado nas amostras de água bruta (não filtradas). O TP e o TDP foram quantificados, depois da digestão com ácidos sulfúrico e nítrico, colorimetricamente, por reacção com o molibdato de amónio. O SRP foi também quantificado colorimetricamente, a partir da mesma reacção (Murphy e Riley, 1962). O PP foi determinado por diferença entre as concentrações de TP e de TDP. A concentração de NO₃⁻ foi medida directamente na solução filtrada com um equipamento de fluxo segmentado (Hendriksen e Selmer-Olsen, 1970).

Cargas de sedimentos e de nutrientes

As cargas para o reservatório foram calculadas a partir do integral no tempo, do produto das concentrações pelo caudal. As cargas dos elementos particulados foram obtidas a partir dos valores de turbidez medidos automaticamente, uma vez que a correlação desta propriedade com aqueles elementos é elevada (R² entre 0,792 e 0,897).

Histerese na relação concentração-caudal

A análise das concentrações de SSC, TP, PP, SRP e NO₃⁻ em função do caudal, foi efectuada, para cada evento de cheia, através do modelo empírico de Butturini *et al.* (2006). Este modelo descreve o comportamento da histerese a partir de 2 parâmetros: as alterações na concentração dos solutos (ΔC) e a área e o padrão rotacional de cada curva da histerese (ΔR). O parâmetro ΔC (%) descreve as alterações relativas na concentração dos solutos pela equação:

$$\Delta C = (C_s - C_b) / C_{max} * 100 \quad (1)$$

em que C_b e C_s são as concentrações do soluto antes da cheia ter início e no pico do caudal, respectivamente, e C_{max} é a concentração máxima observada durante essa cheia. ΔC varia entre -100 e 100%, sendo os valores positivos indicativos de um aumento da concentração e valores negativos de uma diluição. O parâmetro ΔR (%) integra a informação relativa à grandeza (área) e direcção (padrão rotacional) do fenómeno de histerese na relação concentração-caudal (C-Q):

$$\Delta R = R A_h 100 \quad (2)$$

em que A_h é a área da histerese no histograma da relação C-Q e R resume o padrão rotacional da histerese. O valor de A_h é estimado após normalização do caudal e das concentrações. Se o valor de A_h for próximo de zero, a área da curva de histerese é menor, mais linear e a concentração no ramo ascendente é similar à do ramo descendente. Se o valor de A_h for próximo de 1, a área da curva de histerese é maior, e a concentração do ramo ascendente é diferente da do ramo descendente. Por outro lado, se o padrão rotacional da histerese for no sentido dos ponteiros do relógio então R=1, se for no sentido anti-horário, R=-1, e para situações complexas (padrão rotacional em forma de 8) ou sem histerese, R=0. O parâmetro ΔR varia também entre -100 e 100%.

A variabilidade dos 2 parâmetros incluídos no modelo empírico de Butturini *et al.* (2006) pode ser descrita num plano unitário ΔC vs. ΔR, onde 4 regiões são identificadas de acordo com o aumento de concentração/diluição do elemento e o padrão rotacional (horário e anti-horário) da histerese. Esta informação permite clarificar a fonte (origem) dos solutos e do material particulado e identificar diferentes tipos de cheias.

Resultados e Discussão

Durante o período monitorizado (Setembro de 2010 a Agosto de 2011) foram registados nove eventos de cheia. Estes eventos ocorreram durante o Outono (3), Inverno (5), e Primavera (1). No entanto, só em 5 destes eventos foi possível obter informação, suficientemente detalhada, para a análise do fenómeno de histerese (Figura 1). Todas as cheias apresentaram grandes variações de caudal, distinguindo-se múltiplos picos, com excepção da primeira cheia de Outono e da cheia na Primavera. Durante o Verão e até à primeira cheia, o rio não apresentou caudal.

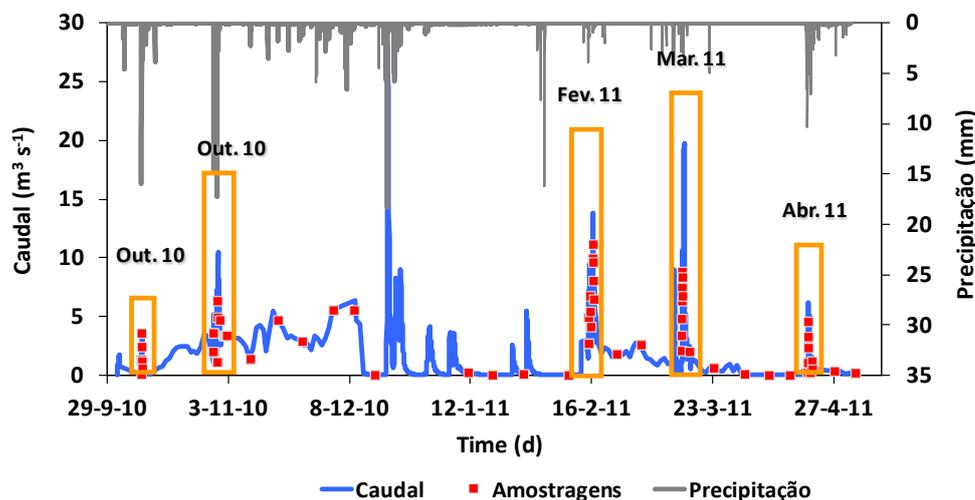


Figura 1 – Precipitação (mm) e caudal ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) no rio Enxóe durante o período monitorizado. Podem observar-se as 5 cheias acompanhadas e as amostragens efectuadas.

As concentrações de SSC, TP, PP, SRP e NO_3^- variaram entre 1,6–1447,9, 0,05–5,15, 0–4,77, 0–2,02 e 0–27,84 mg L^{-1} , respectivamente. Os valores máximos de todos os elementos foram sempre observados durante as cheias, nomeadamente no Outono e Primavera, estando relacionados com a erosão provocada por chuvadas intensas e com as operações culturais associadas à instalação das culturas arvenses anuais de sequeiro.

O padrão da histerese variou ao longo do ano (Figura 2). A SSC, TP e PP (elementos particulados) apresentaram geralmente uma trajetória horária durante as cheias ocorridas entre o Outono e o meio do Inverno e uma trajetória anti-horária durante o fim do Inverno e Primavera. O SRP apresentou trajetórias mistas dependendo da cheia. A grande variabilidade na resposta SRP-Q indica que, a partir do número de amostragens realizadas, não foi possível detectar um padrão para o rio Enxóe. O NO_3^- apresentou geralmente um padrão de histerese anti-horário, no qual o pico da concentração aparece apenas depois do pico da cheia. No entanto, na cheia de Fevereiro, a relação NO_3^- -Q registou um padrão horário, certamente devido a práticas de fertilização locais, nomeadamente adubações de cobertura dos cereais de inverno.

O comportamento dos elementos particulados foi, assim, diferente dos elementos solúveis. Enquanto os primeiros foram arrastados essencialmente de locais próximos, tais como, depósitos sedimentados nos leitos do rio ou da degradação das suas margens, os elementos solúveis chegaram predominantemente ao rio por difusão de locais mais afastados, nomeadamente de terrenos agrícolas situados a montante. O transporte de sedimentos e de fósforo ao longo da bacia foi assim relacionado com a capacidade de transporte das linhas de água e com a disponibilidade das partículas, enquanto o

transporte de nitratos foi relacionado com as propriedades hidráulicas do solo e as práticas agrícolas.

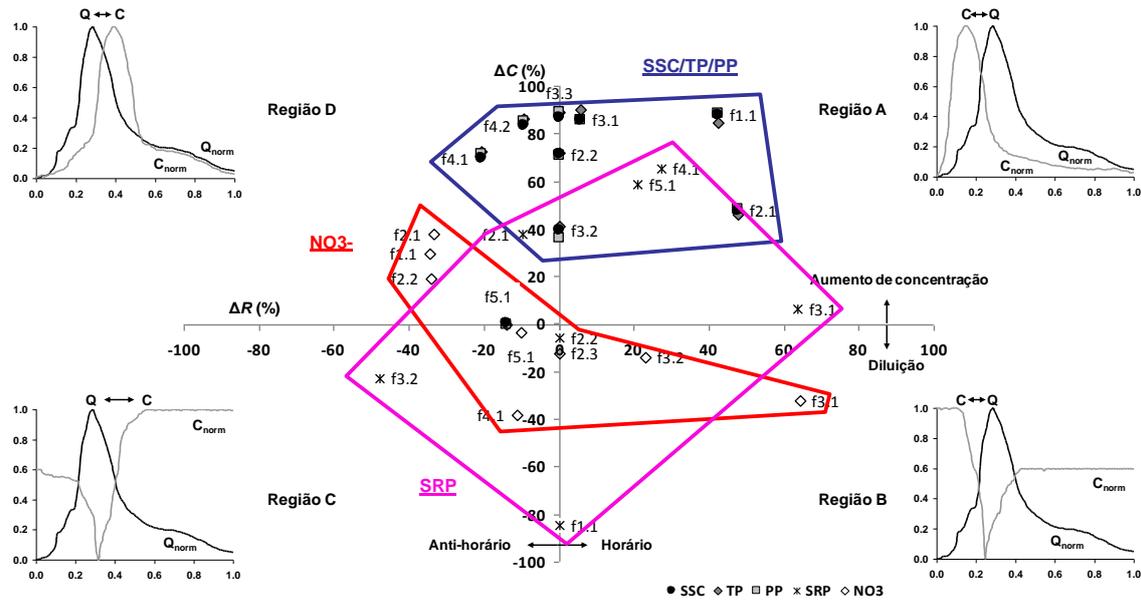


Figura 2 – Plano unitário ΔC vs. ΔR para a histerese verificada na relação concentração-caudal da concentração de sedimentos suspensos (SSC), fósforo total (TP), fósforo particulado (PP), fósforo solúvel reactivo (SRP) e nitratos (NO_3^-) de cada um dos cinco eventos de cheia monitorizados. Os símbolos $f_{i,j}$ correspondem à cheia i^{th} monitorizada (1-5) e o j^{th} ao pico de descarga (1-3). Relações Concentração-Caudal típicas estão representadas para cada região do plano unitário ΔC vs. ΔR .

A erosão do solo atingiu 2517,8 t (414 kg/ha), em que 55,3% corresponderam a sedimentos transportados durante as cheias. As perdas de fósforo atingiram 5285 kg (0,87 kg/ha), com 76,2% ocorrendo durante os mesmos períodos de cheia. Baseado no comportamento da histerese, 46,4 e 52,1% dos sedimentos e do fósforo transportados para a albufeira, respectivamente, tiveram origem nos depósitos no leito e nas margens do rio, enquanto as restantes perdas foram provenientes dos campos agrícolas. As perdas de nitratos totalizaram 204,8 t, sendo este um valor relativamente baixo (33,7 kg/ha). As maiores perdas de NO_3^- foram observadas durante o Outono e a Primavera, chegando ao rio maioritariamente por escoamento subsuperficial (84,8%). Apenas 15,2% das perdas de nitratos foram registadas durante as cheias.

Conclusões

Os 5 eventos de cheias, monitorizados entre Setembro de 2010 e Agosto de 2011, revelaram grande variabilidade sazonal ao nível da dinâmica dos sedimentos e dos nutrientes na bacia hidrográfica do Enxóe. As concentrações máximas de todos os elementos foram sempre observadas durante, ou logo após, as cheias, nomeadamente no Outono e Primavera. A dinâmica daqueles elementos na bacia está assim relacionada com a erosão provocada por chuvadas intensas e o uso do solo.

O padrão da histerese variou ao longo do ano. As concentrações de SSC, TP e PP (elementos particulados) apresentaram geralmente uma trajetória horária durante as cheias ocorridas no Outono até ao meio do Inverno, e uma trajetória anti-horária durante o fim do Inverno e Primavera. A concentração de SRP apresentou trajetórias mistas

dependendo da cheia, nada se podendo concluir sobre a sua dinâmica. A concentração de NO_3^- apresentou geralmente um padrão de histerese anti-horário.

As perdas de sedimentos e fósforo ao longo da bacia foram relacionadas com a capacidade de transporte das linhas de água e com a disponibilidade das partículas, enquanto as perdas de nitratos foram relacionadas com as propriedades hidráulicas do solo e as práticas agrícolas. Os valores médios de erosão do solo (414 kg/ha) e das perdas de NO_3^- (33,7 kg/ha) foram relativamente baixos, embora as perdas de fósforo tenham sido consideradas altas (0,87 kg/ha). A implementação de práticas de conservação, tais como a adopção de técnicas de mobilização mínima e a preservação da vegetação ripária (impedindo o pastoreio nas margens) deverão prevenir a degradação das margens do rio e reduzir substancialmente as perdas de sedimentos e de nutrientes para o reservatório.

Agradecimentos

Estudo financiado pelo projecto PTDC/AGR-AAM/098100/2008 EUTROPHOS e SOE1/P2/F146 AGUA FLASH.

Referências bibliográficas

- Butturini, A., Gallart, F., Latron, J., Vazquez, E., Sabater, F., 2006. Cross-site comparison of variability of DOC and nitrate c-q hysteresis during the autumn-winter period in three Mediterranean headwater streams: a synthetic approach. *Biogeochemistry* 77: 327-349. DOI:10.1007/s10533-005-0711-7.
- FAO, 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Hendriksen, A., Selmer-Olsen, A.R., 1970. Automatic methods for determination of nitrate and nitrite in water and soil extracts. *The Analyst* 95: 514-518. DOI:10.1039/AN9709500514.
- Murphy, J., Riley, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphorous in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 12: 31-36. DOI:10.1016/S0003-2670(00)88444-5.
- Oeurng, C., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., 2010. Temporal variability of nitrate transport through hydrological response during flood events within a large agricultural catchment in south-west France. *Science of the Total Environment* 409: 140-149. DOI:10.1016/j.scitotenv.2010.09.006.
- Olli, G., Darracq, A., Destouni, G., 2009. Field study of phosphorous transport in drainage reaches. *Journal of Hydrology* 365: 46-55. DOI:10.1016/j.jhydrol.2008.11.039.
- Torrent, J., Barberis, E., Gil-Sotres, F., 2007. Agriculture as a source of phosphorus for eutrophication in southern Europe. *Soil Use and Management* 23: 25-35. DOI:10.1111/j.1475-2743.2007.00122.x.

Erosão hídrica potencial na área da Bacia da ribeira do Enxoé

Potential water erosion in the Enxoé River basin

S. Rodrigues¹, T. B. Ramos², M. C. Gonçalves¹, J. C. Martins¹, M. A. Branco¹, F. P. Pires¹, A. Guerreiro¹ e M. L. Fernandes¹

¹*Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, UEIS Sistemas Agrários e Florestais e Sanidade Vegetal, Av. Republica, 2784-505 Oeiras, Portugal. E-mail: scmr@live.com.pt.*

²*Centro de Engenharia dos Biosistemas, Instituto Superior de Agronomia, UTL, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal.*

Resumo

Uma das principais ameaças ao recurso solo, em Portugal, é a erosão hídrica, nomeadamente na região do Baixo Alentejo. Neste estudo, procedeu-se à avaliação desta ameaça numa área piloto, a bacia da ribeira do Enxoé, integrada na bacia do rio Guadiana, Alentejo. O modelo PESERA foi aplicado àquela bacia, permitindo estimar o risco potencial de perda de solo por erosão hídrica (t/ha/ano). Para tal, recolheram-se dados do solo, clima, vegetação e topografia da área estudada, tendo sido posteriormente processados através de um Sistema de Informação Geográfica. Avaliou-se, também, a taxa de perda de solo em 3 talhões experimentais de erosão (áreas entre 180 e 800 m²), instalados em solos e usos do solo diferentes, de modo a validar os resultados do modelo. O modelo PESERA estimou que aproximadamente 65% da área total apresenta uma taxa de perda de solo inferior a 0,5 t/ha/ano, isto é, um risco de erosão potencial muito baixo. Estas estimativas foram obtidas nas zonas ocupadas por olival e montado de sobre e azinho, sujeitas a agricultura e pastoreio extensivos, conferindo grande proteção ao solo contra a erosão, dado que o solo se encontra coberto com vegetação durante a maior parte do ano. As áreas que apresentam maior risco de erosão (> 50 t/ha/ano de perda de solo), correspondem a cerca de 19% da área total e localizam-se sobretudo a noroeste e sudeste da bacia, nas zonas de agricultura mais intensiva (culturas anuais). Verifica-se, que cerca de 30% da área total da bacia do Enxoé apresenta uma taxa potencial de perda de solo superior a 2 t/ha/ano, limite considerado tolerável em regiões como o Baixo Alentejo. Nos ensaios experimentais, obtiveram-se valores para a taxa de perda de solo média entre 40 e 164 kg/ha/ano, incluindo-se na classe de menor risco de erosão avaliada pelo modelo PESERA.

Palavras-chave: erosão hídrica, PESERA, montado, olival.

Abstract

Water erosion is one of the main threats to soil resource in Portugal, particularly in the Low Alentejo region. In this study, the PESERA model was applied to estimate the potential risk of soil loss by water erosion (t/ha/year) in the Enxoé river catchment (60 km² area), a tributary of the Guadiana River, Alentejo. For this evaluation soil, climate, vegetation, and topography data of the study area was collected and subsequently processed using a Geographic Information System. At the same time, soil erosion was also measured in three experimental plots located in this catchment (areas between 180

and 800 m²), and having different soil types and land uses. The PESERA model estimated that approximately 65% of the catchment area presented a potential soil loss rate lower than 0.5 t/ha/year, i.e., a slight erosion risk. This estimate was associated to areas with olive groves and “*montados*” subjected to extensive farming and grazing, which provide an important protection against soil erosion since the soil is covered with vegetation during most part of the year. The areas with higher erosion risk (over 50 t/ha/year estimated soil loss) corresponded to approximately 19% of the total area, and were mainly located in the northwest and southeast of the basin, in areas with intensive agriculture (annual crops). The model also estimated that 30% of the Enxoé catchment area showed potential soil loss rate higher than 2 t/ha/year, which is the tolerable limit considered for regions as the Low Alentejo region. In the experimental plots, the measured soil loss rates varied between 40 and 164 kg/ha/year, which fall in the lower erosion risk classes assessed with the PESERA model.

Key words: water erosion, PESERA, montado, olive groves.

Introdução

A erosão do solo pode ter consequências físicas (destacamento e transporte de partículas do solo, com perda de solo superficial), químicas (perda de elementos nutritivos e acidificação) e biológicas (perda de matéria orgânica e de actividade biológica). Os agentes principais da erosão do solo são a água e o vento mas, em Portugal, a erosão é essencialmente de origem hídrica. O risco de perda de solo depende de factores climáticos (energia da precipitação), do solo (por ex.: textura e estabilidade da estrutura), da topografia (por ex.: declive e comprimento da encosta) e do tipo de utilização do solo (por ex.: sistema de culturas, grau de protecção do solo pelas culturas e seus resíduos e intensidade do sistema de mobilização). A erosão do solo é considerada uma ameaça quando a sua taxa é superior à taxa de formação do solo, e é acelerada, devido à actividade humana, podendo conduzir à deterioração/perda de uma ou mais funções do solo. Vários estudos apontam taxas médias de erosão dos solos europeus entre as 10 e as 20 t/ha/ano. Contudo, Huber *et al.* (2007) definiram como toleráveis perdas de solo de apenas 1 a 2 t/ha/ano.

Os modelos para estimar a erosão do solo mais comuns, são baseados na Equação Universal da Perda de Solo – USLE (Wischmeier e Smith, 1978) ou na Equação Universal da Perda de Solo Revista – RUSLE (Renard *et al.*, 1997). Mais recentemente, Kirkby *et al.* (2004) desenvolveram o modelo *Pan-European Soil Erosion Risk Assessment* (PESERA) que estima a perda de sedimentos a partir do escoamento de água. Huber *et al.* (2007) seleccionaram este modelo como um dos métodos mais apropriados para estimar o risco de erosão hídrica do solo, por permitir comparar resultados entre as regiões da Europa.

No Baixo Alentejo, em especial na margem esquerda do Guadiana, a agricultura intensiva praticada no século passado, nomeadamente nos anos 30 e 40, utilizando técnicas inadequadas de mobilização do solo, conduziu à degradação e à perda de solo, com maior gravidade nas zonas de declive mais acentuado e associadas a períodos de ocorrência de chuvadas de maior intensidade, com a consequente deterioração das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Martins *et al.*, 2001).

Este trabalho, tem como objectivos a avaliação da erosão hídrica potencial de uma área piloto, a Bacia da ribeira do Enxoé, integrada na bacia do rio Guadiana, Alentejo, com o

modelo PESERA (Kirkby *et al.*, 2004), bem como à validação deste modelo a partir das taxas de erosão medidas em diferentes parcelas experimentais localizadas na bacia.

Material e Métodos

Localização e características da Bacia do Enxoé

A bacia da Ribeira do Enxoé situa-se no Baixo Alentejo, Distrito de Beja, concelho de Serpa (Figura 1) e tem uma área de cerca de 60 km². O rio possui um comprimento de cerca de 9 km e é ocupado principalmente por olivais (18,3 km²), montado (17,6 km²) e culturas arvenses (17 km²) e os solos predominantes são os Luvisolos (47%) seguidos de Cambissolos (31%) e Calcissolos (14%). Segundo o quadro do plano de gestão de recursos hídricos superficiais da região, a bacia tem estabelecidas funções de reservatório de água para consumo humano.

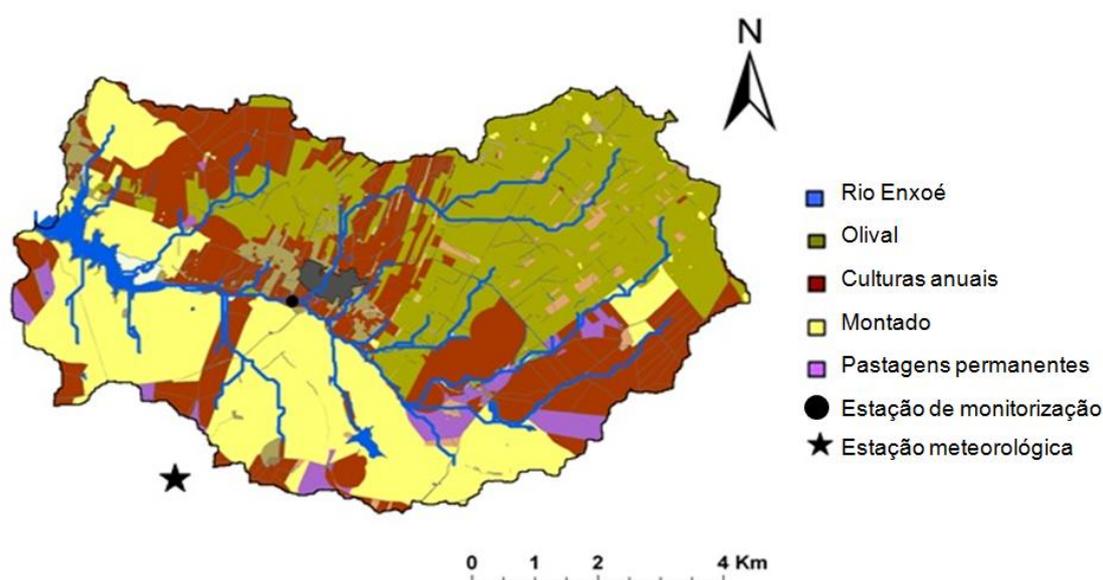


Figura 1 – Carta da ocupação do solo da Bacia do Enxoé.

O modelo PESERA

O modelo PESERA permite estimar as perdas de solo por erosão hídrica e baseia-se na partição dos valores de precipitação nas componentes resultantes: escoamento superficial, evapotranspiração e variações do armazenamento de água no solo. No modelo PESERA, a erosão potencial (S) é estimada como a perda média de solo (ton/ha) através do produto entre a erodibilidade do solo (k), o escoamento total (q) e o declive (Δ),

$$S = k q^m \Delta^n, \quad \text{com } q = jx \quad (1)$$

em que j é o escoamento (por unidade de área), x a distância à linha de água e m e n são os expoentes a serem determinados. A erodibilidade depende fortemente das propriedades do solo e da vegetação. Por outro lado, o modelo usa médias mensais e distribuições de precipitação diárias, a fim de estimar médias a longo prazo. A informação mínima necessária para correr o modelo PESERA consta do Quadro 1.

Quadro 1 – Dados de entrada para o modelo PESERA (Irvine e Kosmas, 2003).

Dados	Descrição
Vegetação	Profundidade radicular (mm).
	Água utilizável na camada superficial do solo (mm).
	Redução da rugosidade da superfície do solo em cada mês (%).
	Uso do solo (-).
	Grau de cobertura em cada mês (%).
Clima	Precipitação média mensal (mm).
	Temperatura média mensal (°C).
	Amplitude térmica mensal (°C).
	Coefficiente de variação da precipitação por dias de chuva para cada mês (-).
	Precipitação mensal / dias de chuva (mm).
	Evapotranspiração potencial média mensal (mm).
Solos	Água utilizável para as plantas (mm).
	Encrustamento (mm).
	Erodibilidade (mm).
	Profundidade do solo (mm).
	Textura do solo
Topografia	Desvio padrão da altitude (m).

Os dados de entrada foram obtidos a partir das bases de dados de solos PROPSOLO (Ramos *et al.*, 2007) e do Serviços de Reconhecimento e Ordenamento Agrário (SROA, 1973), os dados meteorológicos médios de um período de 10 anos medidos pertencem à estação de Valada (Serpa) (37,9° N, 07,4° W) (<http://snirh.pt/>) e utilizou-se também o modelo digital do terreno da NASA (90 m de resolução espacial). Posteriormente seguiu-se o respetivo processamento dos dados através de um Sistema de Informação Geográfica, ArcGis.

Ensaios de campo

Para os ensaios experimentais foram construídos 3 talhões de erosão dentro dos limites da bacia do Enxoé para avaliação das perdas de solo por erosão hídrica. O talhão de erosão 1 (solo Pg) com uma área de 800 m², foi instalado num solo Litólico Não Húmico de granitos, sob um montado com revestimento de aveia. O talhão de erosão 2 (solo Pc'), com uma área de 180 m², foi instalado num solo Calcário Pardo para-barro de calcários não compactos associados a gabros, coberto por olival intensivo sem revestimento na entrelinha. O talhão de erosão 3 (solo Vx), com uma área de 380 m² foi instalado (com monitorizações apenas a partir de 2012) num solo Mediterrâneo Vermelho ou Amarelo, de materiais não calcários de xisto, em montado de azinho revestido por vegetação natural.

Procedeu-se à monitorização do escoamento superficial e dos sedimentos arrastados em cada um dos 3 talhões, para posterior determinação da erosão, entre Janeiro 2010 e Abril 2013. Para tal foram retiradas amostras volumétricas dos reservatórios que sofreram os processos de sedimentação, decantação e secagem, e posteriormente fez-se a avaliação dos sedimentos presentes na amostra e conseqüente extrapolação para as áreas respectivas.

Resultados e Discussão

A perda de solo na Bacia do Enxoé por erosão hídrica, avaliada pelo modelo PESERA, está representada na Figura 2.

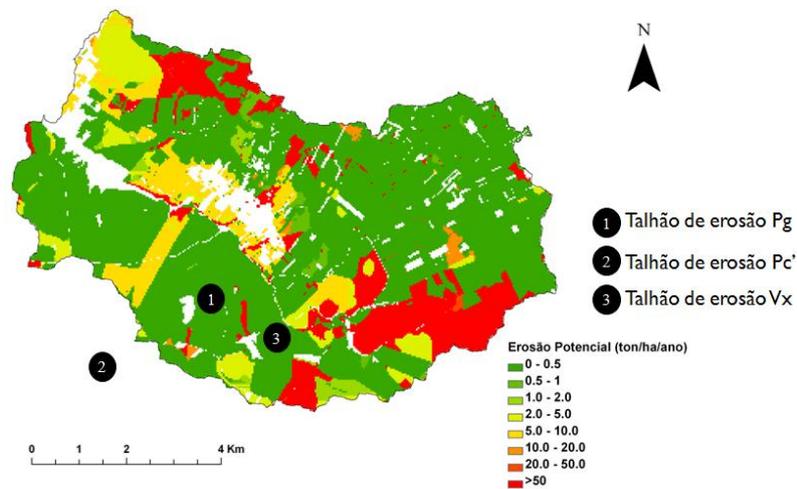


Figura 2 – Carta das classes de erosão potencial (modelo PESERA) da Bacia do Enxoé.

Segundo o modelo, 64,6% da área apresenta uma taxa potencial de perda de solo inferior a 0,5 t/ha/ano, cerca de 2/3 do total da bacia, correspondendo às zonas ocupadas por olival e por montado de sobro e de azinho. A Figura 2 revela assim que cerca de 30% da área da bacia do Enxoé está sujeita a um risco de erosão hídrica acima das 2 t/ha/ano, valor definido por Huber et al. (2007) como limite tolerável para a erosão do solo. As áreas que apresentam maior risco de erosão, isto é, com mais de 50 t/ha/ano de perda de solo, localizam-se sobretudo na zona noroeste e sudeste da bacia, correspondendo às zonas de agricultura mais intensiva, ocupadas, nomeadamente por culturas anuais, em cerca de 19% da área total da bacia.

Os dados obtidos através dos ensaios de campo podem ser visualizados na Figura 3.

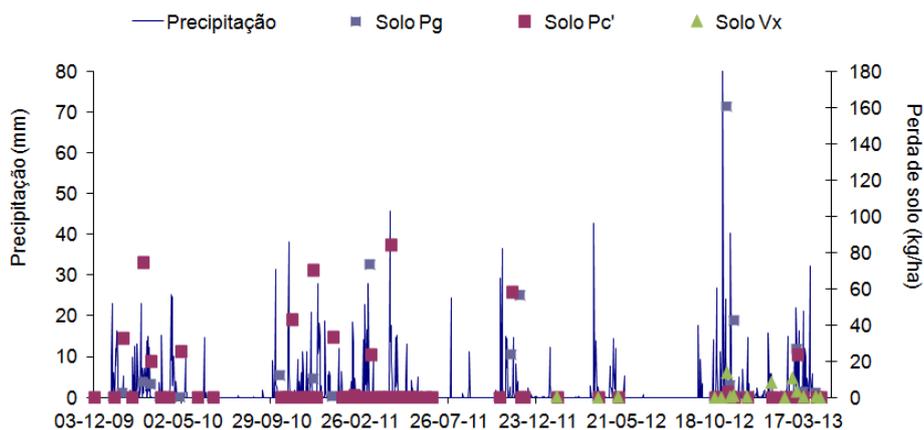


Figura 3 – Registo de precipitação e perdas de solo nos talhões da Bacia do Enxoé.

De Janeiro de 2010 a Abril de 2013, verificou-se um total de perda de solo de 435 kg/ha no solo Pg e de 493 kg/ha no solo Pc'. No solo Vx de Janeiro de 2012 a Abril de 2013, verificou-se apenas uma perda de solo de 40 kg/ha, sendo portanto a erosão muito reduzida. Relativamente a valores médios anuais para os talhões 1, 2 e 3 são 145, 164 e

40 kg/ha, respectivamente. A precipitação durante os anos hidrológicos 2010/2011, 2011/2012 e 2012/2013 (até Abril se 2013) foram 695, 270 e 570 mm respetivamente, pelo que o ano hidrológico 2011/12 foi um ano extremamente seco e praticamente não se monitorizaram escoamentos em nenhuns dos talhões de erosão.

Da análise aos resultados obtidos através do modelo PESERA comparativamente com os obtidos experimentalmente, verifica-se uma concordância de resultados, o que nos revela uma validação positiva da aplicação do modelo PESERA nesta bacia.

Conclusões

As mobilizações do solo efetuadas antes da instalação das culturas de Inverno, geralmente concordantes com o início das chuvas, dão origem a uma menor proteção do solo e a uma maior disponibilidade das partículas do solo para serem arrastadas por escorrimento superficial, o que permite explicar os resultados mais elevados obtidos nas áreas com maior risco de erosão.

O sistema de montado e o olival podendo também ser sujeitos a agricultura e pastoreio, em regime extensivo, são reconhecidamente sistemas que conferem grande proteção ao solo contra a erosão, dado que aqueles se encontram revestidos por vegetação, na maior parte do ano. Cerca de 30 % da área da bacia do Enxoé está sujeita a um risco de erosão hídrica, na ordem das 2 t/ha/ano, que corresponde a zonas com culturas anuais.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado no âmbito do projecto EUTROPHOS (PTDC/AGR-AAM/098100/2008) da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT).

Referências Bibliográficas

- Martins, J.C., Pires, F.P., Oliveira, A.V., Horta, C., 2001. Escoamento de água superficial e perda de solo numa pastagem semeada sujeita a diferentes níveis de fertilização, na região do Baixo Alentejo. *Pastagens e Forragens*, 22: 81-89.
- Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R., Kibblewhite, M., Lexer, W., Möller, A., Rickson, J., Shishkov, T., Stephens, M., Van den Akker, J., Varallyay, G., Verheijen, F., 2007. Indicators and Criteria report. ENVASSO Project (Contract 022713) coordinated by Cranfield University, UK, for Scientific Support to Policy, European Commission 6th Framework Research Programme, 339 p.
- Irvine, B., Kosmas, C., 2003. PESERA User's Manual. PESERA Technical Report Deliverable 15, European Commission funded fifth framework project - contract QLK5-CT- 1999-01323, 34 p.
- Kirkby, M.J., Jones, R.J.A., Irvine, B., Gobin, A., Govers, G., Cerdan, O., Van Rompaey, A.J.J., Le Bissonnais, Y., Daroussin, J., King, D., Montanarella, L., Grimm, M., Vieillefont, V., Puigdefabregas, J., Boer, M., Kosmas, C., Yassoglou, N., Tsara, M., Mantel, S., Van Lynden, G.J., Huting, J., 2004. Pan-European Soil Erosion Risk Assessment: The PESERA Map, Version 1 October 2003. Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.73 (S.P.I.04.73). European Soil

- Bureau Research Report No.16, EUR 21176, 18pp. and 1 map in ISO B1 format. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 30 p.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weessies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook, 703 p.
- Ramos, T. B., Gonçalves, M. C., Martins, J. C., Pires, F. P., 2007. PROPSOLO – Base de dados georreferenciada de propriedades do solo. II Congresso Nacional de Rega e Drenagem, CD-ROM, 26 a 28 de Junho, Fundão.
- Serviço de Reconhecimento e de Ordenamento Agrário, 1973. Carta de solos de Portugal. Classificação e caracterização dos solos de Portugal. II Volume. Dados analíticos das unidades pedológicas. Boletim de solos nº 16. Secretaria de Estado da Agricultura, Ministérios da Agricultura, pp. 252.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D., 1978. Predicting rainfall erosion losses. USDA Agricultural Research Service, Handbook, 537 p.

Sazonalidade da actividade enzimática no solo de montado: efeito das pastagens melhoradas

Seasonality of soil enzymatic activity in *montado*: effect of improved pastures

Ana Raquel Rodrigues¹, Emanuelle Silva² e Manuel Madeira¹

¹Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, e-mail: arfelizardo@isa.utl.pt

²Bolsheiro CNPq - Brasil, UFRPE, Dois Irmãos, 52171-900 Recife

Resumo

As pastagens melhoradas têm sido consideradas eficientes na melhoria da qualidade do solo, componente fundamental para assegurar a sustentabilidade dos montados. A actividade enzimática, sensível às propriedades físico-químicas e à abundância e diversidade microbiológica do solo, poderá indicar modificações nos processos do solo. Considerando duas áreas de montado - uma com pastagem natural (controlo) e outra com pastagem melhorada semeada há mais de trinta anos - determinou-se a actividade da β -glucosidase, da urease, das proteases e da fosfomonoesterase ácida, enzimas relacionadas com os ciclos do C, do N e do P, em amostras de solo colhidas entre Outubro de 2011 e Janeiro de 2013. A actividade enzimática do solo foi fortemente afectada pela sazonalidade das condições ambientais. O efeito da pastagem melhorada foi praticamente negligenciável, mas a melhoria da qualidade do solo sob as árvores reflectiu-se, em geral, no aumento da actividade enzimática. O estrato arbóreo parece desempenhar um papel fundamental no suporte da funcionalidade biológica do solo dos montados ao longo do ano.

Palavras-chave: actividade enzimática; estações do ano; temperatura; teor de água do solo.

Abstract

Improved pastures have been considered suitable to ameliorate soil quality, a key to ensure oak woodland (*montado*) sustainability. Enzymatic activity, sensible to soil physical and chemical properties and microbiological abundance and diversity, can indicate changes in soil processes. Considering two *montado* areas - one with natural pasture (control) and another one with improved pasture older than thirty-years- β -glucosidase, urease, proteases and acid phosphomonoesterase activities were determined from October 2011 to January 2013, as C, N and P cycle-related enzymes. Soil enzymatic activity was strongly influenced by environmental conditions along the year. Improved pasture effect was nearly negligible, but soil quality improvement under the tree canopy resulted, in general, in increased enzymatic activity. Tree layer seemed to play a crucial role in soil biological functions throughout the year.

Key words: enzymatic activity; seasons; soil water content; temperature.

Introdução

Os sistemas agroflorestais mediterrânicos têm sido alvo de um renovado interesse, pelo seu valor económico, associado à complementaridade das produções agrícolas e florestais, e pelo valor ambiental, nomeadamente no âmbito do sequestro de carbono, da manutenção da biodiversidade e da conservação do solo (Rigueiro-Rodrigues *et al.*, 2009). Os montados, compostos por *Quercus suber* L. e/ou *Quercus ilex* L., culturas agrícolas, pastagens e/ou arbustos, são o sistema agroflorestal mais extenso da Península Ibérica, ocupando cerca de 3×10^6 ha. O seu longo historial fez-se de diversas e profundas modificações de gestão, resultando em ameaças à sua sustentabilidade. O abate de árvores, a sobre-exploração do solo, o aumento da carga animal, o declínio de árvores adultas, as dificuldades no estabelecimento de árvores jovens e o abandono de terras estão entre as principais causas dos actuais problemas (Moreno e Pulido, 2009).

A introdução de pastagens melhoradas, tendo como objectivo maiores encabeçamentos de gado, tem sido apontada como benéfica para as propriedades do solo (Haynes e Williams, 1993). A componente arbórea introduz heterogeneidade estrutural no sistema, influenciando espacialmente os níveis de fertilidade do solo, as taxas de transformação de nutrientes, as condições microclimáticas e a disponibilidade de energia (Moreno e Pulido, 2009). Os cenários de alterações climáticas e a própria variabilidade sazonal das condições das zonas mediterrâneas evidenciam riscos para a sustentabilidade dos agroecossistemas mais vulneráveis, como é o caso dos montados. Neste contexto, é fundamental avaliar a forma e extensão das alterações dos processos biogeoquímicos decorrentes da gestão e da sazonalidade das condições ambientais.

Os microrganismos do solo produzem e segregam um grande número de enzimas que participam no processo de mineralização da matéria orgânica, regulando os fluxos e a disponibilidade de nutrientes (Tabatabai, 1982). A actividade enzimática depende das propriedades físico-químicas do solo e da abundância e diversidade da comunidade microbiana, podendo indicar diferenças na qualidade do solo (García *et al.*, 2003).

Material e Métodos

A área de estudo pertence à Herdade dos Esquerdos, situada em Vaiamonte, na região NUT III Alto Alentejo (N 39°07'-39°08', W 7°29'-7°30'). A litologia corresponde a ortognaisses e granitos biotíticos. Os solos são Regossolos lépticos, associados a Leptossolos com características dístricas (IUSS, 2006), de textura franco-arenosa. O clima é mediterrânico com verão quente e seco. A precipitação média anual ronda os 620 mm, 80% dos quais ocorrem entre Outubro e Maio. A temperatura média anual do ar é de 15 °C, variando de 8,4 °C em Janeiro a 23,5° C em Agosto (INMG, 1991).

Numa área de montado de sobro com 30-40 árvores por hectare, após vários anos de cultura cerealífera, foi semeada uma pastagem com elevada proporção de leguminosas (principalmente *Trifolium* spp., *Ornithopus* spp. e *Lolium* spp.) há cerca de 30 anos (M30). Esta é pastoreada por 5 a 8 animais (ovinos e suínos) ha⁻¹ ano⁻¹, e são aplicados 150 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de fosfato de rocha natural (11,9% P, 25% Ca, 1,3% S e 0,4% Mg). Outra área com pastagem natural (UC), com aproximadamente a mesma densidade de árvores e pastoreio extensivo (0,9 ovelhas ha⁻¹ ano⁻¹), encontra-se invadida por arbustos (*Q. coccifera*, *Cistus* spp., *Crataegus monogyna*), sendo lavrada a cada 4-6 anos. A vegetação herbácea é dominada por compostas e leguminosas (*Chamaemelum mixtum*, *Leontodon taraxacoides*, *Trifolium* spp., *Ornithopus* spp. e *Biserrula pelecinus*).

Seleccionaram-se 12 árvores em cada uma das duas pastagens, amostrando-se a camada superficial (0-5 cm) de solo, sob e fora da influência das copas. As amostras foram misturadas duas a duas, crivadas húmidas (<2 mm) e mantidas refrigeradas. Amostrou-se o solo em cada estação do ano, desde o Outono de 2011 até ao Inverno de 2013 (06-10-11, 02-12-11, 2-03-12, 20-04-12, 20-08-12, 6-11-12 e 21-01-13). A actividade da β -glucosidase, urease, proteases e fosfomonoesterase ácida foram determinadas pelos métodos de Tabatabai (1982), Kandeler *et al.* (1999), Ladd e Butler (1972) e Tabatabai e Bremner (1969), respectivamente. Determinou-se a humidade gravimétrica do solo a 105 °C. A precipitação e a temperatura do ar e do solo foram registadas na estação meteorológica da Herdade dos Esquerdos. No Quadro 1 encontra-se a caracterização físico-química dos solos das duas áreas.

A análise estatística da actividade enzimática foi efectuada recorrendo à análise de variância (ANOVA) para medidas repetidas ($\alpha=0,05$), considerando os factores: gestão (pastagem natural ou melhorada) e posição (sob ou fora da copa das árvores). Confirmadas as diferenças significativas entre os níveis dos factores e sua interacção, procedeu-se à análise de variância para cada data e separação de médias pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$). Determinaram-se os coeficientes de correlação para as actividades enzimáticas em função do teor de água do solo e das temperaturas do ar e do solo.

Quadro 1 - Médias (\pm desvio padrão) da massa volúmica aparente (MV_{ap}), pH do solo em água (pH- H_2O), soma das bases de troca (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , e K^+), carbono orgânico total (C org), azoto total (N total) e fósforo (P) e potássio (K) extraíveis pelo método Égner-Riehm, na camada 0-10 cm do solo das pastagens melhorada (M30) e natural (UC), sob (SC) e fora (FC) da influência da copa das árvores (n=12).

	MV_{ap} g cm ⁻³	pH- H_2O	Soma Bases cmol _c kg ⁻¹	C org g kg ⁻¹	N total	P µg g ⁻¹	K
M30 SC	1,15±0,14	5,67±0,25	6,52±2,33	35,47±10,23	2,54±0,53	74,9±29,0	204,7±116,6
FC	1,36±0,06	5,57±0,27	5,81±2,32	21,19±5,83	1,74±0,45	50,9±20,0	96,6±45,3
UC SC	1,36±0,21	5,66±0,21	5,31±1,13	23,77±3,59	1,82±0,23	8,4±3,5	258,5±57,5
FC	1,48±0,09	5,56±0,20	3,36±0,72	12,89±3,24	1,03±0,24	4,4±2,4	156,4±43,7

Resultados e Discussão

O período entre o Outono de 2011 e a Primavera de 2012 foi atipicamente seco, como se observa pelos registos da estação meteorológica da Herdade dos Esquerdos (Figura 1). Um problema técnico inviabilizou o registo de dados após Dezembro de 2012. À excepção das determinações de Outono (2011 e 2012) e do Inverno de 2013, as amostras de solo apresentaram teores de água muito baixos.

A introdução de pastagens melhoradas e a heterogeneidade de condições proporcionadas pelo coberto arbóreo, resultaram no aumento dos teores de C orgânico, N total e P extraível no solo (Quadro 1). A actividade enzimática do solo associada aos ciclos destes elementos foi claramente influenciada pelo estrato arbóreo, mas não respondeu de forma tão consistente às modificações de gestão da pastagem.

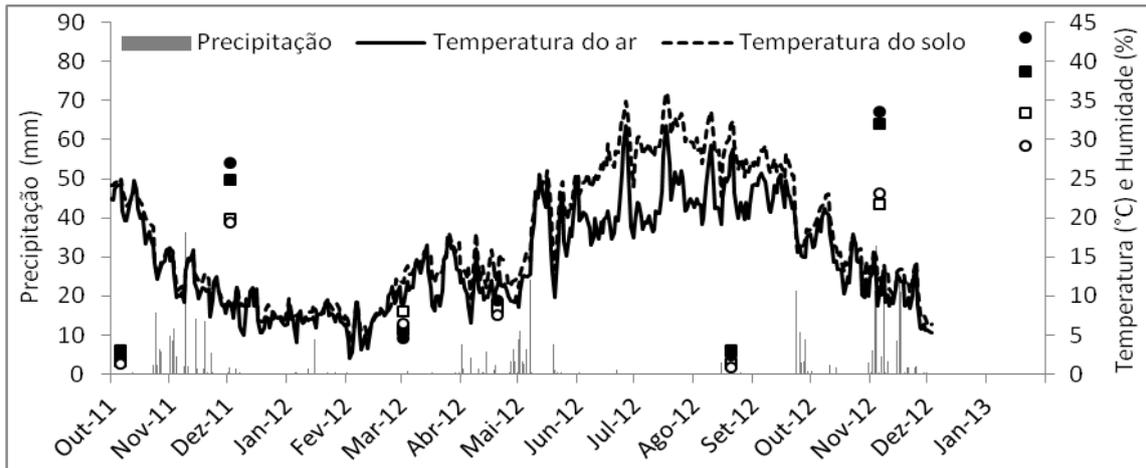


Figura 1 - Médias diárias da precipitação (mm) e das temperaturas (°C) do ar e do solo (4 cm), registadas pela estação meteorológica da H. dos Esquerdos, e % humidade (p/p) média das amostras de solo (n=6); M30 SC - ■; M30 FC - □; UC SC - ●; UC FC - ○.

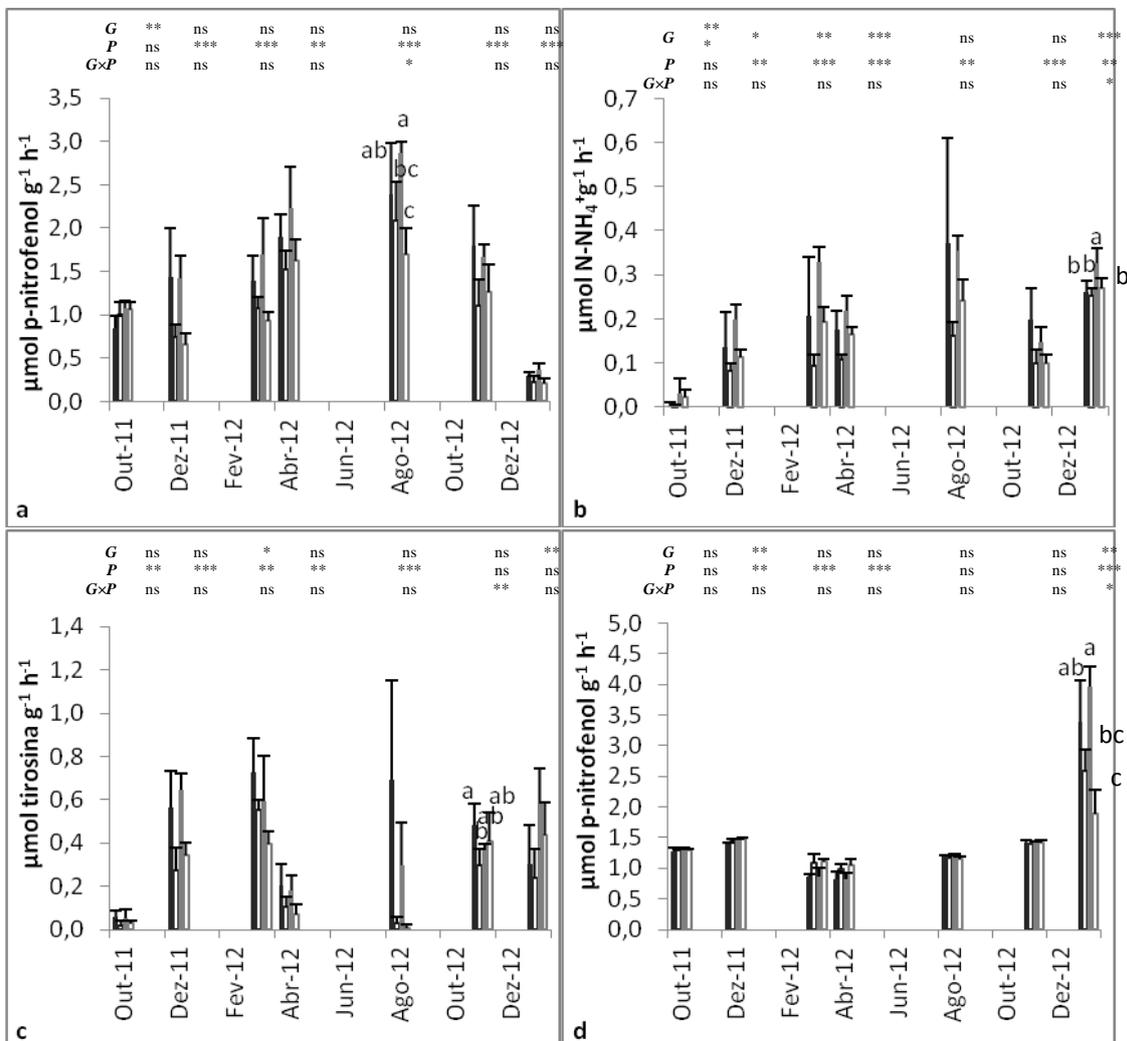


Figura 2 - Resultados da ANOVA para cada data, para os factores ‘gestão’ (G), ‘posição’ (P) e interação (G×P): ns - não significativo; * - significativo para $\alpha=0,05$; ** - significativo para $\alpha=0,01$; *** - significativo para $\alpha=0,001$. Actividade média (barras de erro = desvio padrão) da β -glucosidase (a), da urease (b), das proteases (c) e da fosfatase (d) nas áreas de estudo (M30 SC - ■; M30 FC - □; UC SC - ●; UC FC - ○) entre Outubro 2011 a Janeiro 2013.

A actividade da β -glucosidase não diferiu entre os solos com diferente gestão da pastagem sem influência das árvores, mas sim entre estes e os das áreas cobertas, que obtiveram maiores actividades ao longo de todo o ano (Figura 2-a). Este resultado está de acordo com os de outros autores que explicaram o aumento da actividade desta enzima sob a influência de coberto arbóreo e arbustivo, como consequência do aumento dos teores de matéria orgânica e dos inerentes processos de mineralização (Mariscal-Sancho *et al.*, 2010). A correlação positiva da actividade da β -glucosidase com a temperatura (Quadro 2) resultou em maior actividade no Verão de 2012, apesar de o baixo teor de água no solo sugerir uma baixa actividade biológica (Sardans e Peñuelas, 2005). A explicação para este padrão poderá dever-se à ocorrência de precipitação poucos dias antes da amostragem (Figura 1), que pode ter provocado um pico de actividade (“*Birch effect*”) como resultado do humedecimento pontual do solo após um longo período de seca (Unger *et al.*, 2012).

A influência positiva do coberto arbóreo sobre a actividade das enzimas ligadas ao ciclo do azoto (N) (urease, Figura 2-b; proteases, Figura 2-c), poderá explicar a maior disponibilidade deste nutriente, confirmando a grande importância das árvores para a funcionalidade biológica do solo nestes sistemas (Gallardo *et al.*, 2000). Maiores actividades na pastagem natural nos períodos mais húmidos retratam a mais rápida transformação de N em solos de montado invadidos por arbustos (Gómez-Rey *et al.*, 2013). No entanto, durante o período mais seco a pastagem melhorada teve um efeito relevante sobre a mineralização de N, nomeadamente favorecendo a actividade das proteases, principalmente nas áreas sob a copa. O teor de água no solo foi determinante para a actividade da urease e das proteases (Quadro 2), denotando a importância desta para a actividade biológica nos sistemas mediterrâneos (Sardans e Peñuelas, 2005).

A relação da fosfomonoesterase ácida com a humidade (Quadro 2) está de acordo com os decréscimos de actividade em condições de seca apontados por Sardans e Peñuelas (2005). A presença de vegetação tem sido associada ao favorecimento da actividade das fosfatases no solo (García *et al.*, 1994), sendo reconhecido o efeito competitivo inibidor do ortofosfato sobre estas enzimas (Tabatabai, 1982). Assim, enquanto a maior disponibilidade de P sob as copas das árvores poderá ter limitado a actividade, a maior extracção de P pelas raízes da pastagem fora da influência destas poderá ter resultado em aumentos significativos da actividade desta enzima (Figura 2-d). De igual modo, maiores níveis de actividade sob a copa no Inverno de 2013, poderão retratar o mais rápido crescimento inicial da pastagem nestas áreas.

Quadro 2 - Coeficientes de correlação (r) entre a actividade enzimática e o teor de água no solo e temperatura do ar e do solo à data de colheita das amostras de solo. ns - não significativo ($p \geq 0,05$); ** - significativo para $\alpha < 0,01$; *** - significativo para $\alpha < 0,001$.

Actividade enzimática	Teor de água no solo	Temperatura do ar	Temperatura do solo
β -glucosidase	-0,45***	0,30***	0,35***
Urease	0,21**	0,04 ns	0,12 ns
Proteases	0,34***	-0,44 ***	-0,39***
Fosfatase	0,71***	0,05 ns	-0,01 ns

Conclusões

A actividade enzimática do solo dos montados variou consideravelmente com as condições ambientais. O estrato arbóreo parece desempenhar um papel fundamental na actividade microbiológica do solo. A introdução de pastagens melhoradas afectou pouco

a actividade das enzimas do solo, apenas com efeitos pontuais sobre a transformação do N, nomeadamente pelo aumento da actividade das proteases em condições de seca. A variabilidade temporal e espacial da actividade das enzimas estudadas sugere limitações ao seu uso como indicadores das alterações da qualidade do solo.

Agradecimentos

Este estudo foi desenvolvido no âmbito do projecto STRAW (PTDC/AGR-AAM/102369/2008). Agradece-se à Herdade dos Esquerdos, pela disponibilidade das áreas de estudo, e aos funcionários do laboratório de solos (DRAT) do Instituto Superior de Agronomia, pelo apoio nas determinações analíticas.

Referências Bibliográficas

- Gallardo, A., Rodríguez-Saucedo, J.J., Covelo, F., Fernández-Alés, R., 2000. Soil nitrogen heterogeneity in a Dehesa ecosystem. *Plant Soil* 222: 71-82.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., 1994. Microbial activity in soils under mediterranean environmental conditions. *Soil Biol. Biochem.* 26, 9: 1185-1191.
- García, C., Gil, F., Hernández, T., Trasar, C., 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomassa microbiana. Murcia, Mundi-Prensa, p. 371.
- Gómez-Rey, M.X., Madeira, M., Gonzalez-Prieto, S.J., Coutinho, J., 2013. Soil C and N dynamics in a mediterranean oak woodland with shrub encroachment. *Plant Soil* (online). Acedido em 10 de Junho de 2013. <<http://link.springer.com/article/10.1007/s11104-013-1695-z>>.
- Haynes, R.J., Williams, P.H., 1993. Nutrient cycling and soil fertility in grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49: 119-199.
- INMG, 1991. Normas climatológicas da região do Alentejo e Algarve, correspondentes a 1951-1980. O Clima de Portugal, Fascículo XLIX, Volume 4, 4ª Região. Lisboa, Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, p. 98.
- IUSS Working Group, 2006. World reference base for soil resources 2006. *World Soil Resources Report*, 2ª Edição, Volume 103, Roma, FAO.
- Kandeler, E., Stemmer, M., Klimanek, E.M., 1999. Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fraction to long-term soil management. *Soil Biol. Biochem.*, 31, 2: 261-273.
- Ladd, J.N., Butler, J.H., 1972. Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.*, 4, 1: 19-30.
- Mariscal-Sancho, I., Santano, J., Mendiola, M.A., Peregrina, F., Espejo, R., 2010. Carbon dioxide emission rates and β -glucosidase activity in Mediterranean ultisols under different soil management. *Soil Sci.*, 175, 9: 453-460.
- Moreno, G., Pulido, F.J., 2009. The functioning, management and persistence of dehesas. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J.H., Mosquera-Losada, M.R. (Eds.), *Agroforestry in Europe: current status and future prospects*. *Advances in Agroforestry* 6. Dordrecht Heidelberg, London, New York, Springer, p. 127-160.
- Rigueiro-Rodríguez, A., Fernández-Núñez, E., González-Hernández, P., Mosquera-Losada, M. R., 2009. Agroforestry systems in Europe: productive, ecological and social perspectives. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J.H., Mosquera-Losada, M.R. (Eds.), *Agroforestry in Europe: current status and future prospects*.

- Advances in Agroforestry 6. Dordrecht Heidelberg, London, New York, Springer, p. 43-65.
- Sardans, J., Peñuelas, J., 2005. Drought decreases soil enzyme activity in a Mediterranean *Quercus ilex* L. forest. *Soil Biol. Biochem.*, 37, 3: 455-461.
- Tabatabai, M.A., 1982. Soil enzymes. In: Page, A. L., Miller, E.M., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and microbiological properties*. Madison, Soil Science Society of America, Inc. p. 903-947.
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.*, 1, 4: 301-307.
- Unger, S., Máguas, C., Pereira, J.S., David, T.S., Werner, C., 2012. Interpreting post-drought rewetting effects on soil and ecosystem carbon dynamics in a Mediterranean oak savannah. *Agricult. For. Meteorol.*, 154-155: 9-18.

Efeitos da gestão do solo no sequestro de carbono e na sustentabilidade do sistema “soutos”

Effects of soil management on carbon sequestration and chestnut orchards sustainability

Olga Borges¹, Fernando Raimundo², Afonso Martins², João Coutinho³ e Manuel Madeira⁴

¹*Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte (DRAPN), Delegação do Nordeste Transmontano, Av. General Humberto Delgado, 5300-181 Bragança*

²*Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro - CITAB, Ap. 1013, 5001-801 Vila Real, e-mail: fraimund@utad.pt*

³*Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro – Centro de Química, Ap. 1013, 5001-801 Vila Real*

⁴*Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa*

Resumo

A mobilização com escarificador é prática corrente de gestão do solo em soutos de Trás-os-Montes, mas vários trabalhos têm reportado efeitos negativos dessa prática na produtividade e sustentabilidade deste sistema. Neste contexto, e tomando a dinâmica do C como um dos indicadores de qualidade do solo e da sustentabilidade do souto, determinou-se, a 0-10 e 10-20 cm, o C orgânico dos horizontes minerais (CO), o C orgânico total do solo (COT), que também inclui o horizonte orgânico e as frações lábeis - C orgânico ativo (COA), C orgânico particulado (COP) e C orgânico solúvel em água quente (COAQ). O estudo desenvolveu-se em dois soutos com 30 anos de idade, onde apenas diferiu o tratamento do solo nos últimos 17 anos: MC - solo mobilizado duas vezes no ano com escarificador; VH - cobertura do solo com vegetação herbácea espontânea controlada por corte e pastoreio. Não se observaram diferenças significativas para o CO a 0-20 cm entre VH e MC (12,82 e 12,65 g kg⁻¹, respetivamente). No entanto, quando se considera o COT, VH apresentou valores significativamente superiores em relação a MC (34,16 e 22,60 Mg ha⁻¹, respetivamente). A concentração de C lábil (COA, COP, COAQ) foi significativamente mais elevada em VH do que em MC a 0-10 cm, a 0-20 cm apenas o COA apresentou valores significativamente superiores em VH. Os resultados mostram uma tendência global para o aumento do sequestro de C em VH comparativamente a MC e as frações lábeis responderam mais rapidamente às mudanças da gestão do solo do que o CO. Os resultados permitem concluir que a cobertura com vegetação herbácea espontânea contribui para uma melhor qualidade e sustentabilidade do solo no souto.

Palavras-chave: práticas de gestão do solo, souto, armazenamento de carbono, matéria orgânica do solo, frações lábeis da matéria orgânica.

Abstract

Soil tillage with tine cultivator is a common practice in soil management chestnut orchards in Trás-os-Montes region, but several studies have reported negative effects of this practice on productivity and sustainability of this system. So, taking into account the dynamic of C as soil quality and sustainability indicator on chestnut orchards, it was

determined, at 0-10 and 10-20 cm, the organic C concentration of the mineral horizons (OC) soil total organic C (TOC), which also includes the organic horizon and the labile fractions – active organic C (AOC), particulate organic C (POC) and hot-water extractable organic C (HWC). This study was carried out on two adjacent chestnut orchards (Longal cv.) with 30 years old, where, for the last 17 years, only differed on soil treatment management: CT - soil tillage using a tine cultivator up to 15-20 cm twice a year; NT - soil cover with spontaneous herbaceous vegetation controlled by cutting and route grazing. No significant differences were found for OC at 0-20 cm depth between NT and CT (12.82 and 12.65 g kg⁻¹, respectively). However, when we consider the TOC, NT showed significantly higher values than CT (34.16 and 22.60 Mg ha⁻¹). The labile C concentration (AOC, POC and HWC) was significantly higher in NT than in CT at 0-10 cm soil layer and, at 10-20 cm only AOC presented significantly higher values in NT. The results show a global tendency to the C increase in NT compared with CT and the labile fractions were significantly correlated with OC and respond more quickly to changes of soil management than that, being good soil indicators of organic matter dynamic and soil quality. The results indicate that no tillage with spontaneous herbaceous vegetation ensures better soil quality and sustainability of chestnut orchards, corroborating the conclusions of previous studies.

Key words: soil management practices, chestnut orchards, carbon sequestration, soil organic matter, labile organic matter fractions.

Introdução

A matéria orgânica (MO) encontra-se associada a diversos processos e propriedades químicas, físicas e biológicas do solo que determinam a qualidade e a saúde do mesmo e, consequentemente, a sustentabilidade dos sistemas agrícolas e florestais (Haynes, 2005). Tem sido usada em inúmeros trabalhos como indicador da qualidade do solo, quando se comparam diferentes práticas de gestão do mesmo (Hernandez *et al.*, 2005; Castro *et al.*, 2008). Contudo, este parâmetro não é sensível aos efeitos das diversas práticas de gestão nos primeiros anos em que são implementados, porque a MO possui uma dinâmica e uma composição complexa (Haynes, 2005). Assim, recorre-se à separação da MO em frações, o mais possível homogêneas, para explicar a sua dinâmica e composição. Foram identificadas como fazendo parte dessas frações (compartimento lábil), o C orgânico particulado (COP), o C orgânico solúvel em água quente (COAQ), o C orgânico ativo (COA), a biomassa microbiana, entre outras (Haynes, 2005). Vários foram os estudos que mostraram que estas frações são sensíveis às alterações da MO em função do uso e gestão do solo (Cambardella & Elliot, 1992; Oyonarte *et al.*, 2007).

O souto é um dos sistemas agroflorestais mais importantes sob o ponto de vista ecológico e económico para as terras frias de montanha da região Transmontana. Contudo, tem vindo a tornar-se um ecossistema frágil, o que se comprova pelos muitos exemplares mortos em toda a área de souto. Fatores de ordem fitossanitária (doença da tinta e do cancro americano) têm sido apontados como os principais responsáveis por este estado. Atualmente, vários estudos apontam para que a ocorrência e a severidade destas doenças estejam relacionadas com práticas culturais de gestão do souto (Portela *et al.*, 1999). Sobre a mobilização convencional (MC) (uso do escarificador duas a três vezes no ano), os resultados obtidos por Raimundo (2003) e Martins *et al.* (2010, 2011) demonstraram que a mesma não consegue os objetivos pretendidos pelos produtores e mostrou-se desfavorável à rentabilidade e sustentabilidade do souto, enquanto a não

mobilização com manutenção da vegetação herbácea espontânea no subcoberto (VH) revelou ser o tratamento mais favorável. Outros estudos mostraram que a não mobilização do solo com cobertura herbácea espontânea reduz a erosão, mantém ou melhora a estrutura do solo e aumenta o teor de MO, em relação ao solo mobilizado (Hernandez *et al.*, 2005; Castro *et al.*, 2008). Assim e na sequência dos estudos realizados por Raimundo (2003) e Martins *et al.* (2010, 2011), pretendeu-se com este estudo melhorar o conhecimento sob o efeito dos tratamentos MC e VH na dinâmica da matéria orgânica e das suas frações lábeis.

Material e Métodos

Caracterização do local de estudo e colheita de amostras

Selecionaram-se dois soutos com a mesma variedade (Longal), a mesma idade, em condições edafoclimáticas idênticas, diferindo nas práticas de gestão do solo: não mobilização há dezassete anos e subcoberto com vegetação herbácea espontânea (VH); mobilização com escarificador duas vezes no ano até 15-20 cm de profundidade (MC). Os soutos localizam-se em Espinhosela, concelho de Bragança (41° 52' 54" N, 6° 50' 11" W, altitude 907 m). O clima é do tipo Mediterrânico com Verões quentes e secos e Invernos frios e húmidos. O relevo das parcelas é inferior a 2% e os solos são classificados como Cambissolos Dístricos derivados de xistos (Agroconsultores & COBA, 1991).

Amostragens e fracionamento da matéria orgânica do solo

A amostragem do horizonte orgânico foi efetuada em oito árvores com um anel em inox de 35 cm de diâmetro. Foi colhido todo o material orgânico que estava dentro deste anel. Resultaram 16 amostras por parcela: 8 sob e 8 fora da área de projeção da copa.

A colheita das amostras de solo foi realizada nas 8 árvores onde foi feita a recolha do horizonte orgânico, na camada de 0 a 10 cm e 10 a 20 cm de profundidade com uma sonda de meia cana. Cada amostra resultou da colheita de quatro subamostras. No total, por parcela, obtiveram-se 32 amostras compostas. As amostras de solo não perturbadas para determinação da massa volúmica aparente foram colhidas com um cilindro metálico, com bordo biselado, de 5,8 cm de diâmetro interno e 4,5 cm de altura, em 4 árvores nas camadas 0-10 e 10-20 cm, perfazendo um total de 16 amostras por parcela.

O processamento analítico das amostras de solo seguiu os métodos standards em utilização no laboratório de solos e plantas da UTAD.

Para determinação da fração ativa (COA) da MO foi usada uma solução de KMnO_4 0,02 M e determinação colorimétrica a 550 nm, de acordo com o método proposto por Weil *et al.* (2003). Utilizou-se a dispersão e crivagem (53 μm) da amostra e determinação do C por oxidação húmida para determinar a concentração de COP (Cambardella & Elliot, 1992). A concentração de COAQ foi determinada colocando as amostras em banho de água a 80 °C, seguida de centrifugação e filtração (0,45 μm) (Ghani *et al.*, 2003). O C orgânico nos extratos foi determinado num analisador de TOC. A fração de C orgânico associado aos constituintes minerais do solo (COAM) (<53 μm de diâmetro) foi obtida pela diferença entre a concentração CO e a de COP.

Análise estatística

Para a análise estatística dos dados foi usado o programa *JMP 5.0.1.2*. (SAS Institute Inc.). Foi usado o teste de Tukey HSD para separação das médias. A matriz de correlação de Pearson permitiu avaliar o grau e a significância da correlação linear entre as diversas variáveis.

Resultados e Discussão

Carbono orgânico dos horizontes minerais e carbono orgânico total do solo

O CO não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos na camada 0-10, 10-20 cm e no conjunto destas profundidades (Quadro 1). O facto de CO ser constituído por elevadas concentrações de C em formas recalcitrantes poderá ter contribuído para que as alterações decorrentes da gestão do solo não sejam perceptíveis no todo num período relativamente curto (Weil *et al.*, 2003). Haynes (2005) refere que as alterações no CO em função das práticas de gestão do solo são apenas significativas em ensaios de longa duração, dando como exemplo mais de 25 anos.

Quadro 1 - Concentração de CO e COT para os tratamentos MC e VH nas profundidades de 0-10, 10-20 e 0-20 cm. Os valores correspondem à média \pm erro padrão.

	Tratamento	Profundidade (cm)		
		0-10	10-20	0-20
CO (g kg ⁻¹)	VH	15,31 \pm 0,95 a	10,32 \pm 0,67 a	12,82 \pm 0,73 a
	MC	14,41 \pm 0,63 a	10,89 \pm 0,46 a	12,65 \pm 0,49 a
COT (Mg ha ⁻¹)	VH	22,54 \pm 1,44 a	11,62 \pm 0,72 a	34,16 \pm 1,62 a
	MC	12,17 \pm 0,52 b	10,42 \pm 0,45 a	22,60 \pm 0,72 b

CO: carbono dos horizontes minerais; COT: massa de carbono total do solo. Letras minúsculas diferentes na mesma coluna para cada uma das frações representam diferenças significativas ($p < 0,05$) pelo teste de Tukey HSD.

Dezassete anos depois da instalação do sistema VH, o COT é significativamente superior neste tratamento relativamente ao MC (34,16 e 22,60 Mg ha⁻¹ respetivamente) para a camada de 0 a 20 cm (Quadro 1). Estes resultados mostram a importância dos resíduos orgânicos do estrato herbáceo no fornecimento de MO ao sistema. De acordo com Castro *et al.* (2008) em estudo desenvolvido em olival, a maior parte do C orgânico do solo é proveniente da biomassa herbácea no tratamento VH.

Frações da matéria orgânica do solo

As concentrações das frações lábeis, COA, COP e COAQ foram significativamente superiores em VH, na camada 0-10 cm, comparativamente com MC (Quadro 2). Porém, na camada de 10-20 cm não se observaram diferenças significativas nessas frações.

A fração ativa mostrou diferenças significativas entre os dois tratamentos na camada 0-20 cm. Oyonarte *et al.* (2007) referem que o COA pode ser usado como indicador para avaliar a qualidade do solo em diferentes sistemas de gestão a curto e longo prazo, em condições mediterrânicas. O COP é referido como sendo um indicador de qualidade do solo sensível aos sistemas de gestão do solo nos primeiros anos de instalação (Bayer *et al.*, 2004). Ghani *et al.* (2003) referem que o COAQ responde mais rapidamente aos sistemas de gestão do solo do que o CO. O COAM não foi sensível aos efeitos dos sistemas de gestão 17 anos após a instalação dos mesmos. (Quadro 2). Os trabalhos de Bayer *et al.* (2004) comparando a sementeira convencional com a sementeira direta,

mostraram que esta fração não é afetada pela mobilização do solo; as alterações na sua concentração apenas ocorrem a longo prazo, o que poderá resultar da sua estabilidade devido à interação com a fração mineral, da localização no interior de microagregados e ser mais recalcitrante devido à sua natureza química (Bayer *et al.*, 2004).

Quadro 2 - Concentração das diferentes frações para os tratamentos MC e VH nas profundidades de 0-10, 10-20 e 0-20 cm. Os valores apresentados correspondem à média \pm erro padrão (n = 16 para as profundidades 0-10 e 10-20 cm e n = 32 para a profundidade 0-20 cm).

Fração	Tratamento	Profundidade (cm)		
		0-10	10-20	0-20
COA (g kg ⁻¹)	VH	0,34 \pm 0,02 a	0,16 \pm 0,01 a	0,25 \pm 0,02 a
	MC	0,25 \pm 0,01 b	0,15 \pm 0,01 a	0,20 \pm 0,01 b
POC (g kg ⁻¹)	VH	4,57 \pm 0,37 a	1,78 \pm 0,32 a	3,17 \pm 0,35 a
	MC	3,22 \pm 0,23 b	1,55 \pm 0,13 a	2,39 \pm 0,20 a
COAQ (g kg ⁻¹)	VH	0,66 \pm 0,05 a	0,33 \pm 0,01 a	0,49 \pm 0,04 a
	MC	0,50 \pm 0,03 b	0,33 \pm 0,02 a	0,41 \pm 0,02 a
COAM (g kg ⁻¹)	VH	10,75 \pm 0,80 a	8,54 \pm 0,48 a	9,65 \pm 0,37 a
	MC	11,18 \pm 0,55 a	9,34 \pm 0,40 a	10,26 \pm 0,50 a

COA: carbono ativo; COP: carbono particulado; COAQ: carbono solúvel em água quente; COAM: carbono associado aos constituintes minerais do solo. Letras minúsculas diferentes na mesma coluna para cada uma das frações representam diferenças significativas (p < 0,05) pelo teste de Tukey HSD.

Matriz de correlação e proporção das diversas frações em relação ao carbono

As frações lábeis do carbono do solo estão significativamente correlacionadas com o CO, o que permite concluir da existência uma relação estreita entre a dinâmica dessas frações e a dinâmica global da MO. Assim, através da análise das mesmas podemos perceber os efeitos das práticas de gestão do solo na dinâmica da MO, sem que os mesmos sejam observados no CO (Quadro 3).

Quadro 3 - Matriz de correlação de Pearson na profundidade de 0-20 cm (n = 32)

	CO	COA	COP	COAQ
CO	1	0,7908***	0,7581***	0,7904***
COA		1	0,7419***	0,9014***
COP			1	0,8145***
COAQ				1

*** Valores significativos a p < 0,001, pelo teste de Pearson.

Da análise do Quadro 4 confirma-se que o COAM é a principal fração do CO e que os valores mais elevados se observam no tratamento MC e, ao contrário, os valores mais baixos das frações lábeis. A fração lábil predominante em ambos os tratamentos é o COP, o que poderá estar relacionado com o tipo de compostos que a constituem, nomeadamente raízes (Cambardella & Elliot, 1992).

Quadro 4 - Proporção (%) das diversas frações orgânicas no CO para o tratamento MC e VH na profundidade de 0-20 cm (n = 32). Legenda está no Quadro 2.

Tratamento	COA	COP	COAM	COAQ
VH	1,92	23,38	76,61	3,79
MC	1,55	18,37	81,62	3,24

Conclusões

Os resultados obtidos permitem observar que 17 anos após a prática de não mobilização com cobertura de vegetação herbácea espontânea no subcoberto do souto ocorreu uma tendência global para o aumento do carbono orgânico neste sistema em comparação com a prática convencional. As frações lábeis de carbono orgânico do solo mostraram-se sensíveis aos efeitos das práticas de gestão e são significativamente e positivamente correlacionadas com o carbono orgânico, podendo assim ser consideradas como bons indicadores de qualidade do solo no tocante aos efeitos das práticas de gestão. O carbono ativo foi um dos indicadores mais sensível e como também é mais económico e de fácil execução do que as extrações físicas, foi considerado o método mais prático para avaliar a qualidade do solo nestas situações. Os resultados obtidos permitem ainda concluir que a não mobilização do solo com vegetação herbácea espontânea é o sistema que melhor garante a qualidade do solo e, por conseguinte, a sustentabilidade do souto, enfatizando as tendências observadas em estudos anteriores.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Senhor Lindolfo pela cedência dos soutos onde foi efetuado o trabalho, ao Assistente Operacional José Carlos Rego, pela colaboração dada no trabalho de campo e laboratório. Parte do financiamento foi suportado por fundos FEDER através do Programa Operacional Fatores de Competitividade - COMPETE e por Fundos Nacionais através da FCT - Fundação para a Ciência e a Tecnologia no âmbito do projeto FCOMP-01-0124-FEDER-022692.

Referências Bibliográficas

- Agroconsultores & COBA, 1991. Carta dos Solos, Carta do Uso Actual da Terra e Carta de Aptidão da Terra do Nordeste de Portugal. UTAD/PDRITM, Vila Real.
- Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A., 2004. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39: 677-683.
- Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 777-783.
- Castro, J., Fernández-Ondoño, E., Rodríguez, C., Lallena, A.M., Sierra, M., Aguilar, J., 2008. Effects of different olive-grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of the soil in Jaén (Spain). *Soil & Tillage Research*, 98: 56-67.
- Ghani, A., Dexter, M., Perrott, K.W., 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 1231-1243.
- 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.
- Hernández, A.J., Lacasta, C., Pastor, J., 2005. Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. *Agricultural Water Management*, 77: 232-248.
- Martins, A., Marques, G., Borges, O., Portela, E., Lousada, J., Raimundo, F., Madeira, M., 2011. Management of chestnut plantations for a multifunctional land use

- under Mediterranean conditions: effects on productivity and sustainability. *Agroforestry Systems*, 81: 175-189.
- Martins, A., Raimundo, F., Borges, O., Linhares, I., Sousa, V., Coutinho, J.P., Gomes-Laranjo, J., Madeira, M., 2010. Effects of soil management practices and irrigation on plant water relations and productivity of chestnut stands under Mediterranean conditions. *Plant Soil*, 327: 57-70.
- Oyonarte, C., Mingorance, M.D., Durante, P., Piñero, G., Barahona, E., 2007. Indicators of change in the organic matter in arid soils. *Science of the Total Environment*, 378: 133-137.
- Portela, E., Aranha, J., Martins, A., Pires, A.L., 1999. Soil factors, farmer's practices and chestnut ink disease: some interactions. *Acta Horticulturae*, 494: 433-411.
- Raimundo, F.P.F., 2003. Sistemas de mobilização do solo em soutos. Influência na produtividade de castanha e nas características físicas e químicas do solo. Tese de Doutoramento, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Weil, R.R., Islam, K.R., Stine, M.A., Gruver, J.B., Samson-Liebig, S.E., 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*, 18: 3-17.

Aplicação de resíduos orgânicos nos solos de montados: produtividade de culturas indicadoras

Organic residues for soil restoration in cork oak woodlands: productivity of selected crops

Carlos Alexandre^{1,2}, Jorge Nunes² e Manuel Madeira³

¹ Departamento de Geociências, Universidade de Évora, Apartado 94, 7002-554 Évora. Email do primeiro autor: cal@uevora.pt

² Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrâneas (ICAAM), Universidade de Évora, Évora.

³ Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017, Lisboa

Resumo

Os montados de sobre e azinho são sistemas multifuncionais com longo historial de uso em sistemas tradicionais, baseados em mobilizações frequentes, que contribuíram para reduzir a matéria orgânica do solo. A utilização de resíduos vegetais provenientes da gestão do montado tem interesse para acumular matéria orgânica no solo e recuperar a qualidade e produtividade deste recurso.

Avalia-se o efeito da incorporação no solo dos seguintes resíduos orgânicos na produtividade da aveia e de uma pastagem melhorada: *biochar* (B1 e B2 – dobro de B1), matos (M), ramos de poda de sobre e azinho (R), controlo (C – sem resíduos), e situação de referência (SR – vegetação natural sem resíduos). Os ensaios realizaram-se em dois locais com uso do solo contrastante (Mitra, Évora): pastagem natural (S) e horta (H). As aplicações por ano nas modalidades B2, M e R visaram duplicar o C orgânico do solo na camada 0-10 cm. Apresentam-se resultados de 2 anos (2011 e 2011/2012) com aveia e pastagem melhorada, em S, e de um ano (2011/2012) com aveia, em H. Usou-se um delineamento em blocos casualizados com 4 repetições.

Em 2011 a modalidade C da pastagem produziu significativamente mais biomassa (5,12 Mg MS ha⁻¹) do que as restantes (3,34 a 4,26 Mg MS ha⁻¹). Em 2012 foram as gramíneas da modalidade B2 que produziram significativamente mais biomassa (2,23 Mg MS ha⁻¹) do que as outras modalidades (0,50 a 1,66 Mg MS ha⁻¹). A aveia em S apresentou menor produtividade na modalidade M: no ano 1 com 5,34 Mg MS ha⁻¹ (6,07 a 6,43 Mg MS ha⁻¹ nas restantes), no ano 2 com 7,19 Mg MS ha⁻¹ (7,32 a 9,39 Mg MS ha⁻¹ nas outras). A aveia em H teve produtividade homogénea e superior à de S: 8,81 a 9,59 Mg MS ha⁻¹. Não se observaram efeitos consistentes dos resíduos orgânicos na produtividade das culturas ensaiadas.

Palavras-chave: *biochar*, carbono orgânico, resíduos orgânicos, fertilidade do solo, montados.

Abstract

Cork oak and holm oak woodlands are multifunctional systems with a long history of use under traditional systems, based on frequent mobilizations, which have led to

substantial soil organic matter reduction. Current woodland management produces organic residues with the potential to promote soil organic matter accumulation and to restore the quality and productivity of the soil.

This study evaluates the productivity of two selected crops (oat and an improved pasture) after the incorporation in the soil of the following organic residues: biochar (B1 and B2 - doubling B1), understory (M), pruning branches of cork and holm oak (R), control (C - no residues), and baseline (SR - natural vegetation and no residues). Field trials were set up in two sites with contrasting land use (Mitra, Evora): natural grassland area (S) and garden (H). B2, M and R treatments doubled soil organic C in the 0-10 cm layer. Here we present the results of two years (2011 and 2011/2012) for oat and improved pasture in site S, and one year (2011/2012) for oat in site H. Experimental layout was under a randomized block design with four replications.

In 2011, treatment C produced significantly higher pasture biomass (5.12 Mg DM ha⁻¹) than others (3.34 - 4.26 Mg DM ha⁻¹). In 2012, the grasses of the improved pasture under B2 produced significantly higher biomass (2.23 Mg DM ha⁻¹) than the other treatments (0.50 - 1.66 Mg DM ha⁻¹). The oat in site S showed lower productivity in treatment M: 5.34 Mg DM ha⁻¹ in first year (6.07 - 6.43 Mg DM ha⁻¹ for others) and 7.19 Mg DM ha⁻¹ in the second year (7.32 - 9.39 Mg DM ha⁻¹ for other). Oat productivity in site H was quite homogeneous and superior to site S: 8.81 to 9.59 Mg DM ha⁻¹. There was no consistent effect of organic wastes on tested crops yield.

Key words: biochar, organic carbon, organic residues, soil fertility, cork oak woodlands

Introdução

Os montados de sobre e azinho são sistemas multifuncionais com longo historial de uso em sistemas tradicionais, baseados em mobilizações frequentes, que contribuíram para reduzir a matéria orgânica do solo. A utilização de resíduos vegetais, em especial os provenientes da gestão do montado, tem interesse para promover a acumulação de matéria orgânica no solo e recuperar a sua qualidade e produtividade.

O presente estudo tem por objectivo avaliar o efeito da incorporação no solo de diferentes resíduos orgânicos na produtividade da aveia e de uma pastagem melhorada, usadas como culturas indicadoras. Consideraram-se os seguintes resíduos e modalidades de aplicação: *biochar* (B1 e B2 – dobro de B1), matos (M), ramos de poda de sobre e azinho (R), controlo (C) sem aplicação de resíduos; além disso, considerou-se também uma situação de referência (SR) com vegetação natural e sem aplicação de resíduos.

Entre os resíduos aplicados testou-se o *biochar* (contração de *biological charcoal*), carvão em pó que se destina a ser usado como correctivo do solo. É obtido a partir de biomassa variada, mediante uma pirólise a temperaturas relativamente baixas (300 a 1000 °C), num ambiente muito pobre em oxigénio de modo a impedir a combustão completa. Dependendo da biomassa utilizada (madeira, casca de árvores e de frutos duros, serradura e pasta de papel, biomassa verde, lamas de estações de tratamento de águas residuais, etc.) e das condições de combustão, obtêm-se *biochar* com diferentes teores de carbono, essencialmente considerado recalcitrante, isto é, com tempo médio de permanência no solo de centenas a milhares de anos, o que confere ao *biochar* um enorme potencial para sequestrar carbono no solo (Verheijen et al., 2010).

Embora existam provas da sua utilização como melhorador do solo em várias regiões do mundo, em alguns casos desde há milhares de anos, o *biochar* ganhou especial relevo ao confirmar-se que está na origem (antrópica) de solos da Amazónia conhecidos como

“Terra Preta do Índio” (Glaser & Birk, 2012). Estes solos apresentam produtividade muito superior aos solos das áreas envolventes e comprovam que, mesmo em condições tropicais, o carbono do *biochar* pode permanecer no solo durante milhares de anos.

Material e Métodos

Neste estudo apresentam-se os resultados de 2 anos de ensaio com aveia e pastagem melhorada no local S (2011 e 2011/2012) e de um ano de ensaio com aveia no local H (2011/2012) (Figura 1). Ambos os locais se situam na Herdade da Mitra, Évora, apresentando tipos de uso do solo contrastantes: pastagem natural (S) e horta (H).



Figura 1 - Parcelas (S e H) dos ensaios na Herdade Experimental da Mitra, Évora.

De acordo com Aguiar & Grilo (1975) os solos da área S são Solos Litólicos não húmicos de gneisses ou rochas afins, de textura grosseira, em fase profunda, e os da área H, são Solos Litólicos não húmicos de rochas eruptivas de granitos/quartzodioritos, de textura média, em fase agropédica.

A camada 0-20 cm dos solos de cada uma das áreas referidas foi analisada quanto ao (Quadro 1): pH em água e pH numa solução de KCl (razão 1:2.5), C orgânico (método de Walkley-Black), fósforo e potássio extraíveis (método de Egnér-Riehm).

Quadro 1 – Características dos solos nos locais S e H dos ensaios (n=5, em out/2010)

Local	Esp. cm	EG		pH(H ₂ O)		pH(KCl)		Corg		P		K	
		\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s
S*	0-20	53	9	5,4	0,1	4,2	0,1	9,0	1,7	2,3	0,5	50,3	12,0
H*	0-20	138	17	7,3	0,6	6,5	0,4	12,7	1,2	360	114	182,3	46,7

EG - elementos grosseiros; P e K - fósforo e potássio extraíveis; Corg - C orgânico; \bar{x} - média; s - desvio-padrão; * Herdade Experimental da Mitra: S - parcelas em pastagem natural; H - parcelas na horta.

O C orgânico incorporado por ano na camada 0-10 cm (Quadro 2) nas modalidades B2, M e R (*biochar*, matos e ramos de poda de sobro e azinho, respectivamente) tiveram por base o valor médio do C orgânico da camada 0-20 cm. Na modalidade B1 aplicou-se metade daquele valor, enquanto nas modalidades controlo (C) e situação de referência (SR) não se aplicou C orgânico, diferenciando-se a primeira por ser em tudo o resto semelhante às outras modalidades e a segunda por manter a vegetação natural.

O Quadro 2 apresenta a concentração de C dos resíduos e a quantidade aplicada (matéria seca) em cada modalidade e local. Os resíduos vegetais foram destrozados e, tanto estes como o *biochar*, foram incorporados no solo com um motocultivador.

Quadro 2 – Carbono orgânico (Corg) e resíduos (matéria seca) incorporados na camada 0-10 cm, por ano.

Local: Cultura	Corg g kg ⁻¹ ano ⁻¹	Resíduos por modalidade *					
		Bio1	Bio2	M & R	C	SR	
		Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ **					
S: Aveia	9,0	11,7	7,3	14,6	23,4	0	0
S: Pastagem	9,0	11,7	-	14,6	23,4	0	0
H: Aveia	12,7	16,5	10,3	20,6	32,9	0	-

* Bio – *biochar*, M – matos, R – ramos, C – controlo, SR – situação de referência;

** Valores por ha considerando 1,3 Mg m⁻³ para a massa volúmica do solo, 800 g kg⁻¹ C no *biochar* e 500 g kg⁻¹ C nos matos e ramos (matéria seca).

Em cada ensaio foram adoptadas fertilizações iguais para todas as modalidades. Para a aveia: 80 kg/ha N (40 em fundo e 40 em cobertura) e 80 kg/ha P₂O₅ (35 kg/ha P) apenas no local S (em H não se justificou a adubação fosfatada). No caso da pastagem (local S): 140 kg/ha P₂O₅ (61 kg/ha P).

O ciclo vegetativo, no 1º ano decorreu de Fevereiro a Junho de 2011 e no 2º ano de Dezembro/2011 a Maio/2012. É de salientar o inverno e primavera muito secos de 2011/2012 (Figura 2) que obrigou à aplicação de 3 regas, de cerca de 10 mm cada, realizadas em Fevereiro e Março de 2012 em todas as modalidades e nos dois locais.

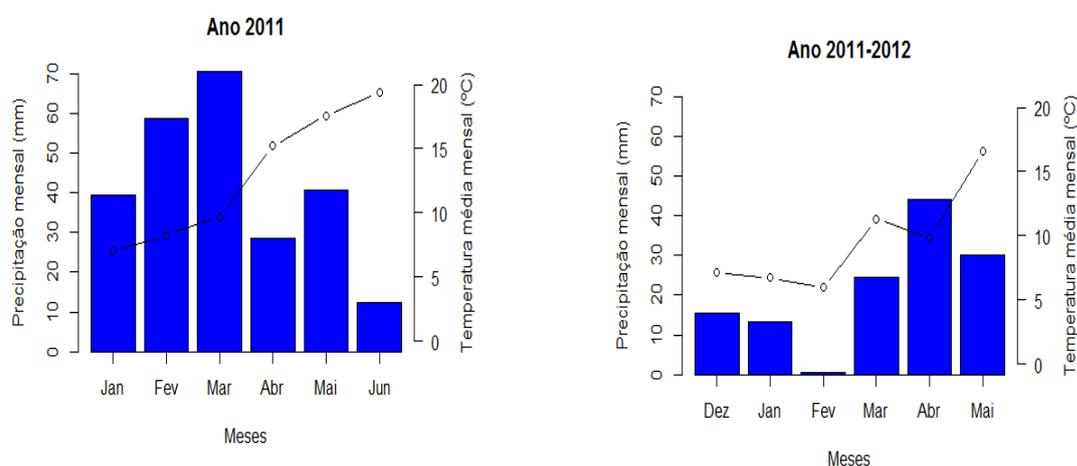


Figura 2 – Temperatura média mensal e precipitação mensal nos meses de desenvolvimento das culturas ensaiadas (CGE, 2013).

Todos os ensaios seguiram um delineamento experimental em blocos casualizados com 4 repetições.

Resultados e Discussão

Verificaram-se diferenças significativas apenas na área S (Quadro 3). Em 2011, a modalidade C da pastagem produziu significativamente mais biomassa ($5,12 \pm 0,34$

Mg MS ha⁻¹) do que as restantes (3,34 a 4,26 Mg MS ha⁻¹). Em 2012 foram as gramíneas da modalidade B2 que produziram significativamente mais biomassa (2,23 ± 0,69 Mg MS ha⁻¹) do que nas outras modalidades (entre 0,50 e 1,66 Mg MS ha⁻¹).

A aveia em S apresentou uma tendência de menor produção de biomassa na modalidade M: no primeiro ano com 5,34 ± 1,86 Mg MS ha⁻¹ e 6,07 a 6,43 Mg MS ha⁻¹ nas restantes modalidades, no segundo ano com 7,19 ± 3,35 Mg ha⁻¹ contra 7,32 a 9,39 Mg MS ha⁻¹ nas outras. No segundo ano a modalidade R aproximou-se da M.

Na área H a produtividade da aveia foi homogénea (entre 8,81 ± 0,90 e 9,59 ± 0,88 Mg MS ha⁻¹) e superior à verificada em S.

Quadro 3 – Médias e desvios-padrão dos resultados dos ensaios (n=4) expressos em matéria seca (Mg ha⁻¹). No caso da pastagem foi determinada a produtividade das gramíneas e das outras plantas. Teste Tukey nos casos em que a ANOVA deu diferenças significativas (* e **).

Local/Cultura	Biochar 1		Biochar 2		Controlo		Matos		Ramos	
	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s
2011										
S/Aveia	6,43	0,42	6,07	0,43	6,22	0,43	5,34	1,86	6,43	0,57
S/Past.(Gram.)	-	-	1,95	0,37	2,27	0,77	1,34	0,40	1,86	0,64
S/Past.(Outras)	-	-	1,97	0,25	2,86	1,10	2,00	0,80	2,40	0,91
S/Past.(Total) **	-	-	3,92 b	0,50	5,12 a	0,34	3,34 b	0,49	4,26 b	1,39
2012										
S/Aveia	9,22	1,11	8,78	0,50	9,39	0,69	7,19	3,35	7,32	1,96
S/Past.(Gram.)*	-	-	2,23 a	0,69	1,66 a	0,43	0,50 b	0,39	1,33 a	0,76
S/Past.(Outras)	-	-	0,85	0,86	0,29	0,22	0,96	0,32	0,94	0,69
S/Past.(Total)	-	-	3,08	1,40	1,96	0,23	1,46	0,53	2,26	1,20
H/Aveia	9,41	0,66	8,81	0,90	9,58	0,84	9,59	0,88	9,06	0,79

x - média; s - desvio-padrão; * P<0,05, ** P<0,01 de acordo com o teste de Tukey.

Como se pode ver na Figura 2, a precipitação acumulada nos 6 meses de duração do ciclo de desenvolvimento das culturas, registou diferenças assinaláveis nos dois anos de ensaios. No 1º ano, entre Janeiro e Junho/2011 totalizaram-se 250 mm, e no 2º ano, entre Dezembro/2011 e Maio/2012, registaram-se apenas 128 mm (CGE, 2013). Consultando os dados da precipitação mensal registados na estação meteorológica da Mitra para o período 1961-90 (Miranda *et al.* 1995) verifica-se que, enquanto no primeiro ano a precipitação ocorrida se enquadra no percentil 40 (280 mm), o valor observado no segundo ano situa-se abaixo do limite do percentil 20 (158 mm), confirmando-se, portanto, que o inverno 2012 se revelou anormalmente seco.

Numa meta-análise de estudos sobre os efeitos do *biochar*, Jeffery *et al.* (2011) verificam que os ensaios de campo são aqueles em que os resultados apresentam maior variabilidade e menor efeito na produtividade das plantas. Por este motivo e pelo segundo ano especialmente anómalo no que respeita à precipitação observada, justifica-se o prosseguimento dos ensaios por mais um ano.

Conclusões

Após dois anos de ensaio, não se observaram efeitos significativos da incorporação no solo de qualquer dos resíduos orgânicos na produtividade das plantas. Para tal podem ter contribuído os condicionalismos inerentes a um 1º ano de ensaios e o inverno extremamente seco do 2º ano.

Agradecimentos

Estudo desenvolvido no âmbito do projecto PTDC/AGR-AAM/102369/2008, co-financiado pelo Estado Português e pela União Europeia. Os autores agradecem também aos funcionários da ZEA (entidade gestora da Herdade Experimental da Mitra) todo o apoio prestado na realização dos ensaios de campo.

Referências bibliográficas

- Aguiar, F. B., Grilo, J. T., 1975. Carta de Solos da Herdade da Mitra. Universidade de Évora, Évora (n/publicado).
- CGE, 2013. Estação meteorológica da Mitra. Centro de Geofísica de Évora, Universidade de Évora. (Acedido em 21 Junho 2013): http://www.cge.uevora.pt/en/component/cge_bd/?cge_bd_e_first=mit.
- Glaser, B., Birk, J. J., 2012. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 82, 39–51.
- Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144, 175-187.
- Miranda, P.M.A., Abreu, F., Salgado, R. 1995. Estudo de Impacte Ambiental do Alqueva. Clima. Relatório Final. Relatório Técnico do ICAT. Instituto de Ciência Aplicada e Tecnologia. Faculdade de Ciências. Universidade de Lisboa. (Acedido em 21 Junho 2013): <http://194.117.7.100/Download/alqueva%20completo.pdf>
- Verheijen, F.G.A., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Diafas, I., 2010. Biochar Application to Soils - A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. EUR 24099 EN, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

As pastagens melhoradas e as fracções lábeis de carbono e azoto do solo dos montados

Improved pastures and soil C and N labile fractions in *montado* agro-forestry system

Ana Raquel Rodrigues¹, Gustavo Santos², Emanuelle Silva³ & Manuel Madeira¹

¹Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, e-mail: arfelizardo@isa.utl.pt

²Bolseiro de Graduação Sanduíche no Exterior do CNPq - Brasil, UFMA, 65-500 Chapadinha

³Bolseiro de Graduação Sanduíche no Exterior do CNPq - Brasil, UFRPE, 52171-900 Recife

Resumo

Muitos montados encontram-se em risco, apresentando solos degradados devido, principalmente, a um longo período de intensificação de culturas cerealíferas. Em algumas destas áreas foram instaladas pastagens melhoradas, às quais é atribuído um papel determinante na melhoria da qualidade do solo e no aumento da carga animal. Torna-se portanto fundamental conhecer os efeitos destas alterações de gestão do montado sobre a matéria orgânica do solo, como indicador muito relevante da qualidade do mesmo. Determinaram-se as variações dos teores de C orgânico total, N total, C solúvel em água quente, C particulado, C e N da biomassa microbiana respiração microbiana e taxa de mineralização líquida de N numa pastagem melhorada com mais de 30 anos e numa pastagem natural, considerando áreas sob e fora da influência da copa das árvores. A pastagem melhorada mostrou resultados positivos no aumento dos teores totais e nas fracções lábeis de C e N. Os resultados realçam a importância das árvores para o aumento destes teores, bem como da taxa de mineralização líquida de N em ambas as pastagens. Adicionalmente, maiores proporções de C e N da biomassa microbiana, associados a elevadas taxa de mineralização potencial de C, sugerem menor eficiência energética da população microbiana do solo da pastagem natural, comparativamente à melhorada.

Palavras-Chave: azoto, carbono, fracções lábeis, montado, pastagens melhoradas.

Abstract

Most *montado* agro-forestry systems are in danger, presenting soil degradation problems, mainly due to a long period of cereal crop intensification. In some of these areas, improved pastures were installed for an important role in soil quality improvement and stocking rate increase. Therefore, it is crucial to know the effects of these management practices on soil organic matter, as a very relevant indicator of soil quality. Variations of total organic C, total N, hot water soluble C, particulate C, microbial biomass C and N, microbial respiration and net N mineralization rate were determined in a thirty-year-old improved pasture and a natural pasture, taking into account beneath and out of tree canopy influence areas. Improved pasture showed positive results increasing total and C and N fractions. Results pointed out the tree

relevance in increasing these values, as well as the net N mineralization rate in both pastures. Additionally, higher microbial biomass C and N, associated with high C mineralization rate suggested a lower energetic efficiency of the microbial population in natural pasture soils compared with improved pasture.

Key words: carbon, improved pastures, *montado*, nitrogen, labile fractions.

Introdução

Os montados são sistemas agroflorestais característicos da Península Ibérica com grande importância económica e ambiental, ocupando actualmente cerca de 3 milhões de hectares (Eichhorn *et al.*, 2006). Destacam-se os valores produção de cortiça (montados de sobro, *Quercus suber* L.), de bolota para a alimentação de suínos (principalmente *Q. ilex* L.), de plantas aromáticas e medicinais, das pastagens extensivas, de materiais combustíveis (lenha e carvão vegetal), bem como o potencial para sequestro de carbono e como habitat de espécies cinegéticas e protegidas.

Até aos anos 70 do século passado, muitas áreas de montado foram sobre-exploradas com culturas cerealíferas, o que contribuiu para a degradação dos solos destas áreas. Presentemente, os montados são sobretudo usados como pastagem, que têm sido utilizadas cada vez mais intensivamente. Problemas como a erosão e a compactação do solo, o declínio da matéria orgânica, a deficiente regeneração natural e a perda de biodiversidade têm feito questionar a sua sustentabilidade (Moreno e Pulido, 2009).

Em alguns montados foram recentemente instaladas pastagens melhoradas, com elevada proporção de leguminosas, que, para além de permitirem maiores encabeçamentos de gado, têm obtido resultados positivos na melhoria da qualidade do solo (Gómez-Rey *et al.*, 2012). Neste contexto, pretendeu-se com este trabalho avaliar os efeitos das pastagens melhoradas e da sua interacção com as árvores em relação aos teores totais e algumas fracções lábeis de carbono (C) e azoto (N) do solo.

Material e Métodos

Foram estudadas duas áreas de montado localizadas em Vaiamonte (39°07'-39°08'N, 7°29'-7°30'W), na região NUT III Alto Alentejo, ambas pertencentes à Herdade dos Esquerdos. Os solos são originários de composições geológicas de ortogneises graníticos biotíticos, classificando-se como Regossolos lépticos associados a Leptossolos com características dístricas (IUSS, 2006). O clima é mesotérmico de Verão quente e seco, com precipitação média anual de 620 mm e temperatura média anual de 15 °C, variando entre 8,4 °C em Janeiro a 23,5° C em Agosto (INMG, 1991).

A área de pastagem melhorada foi semeada há cerca de trinta anos (M30), com *Trifolium* spp., *Ornithopus* spp. e *Lolium* spp. como principais espécies. O estrato arbóreo cobre cerca de 35% da área, com uma densidade de 30-40 sobreiros por hectare. São aplicados 300 kg ha⁻¹ de fosfatos de rocha natural (11,9% P, 25% Ca, 1,3% S e 0,4% Mg) a cada dois anos. A área é pastoreada com uma carga de 5-8 animais ha⁻¹ ano⁻¹ (ovinos e suínos). Como controlo (UC), considerou-se um montado vizinho com aproximadamente a mesma densidade do estrato arbóreo em que a pastagem natural é explorada de forma extensiva (0,9 ovelhas ha⁻¹ ano⁻¹). A invasão por arbustos (*Q. coccifera*, *Cistus salvifolius* e *Crataegus monogyna*) é controlada a cada 4-6 anos com

uma lavoura. O solo destas pastagens apresentou reacção medianamente ácida ($\text{pH-H}_2\text{O}=5,6$) e uma soma de bases de troca baixa ($6,2$ e $4,3$ $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ em M30 e UC, respectivamente) na camada superficial de 10 cm, onde a massa volúmica aparente variou entre $1,29$ e $1,39$ g cm^{-3} . Em média, o potássio (K) extraível no solo (método Égner-Riehm) rondou os 179 g K kg^{-1} , enquanto o fósforo (P) atingiu teores dez vezes mais elevados na área com pastagem melhorada ($62,9$ g P kg^{-1}) comparativamente à área com pastagem natural ($6,4$ g P kg^{-1}), em consequência da aplicação prolongada de fertilizantes. Amostrou-se a camada de solo de $0-10$ cm em áreas sob e fora da influência da copa de 12 árvores. Na fracção de solo seco ao ar menor que 2 mm, determinaram-se os teores de C orgânico total pelo método de oxidação do dicromato de potássio, e de N total segundo o método de Kjeldahl (Póvoas e Barral, 1992). Determinaram-se também os teores de C solúvel em água quente, extraído durante uma hora com água a aproximadamente 85 °C e determinado em auto-analisador (Khanna *et al.*, 2001), e o C orgânico não humificado, correspondente à fracção particulada da matéria orgânica, obtida em crivagem húmida a 50 μm .

Nos mesmos pontos, colheram-se amostras da camada superficial de $0-5$ cm de solo que foram crivadas a 5 mm com o teor de humidade natural e mantidas refrigeradas (aproximadamente 4 °C). Procedeu-se à fumigação com clorofórmio seguida de extracção com sulfato de potássio ($0,5$ M) e quantificação do C e do N correspondente à biomassa microbiana num auto-analisador (Vance *et al.*, 1987). Incubaram-se amostras de solo a 25 °C e aproximadamente 60% da capacidade de campo durante 120 dias, avaliando a respiração microbiana através do CO_2 absorvido por uma solução $0,5$ M de NaOH, e durante 16 semanas avaliando a mineralização líquida de N com extracções periódicas com cloreto de potássio a 2 M e análise dos extractos quanto aos teores de N inorgânico (NO_3^- e NH_4^+) num auto-analisador (García *et al.*, 2003).

Os resultados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) para os factores gestão do montado (pastagem natural ou melhorada) e posição em relação à copa das árvores (sob e fora). Sempre que se encontraram diferenças significativas foi efectuada a separação das médias através do teste de Tukey ($\alpha=0,05$).

Resultados e Discussão

Determinaram-se teores de C orgânico total, C solúvel em água quente, C particulado e N total significativamente mais elevados no solo da pastagem melhorada e sob a influência das árvores (Quadro 1), como resultado da maior disponibilidade de substrato para os processos de mineralização e estabilização da matéria orgânica do solo (Haynes e Williams, 1993; Waldrop e Firestone, 2006).

Conforme esperado, as fracções lábeis (Quadro 1) seguiram aproximadamente a mesma tendência que o C orgânico total, tal como observado por McLauchen e Hobbie (2004). Enquanto fracção do teor de C total, a matéria orgânica particulada no solo sob a copa das árvores na pastagem M30 distinguiu-se da mesma posição em UC, retratando a interacção positiva das árvores com a pastagem melhorada no que respeita à persistência de formas lábeis da matéria orgânica no solo, tal como observado por Gómez-Rey *et al.* (2012). A proporção do C solúvel foi maior no solo da área M30, independentemente da posição em relação às árvores, sugerindo que a pastagem melhorada possa estimular a actividade microbiana do solo (Marschner e Bredow, 2002).

Quadro 1 - Teores médios (\pm desvio padrão) de C orgânico total (C), N total (N), carbono particulado (C_{nHum}), carbono solúvel em água quente (C_{hw}) e percentagem de C particulado e solúvel em relação ao C total (C_{nHum}/C e C_{hw}/C), na camada superficial de 0-10 cm dos solos da pastagem melhorada (M30) e natural (UC), sob (SC) e fora (FC) da influência da copa das árvores. Valores na mesma coluna, para cada factor ou interacção, seguidos da mesma letra não diferem significativamente para $\alpha=0,05$.

		C	N	C_{nHum}	C_{hw}	C_{nHum}/C	C_{hw}/C
		g kg ⁻¹				%	
M30		28,33 \pm 10,93 a	2,14 \pm 0,63 a	12,82 \pm 6,63 a	1,33 \pm 0,64 a	43,1 \pm 9,2 a	4,6 \pm 1,2 a
UC		18,33 \pm 6,49 b	1,42 \pm 0,46 b	6,24 \pm 2,46 b	0,59 \pm 0,26 b	35,7 \pm 15,0 b	3,3 \pm 1,2 b
SC		29,62 \pm 9,59 a	2,18 \pm 0,54 a	12,43 \pm 6,46 a	1,21 \pm 0,65 a	40,4 \pm 10,9	3,9 \pm 1,1
FC		17,04 \pm 6,26 b	1,38 \pm 0,51 b	6,64 \pm 3,65 b	0,72 \pm 0,46 b	38,5 \pm 14,8	4,0 \pm 1,6
M30	<i>SC</i>	35,47 \pm 10,23	2,54 \pm 0,53	17,20 \pm 5,80 a	1,63 \pm 0,68	48,1 \pm 7,6 a	4,5 \pm 1,2
	<i>FC</i>	21,19 \pm 5,83	1,74 \pm 0,45	8,44 \pm 4,05 b	1,03 \pm 0,45	38,1 \pm 8,1 ab	4,8 \pm 1,3
UC	<i>SC</i>	23,77 \pm 3,59	1,82 \pm 0,23	7,65 \pm 1,98 b	0,79 \pm 0,18	32,6 \pm 7,8 b	3,3 \pm 0,7
	<i>FC</i>	12,89 \pm 3,24	1,03 \pm 0,24	4,83 \pm 2,08 b	0,40 \pm 0,15	38,8 \pm 19,8 ab	3,3 \pm 1,6

A diferente gestão da pastagem não originou diferentes teores de C e N na biomassa microbiana do solo, mas as proporções relativamente ao C e N totais foram maiores na pastagem natural do que na melhorada, considerando as áreas sem influência das árvores (Quadro 2). Contudo, a maior taxa de mineralização de C determinada para os solos de UC, principalmente fora da influência da copa, sugere uma menor eficiência energética desta população microbiana (Anderson e Domsch, 1990), o que poderá estar na base dos baixos teores de C total e lábil (Brady e Weil, 2008).

A taxa de mineralização líquida de N (Quadro 2) foi notoriamente superior sob a copa das árvores, relativamente ao solo fora da influência destas, não diferindo significativamente entre as duas pastagens. Este resultado está de acordo com os obtidos por outros autores, que confirmam o papel fundamental das árvores nos processos de mineralização de N nos montados (Gallardo *et al.*, 2000).

Quadro 2 - Teores médios (\pm desvio padrão) de C e N na biomassa microbiana (C_{mic} , N_{mic}), percentagem do C e do N totais na biomassa microbiana (C_{mic}/C , N_{mic}/N), taxa de mineralização de C (C_{min}) e taxa de mineralização líquida de N (N_{min}), na camada superficial de 0-5 cm dos solos da pastagem melhorada (M30) e natural (UC), sob (SC) e fora (FC) da influência da copa das árvores. Valores na mesma coluna, para cada factor ou interacção, seguidos da mesma letra não diferem significativamente para $\alpha=0,05$.

		C_{mic}	N_{mic}	C_{mic}/C	N_{mic}/N	C_{min}	N_{min}
		mg kg ⁻¹		%		mg g ⁻¹	
M30		295,1 \pm 90,5	56,7 \pm 23,8	1,18 \pm 0,59 b	2,89 \pm 1,57 b	30,4 \pm 7,2 b	85,6 \pm 53,7
UC		268,9 \pm 125,4	58,7 \pm 30,5	1,77 \pm 1,13 a	4,93 \pm 3,29 a	49,6 \pm 17,1 a	72,1 \pm 59,7
SC		214,9 \pm 83,7 b	40,8 \pm 18,9 b	0,76 \pm 0,37 b	1,96 \pm 1,19 b	36,0 \pm 10,1	110,0 \pm 55,4 a
FC		349,1 \pm 86,3 a	74,6 \pm 22,8 a	2,19 \pm 0,75 a	5,85 \pm 2,43 a	44,0 \pm 20,2	47,7 \pm 36,8 b
M30	<i>SC</i>	236,2 \pm 53,3	41,3 \pm 11,0	0,68 \pm 0,17 c	1,62 \pm 0,33 c	31,2 \pm 8,7	110,9 \pm 58,4
	<i>FC</i>	354,0 \pm 82,8	72,1 \pm 23,6	1,68 \pm 0,36 b	4,16 \pm 1,20 b	29,6 \pm 6,1	60,4 \pm 37,5
UC	<i>SC</i>	193,6 \pm 107,2	40,3 \pm 25,8	0,84 \pm 0,50 c	2,31 \pm 1,65 bc	40,9 \pm 9,6	109,1 \pm 57,9
	<i>FC</i>	344,2 \pm 97,3	77,1 \pm 23,9	2,71 \pm 0,68 a	7,54 \pm 2,16 a	58,3 \pm 19,3	35,1 \pm 34,5

Conclusões

A pastagem melhorada determinou mudanças notórias nos teores e proporções das fracções de C e N do solo. Os resultados realçam a importância das árvores sobre a funcionalidade biológica do solo. Actuando como regulador dos processos de mineralização da matéria orgânica, o estrato arbóreo cria condições de maior disponibilização de N, com um consumo equilibrado do C, que favorece a sua acumulação no solo. Para uma melhor compreensão destes processos de alteração nestes sistemas, estudos futuros deverão ter em conta a sazonalidade das condições ambientais.

Agradecimentos

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do projecto STRAW - “Estratégias para a recuperação do solo e para a gestão sustentável dos montados” (PTDC/AGR-AAM/102369/2008). Agradece-se a colaboração da Herdade dos Esquerdos, pela disponibilidade das áreas de estudo para realização das amostragens. Os autores agradecem a colaboração do Professor João Coutinho nas determinações em Autoanalyzer, e aos funcionários do laboratório de solos do Instituto Superior de Agronomia (DRAT), pelo apoio em todas as determinações analíticas.

Referências Bibliográficas

- Anderson, T.H., Domsch, K.H., 1990. Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and biochemistry*, 22, 2: 251-255.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2008. *The Nature and Properties of Soils*. 14ª Edição. Upper Sadle River, Pearson-Prentice Hall, 960 p.

- Eichhorn, M.P., Paris, P., Herzog, F., Incoll, L.D., Liagre, F., Mantzanas, K., Mayus, M., Moreno, G., Papanastasis, V.P., Pilbeam, D.J., Pisanelli, A., Dupraz, C., 2006. Silvorable systems in Europe - past, presente and future prospects. *Agroforestry Systems*, 67, 1: 29-50.
- Gallardo, A., Rodríguez-Saucedo, J.J., Covelo, F., Fernández-Alés, R., 2000. Soil nitrogen heterogeneity in a Dehesa ecosystem. *Plant Soil* 222: 71-82.
- García, C., Gil, F., Hernández, T., Trasar, C., 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomassa microbiana. Murcia, Mundi-Prensa, 371 p.
- Gómez-Rey, M.X., Garcês, A., Madeira, M., 2012. Soil organic-C accumulation and N availability under improved pastures established in Mediterranean oak woodlands. *Soil Use and Management*, 28, 4: 497-507.
- Haynes, R.J., Williams, P.H., 1993. Nutrient cycling and soil fertility in grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49: 119-199.
- INMG, 1991. Normais climatológicas da região do Alentejo e Algarve, correspondentes a 1951-1980. O clima de Portugal, Fascículo XLIX, Volume 4, 4ª Região. Lisboa, Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, p. 98.
- IUSS Working Group, 2006. World reference base for soil resources 2006. Volume 103, World soil resources report, 2ª Edição, Roma, FAO.
- Khanna, P.K., Ludwig, B., Bauhus, J., O'Hara, C., 2001. Assessment and significance of labile organic C pools in forest soils. In: Lal, R., Kimble, J. M., Follet, R. e Stewart, B. A. (Eds.), *Assessment methods for soil carbon*. Boca Raton, CRC Press, pp. 167-182.
- Marschner, B., Bredow, A., 2002. Temperature effects on release and ecologically relevant properties of dissolved organic carbon in sterilized and biologically active soil samples. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 4: 459-466.
- McLauchen, K.K., Hobbie, S.E., 2004. Comparison of labile soil organic matter fractionation techniques. *Soil Science Society American Journal*, 68, 5: 1616-1624.
- Moreno, G., Pulido, F.J. 2009. The functioning, management and persistence of dehesas. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J. H. e Mosquera-Losada, M. R. (Eds.), *Agroforestry in Europe: current status and future prospects*. *Advances in Agroforestry* 6. Dordrecht Heidelberg, London, New York, Springer, p. 127-160.
- Póvoas, I., Barral, M.F., 1992. Métodos de Análise de Solos. Série de Ciências Agrárias, Comunicação 10. Lisboa, Instituto de Investigação Científica Tropical, 61 p.
- Waldrop, M.P., Firestone, M.K., 2006. Seasonal dynamics of microbial community composition and function in oak canopy and open grassland soils. *Microbial Ecology*, 52, 3: 470-479.

Utilização de resíduos orgânicos na formulação de substratos hortícolas: contribuição para a redução do uso da turfa

Use of organic wastes as horticultural substrates

Sara Beozzi¹, Ernesto Vasconcelos¹, Fernanda Cabral¹, Ricardo Silvestre² e Henrique M. Ribeiro¹

¹UTL, Inst. Superior de Agronomia, UIQA, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa (henriqueribe@isa.utl.pt).

²Teciaplante – Viveiros de Plantas, Lda., Estrada Nacional 8, km 122,3, Aljubarrota.

Resumo

A turfa é atualmente o material mais utilizado na formulação de substratos para a produção de plantas envasadas na Europa. A exploração das turfeiras, porém, comporta uma série de problemas a nível ambiental, destacando-se a destruição de *habitats* e as emissões de dióxido de carbono. O presente trabalho teve como objetivo substituir a turfa por resíduos orgânicos, na formulação de substratos para plantas aromáticas envasadas, cultivadas em modo de produção biológico (MPB).

Os substratos foram preparados com fibra de coco (F) e composto de resíduos florestais (C) nas seguintes proporções fibra:composto em volume: 1F:0C; 1/3F:2/3C; 2/3F:1/3C e 0F:1C. Como testemunha utilizou-se um substrato comercial constituído por turfa negra de *Sphagnum* certificado para MPB. Todos os substratos, fertilizados com adubo orgânico certificado para MPB, foram testados no cultivo de manjerição (*Ocimum basilicum*).

O substrato formulado apenas com composto apresentou uma condutividade elétrica ligeiramente superior ao recomendado, sendo o que apresentou uma maior disponibilidade de nutrientes. A adição de composto à fibra de coco teve um efeito positivo na disponibilidade de nutrientes, com um aumento do crescimento das plantas e da extração de nutrientes.

As plantas cultivadas nos substratos constituídos por mistura da fibra de coco e composto nas proporções 2/3F:1/3C; 1/3F:2/3C e 0F:1C, tiveram uma produção de biomassa significativamente superior à das plantas cultivadas no substrato comercial utilizado como testemunha. Por outro lado, o custo dos substratos sem turfa formulados é bastante inferior ao custo do substrato comercial.

A mistura fibra de coco com composto e o composto estreme mostraram ser uma alternativa eficiente aos substratos comerciais com turfa, desde que seja garantido o controlo dos seguintes parâmetros: ausência de fitotoxicidade; controlo da salinidade do composto; ajustamento das proporções dos materiais e da fertilização.

Palavras-chave: turfa, substratos, resíduos orgânicos, plantas envasadas, produção biológica.

Abstract

Nowadays peat is the most common material used as components of substrates for potted plants in Europe; however its extraction causes environmental problems as habitats destruction and carbon dioxide emission. The objective of this work was to replace peat for organic wastes in the formulation of substrates for organic production (OP) of aromatic potted plants.

Substrates were prepared with coconut coir (F) and forestry wastes compost (C) in the following proportion (by volume): 1F:0C; 1/3F:2/3C; 2/3F:1/3C e 0F:1C. A commercial substrate be made of black *Sphagnum* peat, certificate for OP, was used as control. All the substrates were fertilized with organic fertilizer, certified for OP, and tested in the cultivation of basil (*Ocimum basilicum*).

The substrate formulated only with compost showed an electrical conductivity slightly higher to that recommended and the biggest nutrients availability. To addit compost to coir had a positive effect in the nutrients availability with a plants growth e nutrients extraction increase.

Plants growth in the substrates constituted by coir and compost mixes in the proportion 2/3F:1/3C; 1/3F:2/3C e 0F:1C had a biomass production significantly higher than the plants grown in the control. Furthermore the cost of the substrates formulated without peat is much lower than the cost of the commercial substrate.

Compost and coir mixes and compost proved to be an efficient alternative of commercial substrates with peat since it is guaranteed the control of the following parameters: no phytotoxicity; salinity control of the compound, adjusting the proportions of the materials and fertilization

Key words: peat, substrates, organic wastes, potted plants, organic production.

Introdução

A produção de plantas aromáticas e medicinais (PAM), em particular no modo de produção biológico (MPB), tem vindo aumentar à escala mundial, assim como em Portugal. Contudo, no território nacional, este tipo de produção tem ainda potencialidade de expansão no que diz respeito às plantas envasadas.

A turfa, formada pela lenta decomposição de material vegetal, é um dos materiais mais utilizados como substrato de plantas em vasos devido às excelentes características que apresenta. Na Europa, a produção de plantas em vasos origina um consumo anual de cerca de 16 milhões de metros cúbicos de substratos, dos quais 85% têm como componente principal a turfa (Verdonck, 2007). Embora seja permitida a utilização de turfa em MPB, a extração deste recurso comporta uma série de problemas a nível ambiental. As turfeiras desempenham um papel importante na biosfera, sendo envolvidas numa série de processos fundamentais, entre os quais, a participação nos ciclos biogeoquímicos, o suporte nas cadeias alimentares, a manutenção da boa qualidade de água e das dinâmicas hidrológicas, o fornecimento de habitat para muitas espécies animais e vegetais e o armazenamento de grandes quantidades de CO₂ (Silva *et al.*, 2007). Este último ponto reveste uma particular importância visto que, segundo Parish *et al.*(2007 *cit. in* Bullock *et al.*, 2012), o carbono contido nas turfeiras corresponde a 60% do carbono terrestre, quantidade semelhante à retida pela atmosfera e correspondente, segundo Kuepper (2004), a 70 anos de emissões industriais. As turfeiras possuem, portanto, um enorme potencial de impacto sobre as alterações

climáticas e a sua preservação torna-se uma questão tão importante como a da preservação das florestas.

A utilização da fibra de coco, subproduto da extração das fibras mais compridas do mesocarpo da noz de coco, e dos resíduos florestais compostados como substitutos à turfa na formulação de substratos, apresenta a vantagem de dar nova vida a materiais eventualmente inutilizados e evitar a degradação das turfeiras.

Material e Métodos

Os materiais utilizados na formulação dos substratos sem turfa foram:

- uma fibra de coco proveniente da Índia (empresa Sivanthi Joe, Tuticurin, Índia);
- um composto produzido em Portugal (empresa Leal & Soares, Mira, Portugal), obtido a partir de resíduos florestais, com predominância de pinheiro bravo (50%), casca de pinheiro bravo com 0-8 mm de dimensão (30%) e estrume de cavalo (20%);

Os substratos sem turfa (A a D) foram misturados em diferentes proporções e fertilizados com adubo orgânico certificado para MPB, na forma indicada no Quadro 1.

Como controlo (E) foi utilizado um substrato comercial (Tref Bio 1, produzido pela empresa Tref Trade BV, Jiffy Products International BV, Moerdijk, Holanda), constituído por turfa negra de *Sphagnum*, fibra de coco e fertilizante orgânico.

Quadro 1 - composição e fertilização dos substratos utilizados no ensaio

Substrato	Composição (proporções em volume)	Fertilizante	Custo (€ L ⁻¹)
A	Fibra de coco	4 g L ⁻¹ Eco-mix	0,04664
B	2/3 fibra +1/3 composto	4 g L ⁻¹ Eco-mix	0,04511
C	1/3 fibra + 2/3 composto	4 g L ⁻¹ Eco-mix	0,04357
D	Composto	4 g L ⁻¹ Eco-mix	0,04204
E	Sub. comercial "Tref Bio 1"	5 g L ⁻¹ Tref Eco11 PL	0,10940

Caracterização dos substratos

Nos substratos foram determinados o pH, a condutividade elétrica (CE) e os elementos N, P, K, Ca, Mg e Na no extrato aquoso 1:5 em volume, de acordo com as Normas Europeias EN 13037 (CEN, 1999a) e EN 13038 (CEN, 1999b).

Ensaio em vasos

Realizou-se um ensaio em vasos (\varnothing 10 cm; 380 cm³), onde se avaliou o efeito dos substratos na germinação e no crescimento de manjeriço. Quando a maioria das plantas apresentou um crescimento considerado adequado para a comercialização determinou-se a altura e o diâmetro do tufo, a biomassa fresca e seca da parte aérea da planta e foi, ainda, efetuada uma avaliação visual das raízes. Na biomassa da parte aérea das plantas foram determinados os teores de N, P, K, Ca, Mg e Na.

Resultados e Discussão

Substratos

Relativamente à CE (Quadro 2), o substrato comercial (controlo) apresentou um valor baixo e inferior ao considerado adequado para este tipo de cultivo: 0,35 a 0,65 mS cm⁻¹ (Warncke e Krauskopf, 1983, *cit. in* Ribeiro, 1996). Este resultado indicia a pouca disponibilidade de elementos minerais solúveis neste substrato. Pelo contrário, o composto apresentou uma CE levemente superior ao recomendado. Este valor não é, porém, excessivo e pode ser eventualmente corrigido com uma redução da fertilização base. Nos substratos sem turfa a fertilização aplicada foi igual para todos, assim é claro que o composto como matéria-prima apresenta uma maior disponibilidade de nutrientes e, de facto, o aumento de composto nas misturas com fibra aumenta a CE dos substratos obtidos.

No que diz respeito aos valores de pH (Quadro 2) todos se encontram dentro do intervalo considerado adequado: 5,3 – 6,5 (Miner, 1994).

Quadro 2 – pH e CE (mS cm⁻¹) no extrato aquoso 1:5 (v v⁻¹) dos substratos utilizados no ensaio.

Substrato	pH	CE (mS cm ⁻¹)
A (Fibra coco)	6,24 <i>a</i>	0,46 <i>d</i>
B (2/3 A + 1/3 D)	6,09 <i>b</i>	0,58 <i>c</i>
C (1/3 A + 2/3 D)	6,03 <i>c</i>	0,61 <i>b</i>
D (Composto)	6,04 <i>c</i>	0,73 <i>a</i>
E (Tref Bio 1)	6,35 <i>c</i>	0,27 <i>e</i>
Valores recomendados	5,3 – 6,5	0,35 – 0,65

Os teores de nutrientes extraíveis nos diferentes substratos (Quadro 3) são de forma geral baixos e inferiores aos valores indicados para este tipo de produção, exceto no potássio e no sódio. Verifica-se que é o composto, aquele que apresenta a maior disponibilidade de N, P, K e Na e o aumento da sua proporção nas misturas com fibra leva a um aumento dos teores destes elementos. O contrário é observado com o Ca e o Mg que estão presentes em maior quantidade na fibra e diminuem com o aumento da proporção do composto. Para todos os elementos, os teores observados nos substratos sem turfa B, C e D são superiores aos teores do substrato comercial (controlo).

Quadro 3 –Teores de azoto mineral (N min), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e sódio (Na) nos substratos (mg L⁻¹).

Substrato	N min (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)	K (mg L ⁻¹)	Ca (mg L ⁻¹)	Mg (mg L ⁻¹)	Na (mg L ⁻¹)
A (fibra coco 2)	7,48	13,26	230,58	67,00	15,74	123,08
B (2/3 D + 1/3 G)	11,84	23,18	413,75	59,79	16,12	126,25
C (1/3 D + 2/3 G)	16,04	34,71	521,08	54,31	14,85	135,50
D (Composto)	22,33	45,44	633,75	57,00	14,60	137,67
E (Tref BIO 1)	11,79	17,38	196,34	36,55	14,29	86,59
Valores indicados para sementeira	50 – 200	19 – 55	51 – 250	> 200	16 – 85	< 50
Valores indicados para transplante	100 - 250	29 - 100	101 - 650	> 200	16 - 150	< 50

Plantas

Os parâmetros avaliados para caracterizar o crescimento das plantas de manjeriço (Quadro 4), de um modo geral, aumentam com o aumento de composto no substrato.

O crescimento das plantas cultivadas no composto e nas misturas composto-fibra (A a D) foi significativamente superior ao crescimento das cultivadas no substrato comercial (E).

Quadro 4 – Valores médios dos parâmetros de crescimento do manjeriço.

Substrato	Altura (cm)	Diâmetro do tufo (cm)	Peso fresco (g/planta)	Peso seco (g/planta)	Raízes (Aval. visual)
A (fibra coco)	11,45 <i>bc</i>	18,05 <i>c</i>	25,13 <i>b</i>	2,59 <i>ab</i>	4,83 <i>a</i>
B (2/3 A + 1/3 D)	12,24 <i>ab</i>	18,74 <i>bc</i>	25,03 <i>b</i>	2,49 <i>b</i>	4,60 <i>a</i>
C (1/3 A + 2/3 D)	12,95 <i>a</i>	19,40 <i>ab</i>	26,22 <i>b</i>	2,67 <i>ab</i>	4,00 <i>b</i>
D (Composto)	13,04 <i>a</i>	20,24 <i>a</i>	29,39 <i>a</i>	2,87 <i>a</i>	3,60 <i>c</i>
E (Tref Bio 1)	10,33 <i>c</i>	15,82 <i>d</i>	15,03 <i>c</i>	1,50 <i>c</i>	3,00 <i>d</i>

Em cada coluna, as modalidades assinaladas com a mesma letra não diferem significativamente (p=0,05).

Relativamente aos valores de extração de nutrientes pelo manjeriço (Quadro 5) verifica-se que o aumento da percentagem de composto no substrato leva a um aumento da extracção de N, P e K pelas plantas, o que confirma a maior disponibilidade destes elementos no composto. No que diz respeito ao Mg, há uma tendência de redução da extracção com o aumento do composto na mistura, enquanto, relativamente ao Ca e Na não se observam diferenças. Verifica-se, ainda, que a extracção de nutrientes pelas plantas cultivadas no substrato comercial (E) foi inferior à observada nos substratos sem turfa (A a D), confirmando a menor disponibilidade de nutrientes neste substrato.

Quadro 5 – Valores médios da quantidade de macronutrientes e sódio extraídos por cada planta de manjeriço.

Substrato	N (mg/planta)	P (mg/planta)	K (mg/planta)	Ca (mg/planta)	Mg (mg/planta)	Na (mg/planta)
A (fibra coco)	34,71 <i>b</i>	11,83 <i>c</i>	66,10 <i>d</i>	88,31 <i>a</i>	23,89 <i>a</i>	12,82 <i>a</i>
B (2/3 A + 1/3 D)	38,95 <i>b</i>	18,43 <i>b</i>	82,61 <i>c</i>	91,69 <i>a</i>	20,49 <i>b</i>	11,99 <i>a</i>
C (1/3 A + 2/3 D)	42,75 <i>ab</i>	21,16 <i>a</i>	110,73 <i>b</i>	83,15 <i>a</i>	17,85 <i>c</i>	10,74 <i>a</i>
D (Composto)	52,01 <i>a</i>	23,71 <i>a</i>	139,88 <i>a</i>	82,75 <i>a</i>	20,15 <i>bc</i>	11,72 <i>a</i>
E (Tref Bio 1)	19,21 <i>c</i>	12,10 <i>c</i>	50,66 <i>e</i>	55,23 <i>b</i>	15,30 <i>d</i>	7,87 <i>b</i>

Em cada coluna, as modalidades assinaladas com a mesma letra não diferem significativamente ($p=0,05$).

Conclusões

Com os resultados obtidos neste trabalho foi demonstrado que o composto e a mistura composto-fibra são alternativas eficientes à turfa na composição de substratos para plantas envasadas, permitindo a proteção da turfeira e dos danos ambientais ligados à sua extração, assim como o aproveitamento de materiais orgânicos que, de outra forma, poderiam ser desperdiçados.

Aquando do uso destes materiais, dever-se-á prestar atenção a alguns parâmetros que podem comprometer o alcance de bons resultados no cultivo: a possível fitotoxicidade da fibra e do composto, que pode ser evitada com uma boa compostagem; a salinidade excessiva do composto; as proporções dos dois materiais e da fertilização nos substratos.

Agradecimentos

Trabalho efetuado no âmbito da Medida 4.1 "Cooperação para a Inovação" do PRODER, P.A. 0203660_23807, Parceria 366.

Referências bibliográficas

- Bullock, C.H., Collier, M.J., Convery, F., 2012. Peatlands, their economic value and priorities for their future management – The example of Ireland. *Land Use Policy* 29: 921-928
- CEN, 1999a. Soil improvers and growing media, determination of pH. Brussels, European Committee for Standardization, 9 pp. (EN 13037:1999).
- CEN, 1999a. Soil improvers and growing media, determination of electrical conductivity. Brussels, European Committee for Standardization, 9 pp. (EN 13038:1999).
- Kuepper, G., 2004. Potting mixes for certified organic production. National Sustainable Agriculture Information Service, ATTRA, National Centre for Appropriate Technology, Fayetteville, Arkansas, U.S.A. 20 pp.
- Miner, J.A., 1994. Substratos: propiedades y caracterización. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España. 172 pp.

- Morujó, N.C., 2012. Identificação das plantas sarmáticas e medicinais produzidas em modo de produção biológico em Portugal. Associação Portuguesa de Horticultura 109: 19-22
- Ribeiro H.M.F., 1996 Possibilidade de utilização de resíduos sólidos urbanos compostados na formulação de substratos para plantas envasadas. Dissertação de mestrado. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 143 pp.
- Silva, J.P., Phillips, L., Jones, W., Eldridge, J., O'Hara, E., 2007 LIFE and Europe's wetlands, Restoring a vital ecosystem, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, Bruxelas, Bélgica 65 pp.
- Verdonck, O., 2007. Status of Soilless Culture in Europe. Acta Horticulturae 742: 35-39.

Tema 3

Sistemas agrários e factores de produção

Aplicação de boro a um olival: efeito sobre os seus teores no solo, nas folhas e na produção de azeitona

Boron application to an olive grove: effect on boron soil levels, foliar levels and yield

Maria E. Marcelo¹, Francisco M. Soares², Fátima Calouro¹ e Pedro Jordão¹

¹INIAV, I.P. - Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária / UEIS Sistemas Agrários e Florestais e Sanidade Vegetal / Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Tapada da Ajuda, Apartado 3228, 1301-903 Lisboa, e-mail: encarnacao.marcelo@iniav.pt

²DRAPC - Direção Regional de Agricultura e Pescas do Centro, Rua Amato Lusitano, Lote 3, 6000-150 Castelo Branco

Resumo

A carência de boro encontra-se largamente difundida nos olivais portugueses. Este desequilíbrio nutritivo está associado a solos pobres em boro, sobretudo arenosos, sendo mais frequente em situações de carência hídrica. O presente trabalho tem como objetivo estudar a resposta de um olival de sequeiro da cv. Galega Vulgar, plantado em luvisolos de Monforte da Beira, à aplicação de boro. Os resultados foram obtidos num ensaio completamente casualizado com três repetições e oito tratamentos experimentais, resultantes da combinação de quatro níveis de azoto ($N_0=0$, $N_1=30$, $N_2=60$ e $N_3=120$ kg de N ha^{-1}) e dois níveis de boro ($B_0=0$ e $B_1=3,8$ kg de B ha^{-1}). Os adubos que veicularam estes nutrientes, respetivamente nitrato de amónio e bórax, foram aplicados ao solo no fim do inverno, em dois anos consecutivos. A adubação com boro provocou um aumento significativo ($p \leq 0,001$) nos teores de boro extraível do solo a 0-0,2 m e 0,2-0,5 m de profundidade, embora de forma mais acentuada na camada superficial. Relativamente aos teores foliares de boro, obtidos anualmente na época de endurecimento do caroço, observou-se que a aplicação do nutriente teve um efeito significativo ($p \leq 0,001$) que se foi atenuando ao longo dos quatro anos do período experimental. Neste período verificou-se também um efeito significativo ($p \leq 0,001$) da aplicação de boro sobre a produção de azeitona que aumentou 2,7 vezes nos tratamentos experimentais com boro. A adubação azotada não afetou nenhum dos parâmetros considerados. Registou-se, ainda, uma correlação positiva entre os teores de boro presentes no solo e nas folhas, mais evidente quando se considerou a camada superficial do solo. Conclui-se que a carência de boro na oliveira, desde que comprovada através dos meios de diagnóstico disponíveis, pode ser corrigida através da aplicação deste elemento ao solo.

Palavras-chave: adubação, análise foliar, análise de terra, azoto, carência de boro.

Abstract

Boron deficiency is widespread in Portuguese olive groves. This nutritional imbalance is associated to poor soil boron, mainly sandy, being more frequent in situations of water deficit. The present study aims to evaluate the response of a dry land olive grove (*Olea europaea* L.) cv. Galega Vulgar, planted in Luvisols in Monforte da Beira, to the boron application. The results were obtained in a field experiment arranged into a completely randomized design with three replications and eight experimental treatments resulting from the combination of four levels of nitrogen (0, 30, 60 and 120 kg N ha⁻¹) and two levels of boron (0 and 3.8 kg B ha⁻¹). The nutrients were applied to the soil as ammonium nitrate and borax respectively, in late winter, for two consecutive years. Boron application caused a significant increase ($p \leq 0.001$) in levels of soil extractable boron at 0-0.2 m and 0.2-0.5 m depth, although with a more pronounced effect in the surface layer. The foliar levels of boron, obtained annually during the period of endocarp hardening, were significantly affected ($p \leq 0.001$) by the application of the nutrient, and were attenuated over the four-year trial period. In this period, there was also a significant effect ($p \leq 0.001$) of boron application on fruit-yield that has increased 2.7 times in the experimental treatments with boron. Nitrogen fertilization did not affect ($p > 0.05$) any of the considered parameters. There was also a positive correlation between the levels of boron in the soil and in the leaves, more evident when the surface layer was considered. The obtained results show that the boron deficiency in the olive grove, if adequate diagnostic criteria are used, can be corrected by the nutrient application to the soil.

Key words: boron deficiency, fertilization, foliar analysis, nitrogen, soil analysis

Introdução

A oliveira é a cultura agrícola permanente que mais área ocupa em Portugal, sendo superior a 47000 ha na Beira Interior (INE, 2011). Nesta região, como no país em geral, a Galega Vulgar é uma das cultivares mais importantes. A carência de boro encontra-se largamente difundida nos nossos olivais (Branco, 1961; Santos, 1991), tendo sido alguns dos primeiros resultados da aplicação deste micronutriente a oliveiras obtidos na Beira Interior (Pereira, 1957). A insuficiência de boro nesta cultura foi igualmente reportada por Almeida (1967) e Jordão (1989).

A deficiência de boro condiciona fortemente o processo reprodutor da oliveira, podendo conduzir à diminuição da percentagem de flores perfeitas e do vingamento dos frutos (Perica *et al.*, 2001; Chatzissavidis *et al.*, 2005). Todavia, a avaliação do efeito quantitativo desta insuficiência sobre a produção do olival ainda é escassa. Em Portugal, Jordão (1990) identificou o azoto e o boro como dois dos principais fatores limitantes de ordem nutricional à produtividade de um olival da cv. Galega Vulgar, de sequeiro, instalado na região de Santarém.

A necessidade de avaliar o efeito da aplicação de boro e de azoto sobre a produção de azeitona e qualidade do azeite e, também, de melhor conhecer as vantagens do uso de dois importantes meios de diagnóstico do estado nutricional do olival (análise de terra e foliar) na formulação de recomendações de fertilização mais racionais, determinou a realização do presente estudo num olival da cv. Galega Vulgar. Neste trabalho apresenta-se a resposta do olival à aplicação de boro, no que respeita aos seus teores no solo e nas folhas, bem como à produção de azeitona.

Material e Métodos

O ensaio foi instalado na primavera de 1998 num olival de sequeiro da cv. Galega Vulgar. Localiza-se no Monte da Barroca do Beirão em Monforte da Beira, no concelho de Castelo Branco, e foi plantado por volta de 1960 com um compasso de 8 m x 8 m.

Segundo a classificação da FAO (2006), o olival está instalado numa mancha de Luvissolos.

As características químicas das amostras de terra colhidas antes da instalação do ensaio encontram-se publicadas em Jordão *et al.* (2004). Trata-se de um solo de textura franco-arenosa, de reação ácida ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O})=5,6$), com baixa capacidade de troca catiónica ($8,58 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$) e com baixos teores de matéria orgânica ($9,4 \text{ g kg}^{-1}$) e de boro extraível ($0,27 \text{ mg kg}^{-1}$) na camada superficial (0-0,2 m).

Em 1997 efetuou-se, em todo o olival, a colheita de amostras de folhas no terço médio dos raminhos do ano, na época de endurecimento do caroço, com vista à avaliação do seu estado nutricional. Os teores foliares de azoto e de boro revelaram-se baixos para a época (Soveral-Dias *et al.*, 2000), apresentando, respetivamente, os valores médios de 14 g kg^{-1} e 13 mg kg^{-1} na matéria seca a $100-105^\circ\text{C}$.

O ensaio foi delineado de forma completamente casualizada com três repetições, sendo cada talhão experimental constituído por três árvores. Os tratamentos experimentais considerados foram: T₁ - N₀B₀, T₂ - N₀B₁, T₃ - N₁B₀, T₄ - N₁B₁, T₅ - N₂B₀, T₆ - N₂B₁, T₇ - N₃B₀ e T₈ - N₃B₁, correspondendo N₀, N₁, N₂ e N₃, respetivamente, a 0, 30, 60 e 120 kg de N ha⁻¹ e B₀ e B₁ a 0 e 3,8 kg de B ha⁻¹. O azoto foi veiculado sob a forma de diluição de nitrato de amónio com calcário (20,5% de N) e o boro sob a forma de bórax (11% de B), ambos aplicados em meados de março dos dois primeiros anos experimentais (1998 e 1999).

O controlo anual da produção efetuou-se árvore a árvore.

No fim do inverno dos anos de 1998, 1999 e 2002, antes de se proceder à fertilização experimental (no caso dos dois primeiros anos), efetuou-se em todos os talhões experimentais a colheita de amostras de terra, às profundidades de 0-0,2 m e 0,2-0,5 m. Os teores de boro extraível nas terras foram obtidos após extração com água fervente e doseamento pelo método da curcumina-ácido oxálico.

Entre 1998 e 2001 realizou-se a amostragem anual de folhas do terço médio dos lançamentos da primavera, em todos os tratamentos experimentais, ao endurecimento do caroço. Os teores foliares de boro foram determinados na solução clorídrica das cinzas e doseados pelo método da curcumina-ácido oxálico (Duarte *et al.*, 1998).

Na análise estatística de resultados procedeu-se à análise de variância (ANOVA tipo II), tendo-se utilizado o teste de Duncan para comparação das médias *a posteriori*. Na avaliação do efeito da aplicação de boro sobre os teores do nutriente nas amostras de terra, utilizaram-se os valores observados antes do início do ensaio, em cada talhão experimental, como covariável. Efetuou-se, ainda, a análise de correlação entre os teores de boro extraível presentes no solo às profundidades de 0-0,2 m e 0,2-0,5 m e os teores foliares do nutriente observados em 1999 e 2002.

Resultados e Discussão

Solo

A adubação experimental, com azoto e boro, provocou um efeito médio significativo ($p \leq 0,001$) sobre os teores de boro extraível do solo, tendo sido apenas o boro o nutriente que conduziu ao aumento desses teores, quer no ano seguinte ao início do ensaio (1999) quer três anos depois, mas especialmente em 1999 e na camada superficial (Fig. 1). O facto de a aplicação ter sido efetuada à superfície do solo e de se tratar de um solo com as características atrás indicadas explica os resultados obtidos. Tsadilas (1995) observou, igualmente, aumentos dos teores de boro do solo após a sua aplicação, sob a forma de bórax, a oliveiras com a mesma carência.

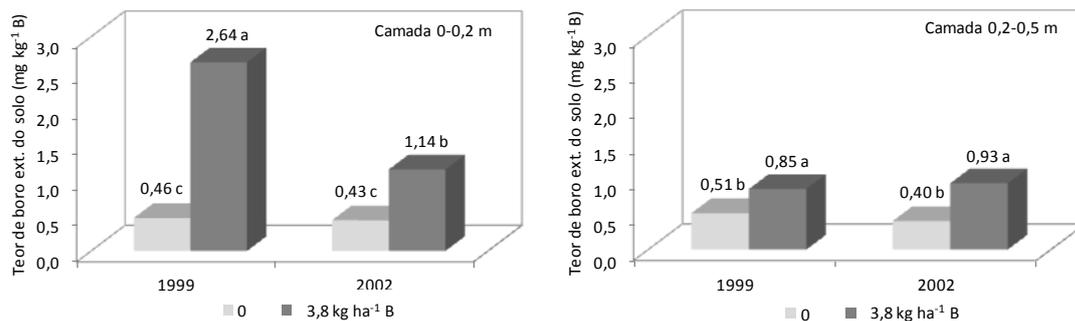


Figura 1 - Efeito médio da aplicação de boro ao solo sobre os seus teores nas camadas de 0,0-0,2 m e 0,2-0,5 m um ano após o início do ensaio (1999) e após a sua conclusão (2002).

Folhas

No que respeita ao efeito médio da adubação experimental sobre os teores foliares de boro ao endurecimento do caroço, este foi significativo ($p \leq 0,001$), tendo a aplicação de boro sido a responsável pelo aumento daqueles teores. Este aumento observou-se quatro meses após a referida aplicação, efeito especialmente visível nos dois anos em que esta ocorreu, deixando de se fazer sentir de forma significativa ($p > 0,05$) nos dois anos seguintes (Fig. 2). De igual modo, Tsadilas (1995) verificou um elevado acréscimo nos teores foliares do nutriente em oliveiras com carência após a aplicação de boro ao solo, o mesmo tendo observado Rodrigues e Arrobas (2008). A relativa mobilidade do boro na oliveira (Delgado *et al.*, 1994; Brown e Hu, 1998, citados por Perica *et al.*, 2001) poderá explicar a celeridade na manifestação do efeito da sua aplicação.

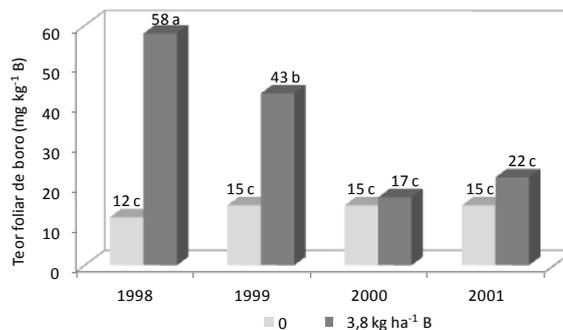


Figura 2 - Efeito médio da aplicação de boro ao solo sobre os seus teores nas folhas, ao endurecimento do caroço, nos diferentes anos experimentais.

A redução dos teores foliares verificada entre 1998 e 1999 nos tratamentos experimentais com boro (Fig. 2) poderá estar associada a fatores climáticos, bem como ao número de dias que mediou entre a aplicação do nutriente e a data de colheita das folhas e entre esta e a data de plena floração, que foram distintos nos dois anos em causa. Para além destes fatores, o aumento de produção observado em 1999, cujo valor médio nos tratamentos com boro foi de 9575 kg ha^{-1} , contra 114 kg ha^{-1} no ano anterior, terá sido também responsável pelo decréscimo observado, em consequência de uma maior remoção do nutriente pelos frutos. Delgado *et al.* (1994) observaram que o fruto é um importante sumidouro deste nutriente, o que foi igualmente referido por Perica *et al.* (2001), sugerindo os resultados obtidos por estes autores que as necessidades de boro são mais elevadas para a reprodução do que para o crescimento vegetativo.

É ainda de referir que o teor foliar de boro nos tratamentos em que não houve aplicação deste elemento é baixo em todos os anos experimentais (Freeman *et al.*, 1994; Soveral-Dias *et al.*, 2000).

Foi encontrada uma correlação positiva entre os teores de boro extraível do solo e os teores do nutriente presentes nas folhas, mais expressiva na camada de 0-0,2 m (coeficiente de correlação=0,84; $p \leq 0,001$) do que na camada de 0,2-0,5 m (coeficiente de correlação=0,40; $p \leq 0,01$). De igual modo, Tsadilas e Chartzoulakis (1999) observaram que a concentração de boro no solo extraído por água fervente, tal como por outros extratantes, se encontrava positivamente correlacionada com a concentração de boro nas folhas, colhidas em época similar.

Produção de azeitona

No conjunto dos quatro anos experimentais observou-se um efeito médio significativo ($p \leq 0,001$) da adubação sobre a produção de azeitona, tendo-se verificado que, neste período, foi o boro que influenciou a referida variável. Independentemente da aplicação do azoto, a adubação com aquele micronutriente mais do que duplicou a quantidade de azeitona produzida no período em análise, tendo sido responsável por um acréscimo de 1085 kg ha^{-1} (Fig. 3).

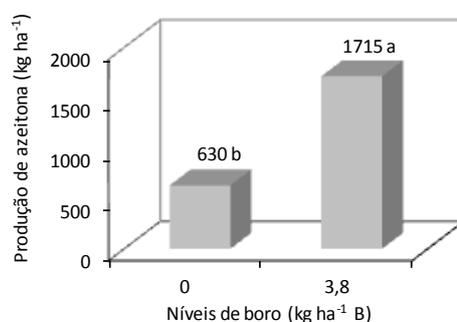


Figura 3 - Efeito médio da aplicação de boro ao solo sobre a produção de azeitona no conjunto dos anos experimentais (1998 a 2001).

Um efeito positivo da aplicação de boro na produção de um olival da mesma cultivar foi também observado por Jordão (1990), através da sua aplicação às folhas. Igualmente através da aplicação foliar, Perica *et al.* (2001) registaram aumentos de produção num olival da cv. Manzanillo. Estes autores consideram que a resposta da oliveira à aplicação foliar de boro é mais pronunciada em anos de menor vingamento e que o efeito do boro na produção pode ser atribuído, entre outras razões, ao aumento de flores perfeitas. Idêntica constatação foi retirada por Marcelo *et al.* (2010) quando aplicaram boro e outros nutrientes a olivais das cvs. Conserva de Elvas e Santulhana. Exercendo o boro um importante papel nos processos de floração e frutificação e sendo a oliveira uma espécie sensível à deficiência deste nutriente (Shorrocks, 1997), as respostas observadas eram previsíveis face às baixas concentrações do elemento quer no solo quer nas folhas.

A adubação com azoto não conduziu a alterações significativas ($p>0,05$) na produção de azeitona, bem como nos teores de boro do solo e das folhas (resultados não apresentados).

Conclusões

A aplicação de boro ao solo conduz a aumentos dos teores de boro extraível do solo e dos teores foliares do nutriente, originando, em situações de carência, acréscimos apreciáveis da produção.

Deste modo, pode concluir-se que as análises de terra e foliar são dois importantes meios de diagnóstico para avaliação do estado nutricional do olival em boro e que a carência deste nutriente na oliveira pode ser corrigida através da aplicação de boro ao solo, mesmo em olivais de sequeiro.

A periodicidade e a dose de aplicação devem ser ajustadas às características pedoclimáticas do olival.

Referências bibliográficas

- Almeida, F.J., 1967. Das reacções fisiológicas aos estímulos e inibições em *Olea europaea* L. Separata dos boletins nº 73-74. Junta Nacional do Azeite, Lisboa, 188 p.
- Branco, E.M., 1961. Contribuição Para o Estudo da Deficiência de Boro na Oliveira. Relatório final do curso de Engenheiro Agrónomo, UTL, ISA, Lisboa, 70 p.
- Chatzissavvidis, C., Therios, I.N., Molassiotis, A.N., 2005. Seasonal variation of nutritional status of olive plants as affected by boron concentration in nutrient solution. *Journal of Plant Nutrition*, 28: 309-321.
- Delgado, A., Benloch, M., Fernández-Escobar, R., 1994. Mobilization of boron in olive trees during flowering and fruit development. *HortScience*, 29, 6: 616-618.
- Duarte, M.L., Pacheco, C., Soveral-Dias, J.C., 1998. Métodos de análise de material vegetal. INIA, LQARS, Lisboa, 111 p.
- FAO, 2006. World reference base for soil resources. *World Soil Resources Reports* Nº 103, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

- Freeman, M., Uriu, K., Hartmann, H.T., 1994. Diagnosing and correcting nutrient problems. In: L. Ferguson, G.S. Sibbett e G. Martin (Ed.), Olive production manual, University of California, Division of Agriculture and Natural Resources, Oakland, p. 77-86.
- INE, 2011. Recenseamento Agrícola 2009. Análise dos principais resultados. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, 60 p.
- Jordão, P.V., 1989. Nutrição e fertilização da oliveira. INIA, LQARS, Lisboa, 83 p.
- Jordão, P.V., 1990. Efeito da aplicação de fertilizantes na composição mineral de folhas de oliveira. Dissertação apresentada para efeito de obtenção do grau de Mestre em Produção Vegetal, UTL, ISA, Lisboa, 99 p.
- Jordão, P.V., Marcelo, M.E., Sempiterno, C.M., Henriques, J.G., Fernandes, A., Mateus, J., Soares, F.M., Pinheiro-Alves, M.C., 2004. Influência da aplicação de azoto e boro na produção da oliveira cultivar Galega e na qualidade do azeite. *Revista de Ciências Agrárias*, 27, 1: 444-453.
- Marcelo, M.E., Medeira, C., Maia, I., Carvalho, T., Lopes, J., 2010. Fertilização e protecção fitossanitária no controlo de anomalias florais nas cultivares de oliveira Santulhana e Conserva de Elvas. *Revista da APH*, 101: 31-33.
- Pereira, A., 1957. Ensaio de elementos mínimos em algumas espécies cultivadas. *Min. Economia. DGSA. Brigada Técnica VII Região, Guarda*, 23 p.
- Perica, S., Brown, P.H., Connell, J.H., Nyomora, A.M.S., Dordas, C., Hu, H., Stangoulis, J., 2001. Foliar boron application improves flower fertility and fruit set of olive. *HortScience*, 36, 4: 714-716.
- Rodrigues, M.A., Arrobas, M.M., 2008. Effect of soil boron application on flower bud and leaf boron concentrations of olives. *Acta Horticulturae*, 791: 393-396.
- Santos, J.Q., 1991. Fertilização. *Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos. Publicações Europa-América, Mem Martins*, 441 p.
- Shorrocks, V.M., 1997. The occurrence and correction of boron deficiency. *Plant and Soil*, 193: 121-148.
- Soveral-Dias, J.C., Jordão, P.V., Marcelo, M.E., Calouro, F., Antunes, A.F., Cordeiro, A.M., Santos, L.S., Morais, N.C., 2000. Produção integrada da oliveira. Fertilização e outras práticas culturais. MADRP, INIA, DGPC, DGDR, Lisboa. 47 p.
- Tsadilas, C.D., 1995. Estudio sobre los parámetros del suelo responsables de la carencia en boro en los olivos y métodos de corrección en las condiciones de suelo y de clima de Grecia. *Olivae*, 56: 48-50.
- Tsadilas, C.D., Chartzoulakis, K.S., 1999. Boron deficiency in olive trees in Greece in relation to soil boron concentration. *Acta Horticulturae*, 474: 341-344.

Tema 4

O solo e a biodiversidade

Monitorização da população rizobiana em solos de pastagem de sistemas de montado

Monitoring rhizobial population in pasture soils of “montado” (cork oak) systems

Concepción Fernández¹, Ricardo Soares¹, Corina Carranca², Manuel Madeira³ e Isabel Videira e Castro¹

¹Laboratório de Microbiologia do Solo, Unidade de Investigação de Sistemas Florestais, UEISSAFS, INIAV; isabel.castro@iniav.pt

²,* Unidade de Investigação de Sistemas Agrárias, UEISSAFS, INIAV; CEER-ISA/UTL

³,** Departamento de Ciências do Ambiente, Instituto Superior de Agronomia, UTL; CEF-ISA/UTL

Resumo

O presente trabalho teve como objetivo a monitorização das populações rizobianas naturais existentes em dois locais (Vaiamonte e Estremoz) com pastagens naturais e semeadas, para avaliação da influência da copa das árvores de *Quercus suber* L., na dimensão, eficácia simbiótica e diversidade destas populações. Os resultados obtidos mostraram que nas duas pastagens semeadas mais antigas (maiores de 30 e 12 anos), a dimensão da população rizobiana foi mais elevada fora da influência da copa dos sobreiros. Relativamente à eficácia da fixação de azoto, os resultados revelaram a existência de estirpes fixadoras de azoto nas quatro pastagens, no entanto os valores mais elevados foram os das estirpes de rizóbio existentes na pastagem semeada há mais de 5 anos, e os mais baixos na pastagem natural. Constatou-se também que a diversidade genética das populações rizobianas nas várias pastagens foi grande, principalmente nos rizóbios fora do efeito da influência da copa das árvores.

Palavras-chave: rizóbio, eficácia simbiótica, diversidade.

Abstract

The present study aimed to monitor the natural rhizobial population present in two locations (Vaiamonte and Estremoz) with natural and sown pastures. The influence of tree canopy of *Quercus suber* L. was evaluated, in relation to the size, symbiotic effectiveness and diversity of rhizobial population. The results obtained showed that in the two older improved pastures (30 and 12 years old) the size of natural rhizobial population was the highest outside the influence of cork tree canopy. Under the canopy, the population size decreased. Concerning the effectiveness of nitrogen fixation, the results revealed the existence of nitrogen-fixing strains in the four pastures. However, the highest values were those of rhizobia strains existing in improved pasture older than 5 years, and the lowest in the natural grassland. It was also found a high genetic diversity of rhizobial populations in pastures, especially in rhizobia out of the tree canopy influence.

Key words: rhizobia, symbiotic effectiveness, diversity.

Introdução

Na região mediterrânica do sul da Península Ibérica desenvolveu-se um sistema agrossilvopastoril - “montado”, caracterizado pela generalizada baixa fertilidade dos solos, onde as pastagens naturais e semeadas são um elemento essencial. Aqui a fixação biológica do azoto mediada pelas simbioses entre as bactérias *Rhizobium* e as leguminosas constitui o principal processo de fornecimento de azoto aos solos, sendo por isso uma componente fundamental de uma estratégia de sustentabilidade e de aumento da produtividade destes ecossistemas (Ferreira et al., 2010).

O presente trabalho teve como objetivo a monitorização das populações rizobianas naturais, presentes em diferentes solos de Vaiamonte e de Estremoz, com pastagens naturais e semeadas, para avaliação da influência da copa das árvores de *Quercus suber* L., na dimensão, eficácia simbiótica e diversidade destas populações, utilizando-se o trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum* L.) como planta-hospedeira, que é uma das espécies mais usadas na instalação de pastagens de sequeiro.

Materiais e Métodos

Marcaram-se seis talhões de ensaio (com 1,0 m²/cada), três sob o coberto das árvores e três fora da sua influência, em cada uma das pastagens (4 no total). Em cada talhão, foram colhidas amostras compósitas de terra, no outono, à profundidade de 0-20 cm, para a monitorização da população rizobiana. A dimensão da população foi estimada por contagem indireta, após inoculação de plantas de trevo subterrâneo cv. Clare com as várias diluições de solo, utilizando-se o método do “número mais provável” (NMP) (Somasegaran e Hoben, 1994).

Nestes ensaios foi também avaliada a eficácia simbiótica da população rizobiana obtida através da determinação do peso seco das plantas de trevo subterrâneo inoculadas com os diferentes solos e crescidas durante oito semanas em ambiente controlado.

Para o estudo da diversidade genética da população rizobiana recorreu-se à técnica de ERIC (*enterobacterial repetitive intergeneric consensus*)-PCR (De Bruijn, 1992), usada para a distinção de estirpes taxonomicamente muito próximas. Esta técnica tem sido utilizada, com sucesso, em estudos de diversidade de bactérias *Rhizobium* sp. (Castro e Ferreira, 2006). Os isolamentos de *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii*, obtidos a partir dos nódulos das plantas de trevo subterrâneo crescidas laboratorialmente foram utilizados, após extração do DNA total, nas reações de PCR e os respetivos *fingerprintings*, visualizados por eletroforese horizontal em géis de agarose. Posteriormente estes resultados foram analisados através do sistema binário referente à presença/ausência de fragmentos, usando os programas Freetree (Pavlicek et al., 1999), para a construção da matriz de semelhança, e Tree View (PHILIP), para a construção dos dendrogramas, e avaliação das respetivas relações genéticas.

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos mostraram a existência dum aparente efeito negativo da copa das árvores na dimensão das populações rizobianas nas pastagens semeadas há mais de 30 anos em Vaiamonte, e há mais de 12 anos em Estremoz. Verificou-se uma diminuição da população rizobiana autóctone nos talhões que estão debaixo da influência da copa dos sobreiros (valores médios: de $1,3 \times 10^3$ e $8,16 \times 10^2$ bactérias g⁻¹ de solo,

respetivamente em Vaiamonte >30 anos e Estremoz >12 anos), quando comparados com os talhões que estão fora da influência da copa dessas árvores (valores médios de $3,06 \times 10^4$ bactérias g^{-1} de solo, em ambas as pastagens). Nas restantes pastagens de Estremoz (semeada há mais de 5 anos, e natural >25 anos/debaixo da influência da copa dos sobreiros,) a dimensão da população rizobiana manteve-se sempre elevada e, em média, superior a 10^4 bactérias g^{-1} de solo (Figura 1).

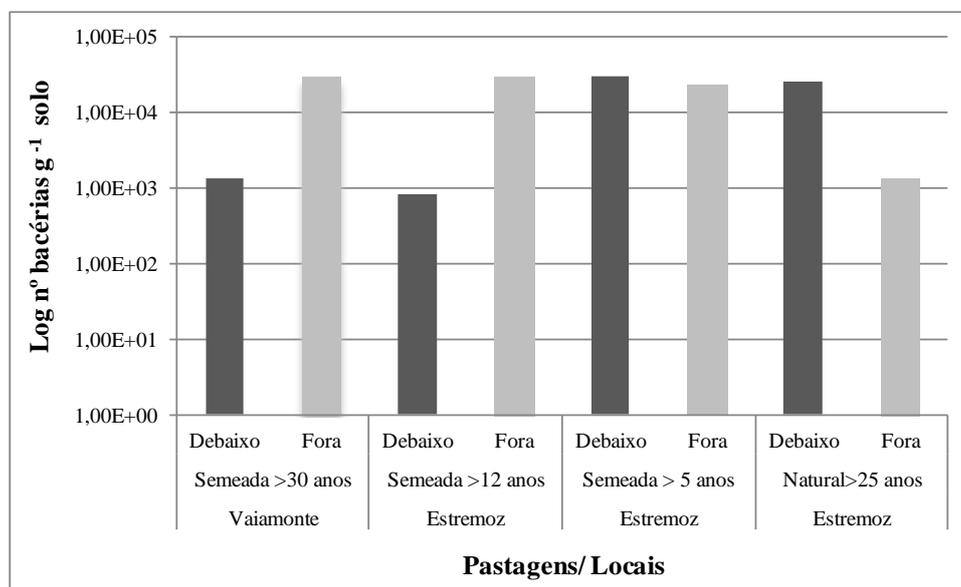


Figura 1 - Dimensão da população rizobiana (expressa em nº de bactérias (rizóbios) g^{-1} de solo) nas quatro pastagens, analisada debaixo e fora da influência da copa dos sobreiros, utilizando o trevo subterrâneo como planta hospedeira.

Os resultados relativos à eficácia simbiótica da população rizobiana nas quatro pastagens (Figura 2) mostraram, dum modo geral, a existência de estirpes fixadoras de azoto, apresentando as estirpes de rizóbio da pastagem semeada há mais de 5 anos os valores mais elevados.

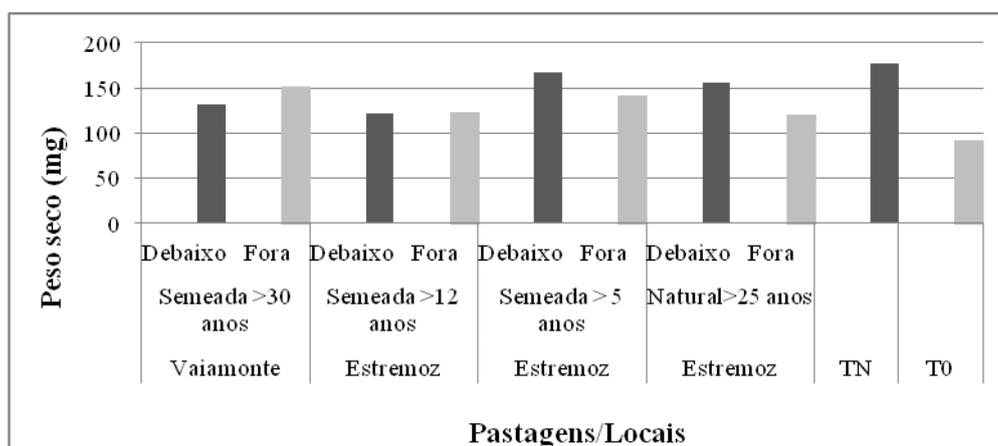


Figura 2 - Eficácia da população rizobiana, avaliada pelo peso seco (expresso em mg) nas quatro pastagens, analisada debaixo e fora da influência da copa dos sobreiros, utilizando o trevo subterrâneo como planta hospedeira. TN-Testemunhas inoculadas apenas com azoto (KNO_3); T0 – Plantas não inoculadas nem com solo, nem com azoto.

Os resultados da diversidade genética da população rizobiana obtidos nas diferentes pastagens, apresentados sob a forma de dendrogramas (Figura 3), mostraram a existência de vários *clusters* entre a população estudada, possuindo muitos dos isolamentos de *Rhizobium* um único e complexo *fingerprining*, o que demonstra a existência duma grande diversidade entre a população rizobiana, principalmente nos rizóbios fora do efeito da influência da copa das árvores.

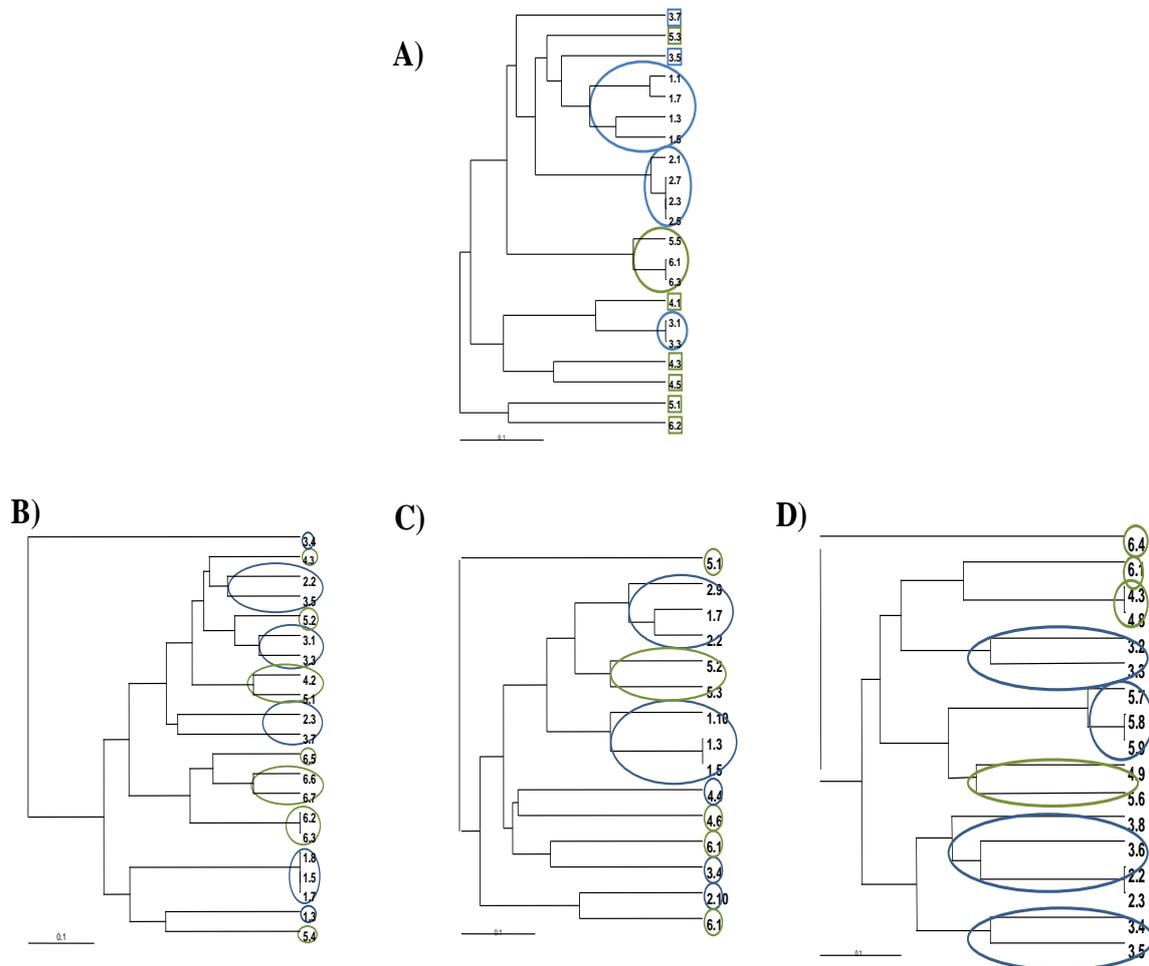


Figura 3 - Dendrogramas obtidos com os resultados de ERIC-PCR, mostrando as relações genéticas entre os isolamentos de *Rhizobium* originários dos solos das pastagens de Vaiamonte semeada há mais de 30 anos (A) e de Estremoz: semeada há mais de 12 anos (B); semeada há mais de 5 anos (C) e pastagem natural (D). A azul, estão representados os isolamentos de *Rhizobium* obtidos debaixo da influência da copa dos sobreiros e a verde os isolamentos obtidos fora do efeito da copa das árvores.

Conclusões

Os resultados obtidos neste trabalho mostraram a influência da copa das árvores na população rizobiana, principalmente na dimensão da população que foi um dos parâmetros estudado mais afetado, designadamente nas pastagens semeadas mais antigas e debaixo do efeito da copa das árvores. Também a diversidade foi, dum modo

geral, menor debaixo do efeito da copa dos sobreiros, enquanto a eficácia simbiótica apresentou em todas as pastagens valores superiores aos controlos, indicativo da presença de estirpes de *Rhizobium* fixadoras de azoto.

Agradecimentos

Trabalho financiado pela FCT (Projeto PTDC/AGR-AAM/102369/2008).

Referências Bibliográficas

- Castro, I.V., Ferreira, E.M., 2006. Contaminación y fertilización: metales pesados y lodos de depuradoras. In: Gómez, E.B.; López, J.G.; Plá, C.L.; González, M.B.R. (Eds.), Fijación de Nitrógeno: Fundamentos y Aplicaciones. Granada, Espanha, p. 291-303.
- De Bruijn, F.J., 1992. Use of repetitive (Repetitive Extragenic Palindromic and Enterobacterial Repetitive Intergenic Consensus) sequences and the polymerase chain reaction to fingerprint the genomes of *Rhizobium meliloti* isolates and other soil bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58: 2180-2187.
- Ferreira, E.M., Simões, N., Castro, I.V., Carneiro, L.C., 2010. Relationships of selected soil parameters and natural pastures yield in the Montado ecosystem of the Mediterranean area using multivariate analysis. *Silva Lusitana*, 18, 2: 151-166.
- Somasegaran, P., Hoben H.J., 1994. Handbook for Rhizobia: Methods in Legume-Rhizobium Technology. Springer-Verlag, New York, USA, 450 p.
- Pavlicek, A., Hrdá, S., Flegr, J., 1999. Free-Tree - Freeware program for construction of phylogenetic trees on the basis of distance data and bootstrap/jackknife analysis of the tree robustness. Application in the RAPD analysis of genus *Frenkelia*. *Folia Biologica*, 45: 97-99.

Tema 5

Poluição e recuperação de solos

Potencialidade de recuperação de um solo salino sódico com *Atriplex nummularia* Lind.

Potential recovery of a saline sodic soil with *Atriplex nummularia* Lind.

Emanuelle M. Silva¹, Monaliza A. Santos², Jailson C. Cunha¹, Cíntia M. T. Lins² e Maria Betânia G. S. Freire¹

¹Bolseiros CNPq - Brasil, UFRPE, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, e-mail: silva.emanuelle65@yahoo.com

²Bolseira FACEPE, UFRPE, Dois Irmãos, 52171-900, Recife

Resumo

A salinização dos solos é um processo que provoca significativas e complexas alterações nos perímetros irrigados do semiárido brasileiro, ocasionando perda da capacidade produtiva e prejudicando o desenvolvimento das plantas. Assim, desenvolveu-se este trabalho num solo com elevado grau de salinização e sodização no estado de Pernambuco (Brasil), com o objectivo de avaliar o potencial fitorremediador da *Atriplex nummularia* Lindl. Os tratamentos foram dispostos em delineamento experimental em blocos casualizados com quatro repetições, e consistiram no controlo (sem nenhum manejo do solo), correção química com gesso (sem cultivo de plantas) e dois com cultivo da *Atriplex nummularia* Lindl (com dois espaçamentos, de 1 x 1 metro e de 2 x 2 metros). Observou-se que a *Atriplex* foi eficiente na diminuição dos teores de sais no solo, extraíndo cerca de 900 kg ha⁻¹ de sais, e reduziu por volta de 47% o teor de Na⁺ no solo. O tratamento com cultivo de *Atriplex nummularia* no espaçamento 1 x 1 m resultou em valores de condutividade eléctrica do extracto de saturação (CEes) mais baixos, tornando o solo menos salino. Os tratamentos com gesso e o cultivo da *Atriplex* no espaçamento 2 x 2 m, embora com efeito menos pronunciado, também promoveram efeito significativo sobre as CEes.

Palavras-chave: erva-sal, salinidade, fitorremediação, semiárido

Abstract

The salinization of soils is a process that brings significant and complex changes in the irrigated areas of the Brazilian semi-arid region, causing loss of productive capacity and undermining the development of plants. Thus this work was developed in a soil with high salinity and sodicity in Pernambuco state, Brazil, with the aim of evaluating the potential phytoremediation of *Atriplex nummularia* Lindl. The treatments were arranged in a randomized block experimental design with four replications, including control (no soil management), chemical correction with gypsum (without plants) and two cultivation of *Atriplex nummularia* Lindl (two spacings: 1 x 1 m and 2 x 2 m). It was observed that *Atriplex* was effective in reducing the levels of salts in the soil by extracting approximately 900 kg ha⁻¹ salts, reducing around 47% the Na⁺ content in the soil. Treatment with *Atriplex nummularia* cultivated in 1 x 1 m spacing resulted in the lower electrical conductivity of the soil saturation extract (EC_{se}), making the soil less

saline. Treatments with gypsum and Atriplex cultivation in spacing 2 x 2 m although with less pronounced effect, also promoted significant effect on EC_{se}.

Key words: saltbush, salinity, phytoremediation, semiarid.

Introdução

A salinização é uma das principais causas de degradação dos solos das zonas semiáridas, constituindo um factor limitante para a agricultura. Está associada à baixa precipitação anual, elevadas taxas de evapotranspiração e à insuficiente lixiviação dos sais do solo, devido ao manejo inadequado da irrigação e dos sistemas de drenagem funcional. Dessa forma, devem ser adotadas práticas para controlar a salinidade.

A utilização de plantas halófitas constitui uma alternativa de baixo custo e eficiente. Dentre as espécies halófitas, a *Atriplex nummularia*, conhecida vulgarmente como erva-sal, possui características desejáveis para ser empregada na fitorremediação de solos salinos e sódicos, por ser uma planta hiperacumuladora de sais, devido à sua fisiologia, que possui dois mecanismos associados de tolerância à salinidade, sendo capaz de acumular sais no interior das células e eliminá-los pelas folhas, através de vesículas especializadas localizadas superficialmente.

Material e Métodos

O experimento foi conduzido no período de Fevereiro de 2010 a Agosto de 2011, no município de Serra Talhada, Pernambuco, Brasil. O Perímetro localiza-se entre as coordenadas geográficas: 7° 58' 54" a 8° 01' 36" de Latitude Sul e 38° 18' 24" a 38° 21' 21" de Longitude Oeste. O clima da região é semiárido muito quente, com uma temperatura média anual de 25,9°C e precipitação média anual de 887,9 mm. O solo da área experimental foi classificado como Cambissolo Flúvico, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), encontrando-se em elevado grau de salinização e sodização.

Os tratamentos foram dispostos em delineamento experimental em blocos casualizados com quatro repetições, sendo eles o controlo (sem nenhum manejo do solo), correcção química com gesso (sem cultivo de plantas) e dois com cultivo da *Atriplex nummularia* Lindl (em dois espaçamentos: 1 x 1 m e 2 x 2 metros). A cada seis meses, as plantas foram podadas, o material vegetal colhido foi fraccionado em folhas e ramos, sendo pesado e, posteriormente, seco em estufa com circulação forçada de ar a 65°C, até peso constante.

A massa seca de cada parte (folhas e ramos) foi moída em moinho tipo Willey e submetida à digestão nitroperclórica (Silva, 2009). A determinação dos teores de sódio e potássio foi efectuada por fotometria de emissão de chama e os teores de cálcio e magnésio por espectrofotometria de absorção atómica.

As amostragens do solo foram realizadas em quatro ocasiões: no momento da montagem do experimento, aos seis, doze e dezoito meses de montagem do experimento. Foram colhidas amostras em quatro diferentes profundidades no perfil de

solo: na crosta superficial (2 mm) e nas camadas de 0-10, 10-30 e 30-60 cm. Após a colheita, as amostras de solo foram secas ao ar e crivadas a 2 mm.

Foram determinados os catiões trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+), extraídos com acetato de amónio 1 mol L⁻¹ a pH 7,0 (Thomas, 1982), sendo o Na^+ e o K^+ doseados por fotometria de chama e o Ca^{2+} e o Mg^{2+} por espectrofotometria de absorção atómica (USSL Staff, 1954).

As variáveis avaliadas foram submetidas à análise de variância em função dos factores tratamento, tempo e profundidade, considerando-se os que foram significativos. As médias das variáveis significativas foram submetidas ao teste de Tukey ($P < 0,05$), utilizando o software SAEG 9.1 (UFV, 2007).

Resultados e Discussão

A salinidade pode inibir o crescimento das plantas, devido a vários factores, como a toxicidade de iões, perturbações da nutrição mineral e as mudanças nas relações de água. A medida em que cada um desses factores pode afectar o crescimento depende do genótipo da planta e das condições ambientais (Munns, 2002). Desse modo, a produção de biomassa está entre os critérios para avaliar o grau de estresse e da capacidade de adaptação da planta à salinidade (Leal et al., 2008).

As plantas cultivadas com espaçamento de 1 x 1 m, mesmo tendo um menor crescimento por planta, obtiveram uma produção de matéria seca por área superior à do tratamento com espaçamento de 2 x 2 m, correspondendo a 12,54 e 7,33 Mg ha⁻¹, respectivamente, ao decorrer dos dezoito meses de cultivo, devido a presença de um número maior de plantas (Quadro 1). A literatura apresenta variação entre 2,9 a 10,0 Mg ha⁻¹ de rendimento da *Atriplex nummularia*, principalmente em resposta à qualidade do ambiente de cultivo e à condução das práticas de manejo, como espaçamento, lâmina d'água, altura e periodicidade do corte (O'Leary, 1986; Porto et al., 2001).

Porto *et al.* (2001) submeteram plantas de *Atriplex* a uma densidade de plantio de 3 x 3 m, irrigadas com água de dessalinização e obtiveram uma produtividade de 6,5 Mg ha⁻¹ de matéria seca. Segundo o Instituto Agronómico de Pernambuco – IPA (2013), a *Atriplex* pode produzir de 5 a 10 Mg ha⁻¹. Silva et al. (2009), ao trabalharem com plantas de *Atriplex* irrigadas com água de dessalinização, verificaram produções de 10,8; 4,8; 3,7 e 2,3 Mg ha⁻¹ para espaçamentos de 1 x 1, 2 x 2, 3 x 3 e 4 x 4 m, respectivamente.

Na fitoextração dos elementos pela planta nos espaçamentos 1 x 1 e 2 x 2 m, verificou-se a predominância do cloro, com uma extracção de 388,55 e 232,66 kg ha⁻¹; seguido pelo sódio, com uma extracção de 339,46 e 198,58 kg ha⁻¹; cálcio com 105,42 e 88,59 kg ha⁻¹; potássio com 47,89 e 18,14 kg ha⁻¹ e magnésio com 12,15 e 8,27 kg ha⁻¹ (Quadro 2).

Esta extracção selectiva de sódio e cloro é um factor positivo para o uso da *Atriplex* na recuperação de solos afectados por sais, atestando a sua característica de hiperacumular sais sem comprometer o seu desenvolvimento fisiológico (Santos, 2012). Como observado anteriormente, a maior acumulação de sódio e de cloro no decorrer do tempo, nas folhas e ramos da *Atriplex*, ao mesmo tempo em que se confirmou uma diminuição nos teores de potássio, cálcio e magnésio, pode ser reflexo do desequilíbrio nas concentrações desses elementos no solo, ou seja, quanto mais alta a porcentagem de

sódio entre os catiões trocáveis, menor é a percentagem das posições de troca ocupadas pelo cálcio, magnésio e especialmente potássio, dificultando a absorção destes (Santos, 2012).

Quadro 1 - Estimativa da produtividade de plantas de *Atriplex nummularia* Lindl (Mg ha⁻¹) submetidas a podas contínuas, cultivadas nos espaçamentos 1 x 1 e 2 x 2 m ao longo do cultivo

Tratamento	Matéria fresca			Matéria seca			
	Folhas	Ramos	Produção da planta	Folhas	Ramos	Produção da planta	
Mg ha ⁻¹							
1 x 1	1ª Poda	2,98 Ab	1,93 Ab	4,08	0,75 Ab	0,56 Ab	1,31
	2ª Poda	13,21 Aa	7,53 Aa	20,74	2,87 Aa	3,52 Aa	6,39
	Poda Final	10,34 Aa	5,73 Aab	16,08	2,61 Aa	2,22 Aab	4,83
	Produção Total	26,55	14,36	40,90	6,23	6,31	12,54
2 x 2	1ª Poda	1,55 Bb	0,40 Bb	1,95	0,36 Bb	0,20 Bb	0,56
	2ª Poda	7,89 Ba	4,12 Ba	1,20	1,88 Ba	2,20 Ba	4,09
	Poda Final	4,86 Ba	2,30 Bab	7,16	1,46 Ba	1,20 Bab	2,67
	Produção Total	14,29	6,82	21,12	3,70	3,63	7,33

Médias seguidas de letras maiúsculas não diferem entre si em função dos tratamentos. Médias seguidas por letras minúsculas iguais não diferem entre si em função da poda aplicada, pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Quadro 2 - Conteúdo e extração de sódio, cloro, potássio, cálcio e magnésio na parte aérea de plantas de *Atriplex nummularia* Lindl submetidas aos espaçamentos 1 x 1 e 2 x 2 m

Elemento	Espaçamento	Conteúdo	Extração
		g planta ⁻¹	kg ha ⁻¹
Parte aérea			
Na ⁺	1 x 1	33,12 B	339,46 A
	2 x 2	79,43 A	198,58 B
Cl ⁻	1 x 1	44,73 B	388,55 A
	2 x 2	93,06 A	232,66 B
K ⁺	1 x 1	4,79 B	47,89 A
	2 x 2	7,71 A	18,14 A
Ca ²⁺	1 x 1	10,54 B	105,42 A
	2 x 2	35,44 A	88,59 A
Mg ²⁺	1 x 1	1,21 B	12,15 A
	2 x 2	3,31 A	8,27 A

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

De modo geral, foi observada uma tendência de redução nos teores dos iões trocáveis e solúveis, excepto para os teores de sódio trocável no tratamento controlo, onde a concentração foi crescente. Observou-se o predomínio dos iões Na⁺ no complexo de troca em relação a Ca²⁺, K⁺ e Mg²⁺ (Quadro 3).

Houve diferença significativa para a condutividade eléctrica (CE) apenas aos 18 meses de implantação do experimento, evidenciando que o tratamento com cultivo de *Atriplex nummularia* no espaçamento 1 x 1 m resultou em CEes mais baixa, tornando o solo menos salino. No tratamento com gesso e com cultivo da *Atriplex* no espaçamento 2 x 2 m, embora com menor efeito observado, também houve resultado significativo sobre a CEes (Figura 1).

Quadro 3 - Teores de Na⁺, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ trocáveis no solo nos tratamentos controle, uso de gesso e cultivo de *Atriplex nummularia* Lindl nos espaçamentos 1 x 1 e 2 x 2 m aos 0, 6, 12 e 18 meses

Tratamento	Tempo (meses)			
	0	6	12	18
	Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)			
Controlo	3,83 A	3,85 A	5,11 A	7,30 A
Gesso	4,78 A	4,53 A	4,03 A	4,00 AB
Atriplex 1 x 1	5,95 A	2,98 A	2,97 B	3,12 B
Atriplex 2 x 2	4,61 A	2,90 A	2,20 B	3,23 B
CV (%)	44,69	58,33	52,59	52,90
	K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)			
Controlo	0,26 A	0,17 A	0,12 A	0,53 A
Gesso	0,28 A	0,15 A	0,11 A	0,21 A
Atriplex 1 x 1	0,37 A	0,14 A	0,23 A	0,44 A
Atriplex 2 x 2	0,32 A	0,14 A	0,20 A	0,24 A
CV (%)	31,00	105,18	73,44	228,86
	Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)			
Controlo	2,02 A	1,21 B	1,12 B	1,64 B
Gesso	2,25 A	1,81 AB	1,87 A	3,08 A
Atriplex 1 x 1	2,07 A	1,52 AB	0,96 B	2,41 AB
Atriplex 2 x 2	2,24 A	2,35 A	1,08 B	2,35 AB
CV (%)	25,74	54,29	41,99	64,96
	Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)			
Controlo	0,61 A	0,55 A	0,23 A	0,93 A
Gesso	0,62 A	0,47 A	0,46 A	1,26 A
Atriplex 1 x 1	0,50 A	0,57 A	0,20 A	1,17 A
Atriplex 2 x 2	0,60 A	0,56 A	0,22 A	1,23 A
CV (%)	24,94	33,28	127,75	56,08

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade, entre os tratamentos. CV – coeficiente de variação.

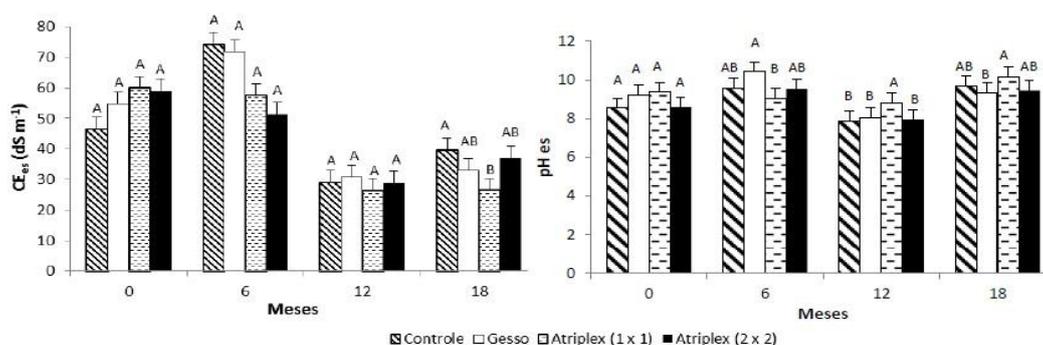


Figura 1 - Condutividade elétrica (CEes) (a) e pHes do extrato de saturação (b) do Cambissolo Flúvico aos 0; 6; 12 e 18 meses experimentais em função da aplicação de gesso e do cultivo de plantas de *A. nummularia* nos espaçamentos 1 x 1 e 2 x 2 m. Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade, entre os tratamentos.

Conclusões

O cultivo de *Atriplex nummularia* Lindl no espaçamento 1 x 1 m promoveu maior produção de forragem e maior extração de nutrientes por área cultivada.

Foram detectadas reduções na salinidade e sodicidade do solo com o cultivo da *Atriplex nummularia* Lindl ou o uso de gesso;

A *Atriplex nummularia* Lindl caracterizou-se como planta hiperacumuladora de sódio e cloro, com potencial de uso na fitoextração destes elementos de solos afectados por sais.

Agradecimentos

Agradeço a toda equipe do Laboratório de Química do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco pelo auxílio e ensino durante o desenvolvimento da pesquisa. E ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo apoio financeiro.

Referências bibliográficas

- EMBRAPA, 2006. Sistema Brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro, 412p.
- IPA, 2013. Atriplex: uma nova forrageira para solos salinizados do semiárido nordestino. Folheto explicativo (online). (Acedido em 18 de junho de 2013). <<http://www.ipa.br/resp11.php>>.
- Leal, I.G., Accioly, A.M.A., Nascimento, C.W.A., Freire, M.B.G.S., Montenegro, A.A.A., Ferreira, F.L., 2008. Fitorremediação de solo salino sódico por *Atriplex nummularia* e gesso de jazida. Rev. Brasileira de Ciência do Solo, 32: 1065-1072.
- Munns, R., 2002. Comparative physiology of salt and water stress. Plant Cell Environment, 25, 5: 659-662.
- O'Leary, J.W., 1986. A critical analysis of the use of *Atriplex* species as crop plant for irrigation with highly saline water. In: Ahmad, R., San Pietro, A. (eds). Prospects for biosaline research. Karachi University, p.416-432.
- Porto, E.R., Amorim, M.C.C., Silva Júnior, L.G.A., 2001. Uso do rejeito da dessalinização de água salobra para irrigação da erva-sal (*Atriplex nummularia*). Rev. Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 5, 1; 111-114.
- Santos, M.A., 2012. Recuperação de solo salino-sódico por fitorremediação com *Atriplex nummularia* ou aplicação de gesso. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil. 89 p.
- Silva, F.C., 2009. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2ª ed. Brasília, DF: EMBRAPA Informação tecnológica, 627p.
- Silva, J.R.R., Mistura, C., Araújo, G.G.L., Porto, E.R., Voltolini, T.V., Oliveira, P.T.L., Santos, O.O., 2009. Produção de erva-sal cultivada em diferentes espaçamentos e irrigada com rejeito de dessalinizadores no semi-árido. 46ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia. Maringá, PR – UEM.
- Thomas, G.W., 1982. Exchangeable cations. In: Page, A. L. (ed). Methods of soil analysis. Part-2 chemical methods. Madison: American Society of Agronomy, p.159-165.
- USSL STAFF, 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington, United States Department of Agriculture. 160p. (Handbook 60).
- Universidade Federal de Viçosa, 2007. SAEG 9.1: Sistema de Análises Estatística. Viçosa, MG: Fundação Arthur Bernardes. (CD-ROM).

