Teores de cobre na água de escorrimento superficial num solo ao qual foi aplicada lama residual urbana com elevada concentração de cobre

Copper concentrations in surface runoff water in a soil to which a copper rich urban biosolids was applied

H. Domingues¹, M.G. Serrão¹, J.C. Martins¹, M.A. Castelo-Branco¹, O.R. Monteiro¹, M.L. Fernandes¹, F. Pires¹, A.M. Campos², C. Horta², A. Salgueiro³ & A. Dordio⁴

RESUMO

A utilização de lamas residuais urbanas (LRU) em solos agrícolas contribui para o incremento da sua fertilidade e reciclagem destes resíduos, mas as concentrações de alguns metais podem limitar os níveis de aplicação. Neste trabalho, avaliam-se os teores de cobre (Cu) nas águas de escorrimento superficial, num ensaio semeado com uma consociação pratense de leguminosas e gramíneas, em que foi aplicada LRU com elevada concentração de Cu (2042 mg kg⁻¹). O ensaio, em blocos casualizados, foi instalado, em Mértola, num Luvissolo Háplico (LVha), de declive médio de 15%, com três níveis de LRU de Évora ($L_0 = 0$, $L_1 = 12$ e $L_2 = 24$ t/ha) e duas repetições. Em cada talhão (48 m²), foram instalados dispositivos de erosão de chapa zincada (4 m²) aos quais se acoplaram depósitos de polietileno (80 L), para recolha de águas de escorrimento superficial. Analisou-se o Cu nas águas de escorrimento colhidas em 2002 (sete datas), 2003 (cinco datas) e 2004 (duas datas). De acordo com o Decreto-Lei 236/98, que normaliza a qualidade da água, a concentração de Cu foi inferior ao valor limite de emissão (1,0 mg L⁻¹) para a descarga de águas residuais e inferior ao valor máximo recomendado (0,2 mg L⁻¹) para as águas de rega. Relativamente aos resultados obtidos, em 2002 pode estimar-se que seriam necessários cerca de 75397 anos para esgotar o Cu adicionado ao solo na modalidade L₂. Com base nos valores de 2004, seriam indispensáveis 47123 e 100016 anos para escorrer o Cu nas modalidades L₁ e L₂, respectivamente. Não foi possível quantificar a duração da perda do elemento com os resultados de 2003, devido à superioridade do valor de Cu escoado em L₀, relativamente aos das outras modalidades. O Cu proveniente da aplicação desta LRU teve um arrastamento reduzido, podendo afir-

¹ Estação Agronómica Nacional, Quinta do Marquês, 2784-505 OEIRAS; e-mail: HerminiaDomingues@portugalmail.pt; ² Direcção Regional de Agricultura do Alentejo DRAAL, Quinta da Malagueira, Apartado 83, 7001 ÉVORA, e-mail: culturas.arvenses@draal.min-agricultura.pt; ³ Finalista de Eng. de Recursos Naturais e Ambiente, ESACB; e-mail: salixsp@hotmail.com; ⁴ Consultor científico do Projecto Agro 414

mar-se que não terá um efeito poluente através da água de escorrimento superficial nos recursos hídricos superficiais e subterrâneos da região.

ABSTRACT

Agricultural land spreading of urban biosolids (UB) contributes to increase soil fertility and also for its recycling, but the concentrations of some metals may restrict the application rates. In this work, the copper (Cu) concentrations in surface runoff water (SRW) were evaluated, in a field experiment of application of UB with a high Cu concentration (2042 mg kg⁻¹) with a sown pasture mixture. The field experiment was a randomised block design, with three UB rates from Évora ($L_0 = 0$, $L_1 = 12$, and $L_2 =$ 24 t/ha), and two replicates. It was established on a Haplic Luvisol, in Mértola, with a mean slope of 15%. Erosion devices of zinc plate (4 m²) were installed in each plot (48 m²) to which polyethylene reservoirs were connected (80 L) to collect the SRW. The SRW sampled in 2002 (seven dates), 2003 (five dates) and 2004 (two dates) were analysed for Cu. According to the Decreto-Lei nº 236/98, which sets out requirements for the water quality, the SRW Cu concentrations were lower than the emission value (1,0 mg L⁻¹) for the wastewater discharge and they were also lower than the maximum recommended value (0,2 mg L⁻¹) for irrigation water. From the data obtained in 2002, about 75397 years would be required to drain the Cu added to the soil through the UB L₂ rate. From the results got in 2004, about 47123 and 100016 years would be needed to remove the Cu from the UB L₁ and L₂ rates, respectively. As regard to 2003, it was not possible to quantify the loss of the element, as the Cu concentration at the L₀ rate was higher than at the other rates. The Cu from the application of this UB had a reduced dragging and will not be pollutant to the surface-water and groundwater resources of the region.

INTRODUÇÃO

Mata & Pássaro (1993) referiram que se produziram em Portugal, em 1990, 20 t/dia de lama residual urbana (LRU) e estimaram que os quantitativos alcançariam 160 t/dia, em 2005. No entanto, as estimativas foram superadas, mesmo antes da data prevista. Com efeito, em 2002, já se produziram 130 000 t/ano, correspondendo a cerca de 356 t/dia de LRU (Costa, 2003).

Este aumento de produção fez crescer uma preocupação relativamente ao destino final destes resíduos, havendo necessidade de encontrar uma solução mais económica que os tradicionais meios utilizados como a incineração ou a descarga em aterro sanitário ou no mar. A aplicação das LRU em solos agrícolas pode aumentar a sua fertilidade, com a vantagem de reciclar estes resíduos com um custo pouco oneroso. No entanto, a presença de alguns metais nas LRU, e sobretudo, em quantidades elevadas, pode ser uma desvantagem, pelo facto de conduzir a impactos ambientais nocivos.

O Decreto-Lei 446/91 estabelece o regime de utilização na agricultura de LRU tratadas e transpõe a Directiva 86/278/CEE (1986) relativa à utilização de lamas de depuração, de modo a evitar os efeitos prejudiciais sobre o Homem, solos, vegetação, animais e ambiente no geral, incentivando a sua utilização adequada.

As Portarias 176/96 e 177/96 complementam o Decreto Lei 446/91. A primeira Portaria estabelece os valores permitidos para a concentração de metais pesados, nos

solos receptores de LRU e nas LRU destinadas à agricultura e fixa, ainda, as quantidades máximas de LRU que se podem introduzir anualmente nos solos agrícolas. A segunda Portaria designa as normas de análise da LRU e dos solos.

Segundo a Portaria 176/96, as LRU destinadas à agricultura não podem conter concentrações de cobre (Cu) superiores a 1000 mg kg⁻¹ (M.S.), limitando para 12 kg de Cu, por hectare e por ano, a quantidade que pode ser introduzida nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos. Estabelece, também, valores - limite para as concentrações de Cu que podem existir nos solos receptores das LRU, dependendo esse valor do pH do solo ou seja 50, 100 e 200 mg kg⁻¹ de matéria seca, para solos com o valor de pH \leq 5,5, entre 5,5 < pH \leq 7,0 e pH >7,0, respectivamente.

A aplicação de LRU implica um aumento de metais acumulados preferencialmente nos horizontes superficiais do solo, sendo pouco conhecidas as transferências destes para as camadas mais profundas, mesmo passados muitos anos após a aplicação das LRU. Essa permanência deve-se, essencialmente, à sua adsorção pelos óxidos hidratados, filossilicatos e matéria orgânica (M.O.), à formação de sais insolúveis ou, ainda, à presença de partículas residuais das LRU (Juste & Mench, 1992).

A mobilidade dos metais vai depender da sua distribuição entre as fases líquida e sólida do solo. Os metais, quando adicionados aos solos, estabilizam quando se encontram em baixa concentração, sendo a sua disponibilidade reduzida. Este fenómeno pode estar relacionado com a retenção irreversível devido às ligações estáveis formadas entre os metais e a M.O. (Petruzzelli & Pezzarossa, 2003).

O Cu nas LRU existe, predominantemente, na fracção orgânica (Iskandar & Kirkham, 2001).

Nos solos, o Cu está em grande parte na estrutura de vários minerais e pode, ainda, estar adsorvido quimicamente nos colóides minerais do solo, no complexo de troca, quelatado ou em solução. A retenção e disponibilidade do Cu nos solos dependem da textura, teor e tipo de M.O., pH, teor de carbonatos, teores e tipos de óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e manganésio dos solos. O Cu tem grande afinidade para o grupo carboxílico, pelo que a maior parte do Cu em solução está quelatada a pequenas moléculas orgânicas, sob a forma de quelatos mais estáveis com ligandos orgânicos, pouco solúveis. O teor de Cu²⁺ em solução é muito baixo e diminui com o aumento do pH. Pelo contrário a concentração dos quelatos é pouco afectada pela reacção do solo. Assim, as plantas absorvem o Cu sobretudo a partir de quelatos de Cu (II). No entanto, o Cu é um elemento de transição com grande tendência para formar quelatos e está envolvido na transferência de electrões, alterando o seu número de oxidação de II para I (Varennes, 2003).

O valor de pH possui menos influência na distribuição deste metal pelas diferentes fracções do solo, relativamente aos outros metais. No entanto, quando o pH do solo aumenta, pode verificar-se um decréscimo dos teores de Cu na fracção de troca, tornando-o menos disponível (Mortvedt *et al.*, 1991).

A contaminação dos recursos hídricos é uma preocupação actual. As perdas de elementos dos solos por lixiviação e consequentes riscos de contaminação dos aquíferos dependem das respectivas solubilidades ou retenções nos solos, antes de atingirem o lençol freático (Varennes, 2003).

Num ensaio instalado, em 2001, no âmbito do Projecto PIDDAC 141 (2001-2004), num Luvissolo Háplico, em Mértola, com um declive médio de 15%, onde se semeou uma consociação pratense, foi

aplicada uma LRU com uma concentração de Cu de 2042 mg kg⁻¹, superior ao valor referenciado (1000 g kg⁻¹) na Portaria 176/96 (1996). Este Projecto englobou vários estudos, um dos quais a monitorização das concentrações de Cu na biomassa vegetal, no solo e nas águas de escorrimento superficial. Este estudo prosseguiu no âmbito do Projecto Agro 414 (2004-2006), ainda em curso.

Neste trabalho, avaliaram-se os volumes e analisaram-se as concentrações de Cu das águas de escorrimento superficial e estimou-se o período necessário para esgotar o Cu adicionado ao solo pela aplicação da referida LRU.

MATERIAL E MÉTODOS

O ensaio foi instalado no Outono de 2001, num Luvissolo Háplico (LVha), de acordo com a classificação do ISSS-ISRIC-FAO (1998), com um declive aproximado de 15%, prevendo-se a sua condução até 2006 inclusive. O delineamento experimental foi o de blocos casualizados, com três modalidades de fertilização e duas repetições. As modalidades de fertilização incluíram três níveis ($L_0 = 0$, $L_1 = 12$ e $L_2 = 24$ t/ha) da LRU de tratamento secundário de Évora, aplicada uma única vez, no início do ensaio. Em cada talhão, com área de 48 m², foram instalados dispositivos de erosão de chapa zincada (4 m²) aos quais se acoplaram reservatórios de polietileno (80 L), para recolha de águas de escorrimento superficial.

A mistura de espécies pratenses semeadas foi constituída por azevém anual, panasco, cinco espécies de trevo, bisserula e serradela. A sementeira foi efectuada a lanço, com uma densidade de 40 kg ha⁻¹, sendo a semente inoculada com *Rhizobium* spp. e peletizada.

Segundo Serrão *et al.* (2004), o solo apresentou na camada superficial (0-20 cm) uma textura franco arenosa, reacção pouco ácida (pH = 5,8) e baixos teores de matéria orgânica (13,8 e 7,9 g kg⁻¹, respectivamente nas camadas de 10 e 20 cm de profundidade). O teor de Cu extraível por água régia, de 11,0 mg kg⁻¹ (0 - 20 cm), foi muito inferior ao valor limite (100 mg kg⁻¹) admitido nos solos agrícolas com pH (H₂O) entre 5,5 e 7,0, segundo a legislação portuguesa que regula a aplicação das LRU aos solos agrícolas (Portaria 176/96).

A LRU tinha um teor de M.O. (196 g kg⁻¹) inferior ao valor mínimo (500 g kg⁻¹) exigido pela Norma Portuguesa 1048-2 (1990) para que o resíduo seja classificado como adubo orgânico e um valor de pH de 5,8. Entre os metais pesados analisados, apenas o Cu doseava um teor superior (2042 mg kg⁻¹) ao valor limite (1000 mg kg⁻¹) estabelecido na Portaria 176/96 (Serrão *et al.*, 2004).

Avaliaram-se os volumes das águas de escorrimento superficial e analisaram-se as respectivas concentrações de Cu, em 2002 (sete datas), 2003 (cinco datas) e 2004 (duas datas). Os volumes das águas de escorrimento superficial foram transformados de L m⁻² para mm, para serem comparados com a precipitação acumulada (Pa) no local do ensaio.

Os teores de Cu no solo e na LRU foram obtidos por extracção pela água régia (ISO 11466, 1995). As águas de escorrimento superficial foram aciduladas com 3 gotas de HNO₃ concentrado, por cada alíquota de 100 mL, para a análise dos teores de Cu. Em todos os extractos, o Cu foi determinado por espectrofotometria de absorção atómica com chama.

Efectuaram-se tentativas de ajustamento, de regressão linear e quadrática, do escorrimento superficial nas três modalidades, em função da precipitação ocorrida nas 14 datas de colheitas. Realizou-se a comparação de médias, pelo teste de "t", dos escorrimentos superficiais nas referidas datas. Efectuou-se a análise de variância dos teores de Cu nas águas de escorrimento superficial ($P \le 0.05$).

Com base nos resultados obtidos em 2002, 2003 e 2004, estimou-se, por cálculo, o nº de anos que seriam necessários para esgotar o Cu adicionado ao solo nas modalidades experimentais com LRU.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As datas das medições de escorrimento superficial e determinações da precipitação acumulada (mm) são apresentadas no Quadro 1.

QUADRO 1 - Datas das medições de escorrimento superficial e determinações da precipitação acumulada (PA) (mm)

Data	Período	PA
		(mm)
2002-01-11	2001-11-28 a 2002-01-11	105
2002-03-20	2002-01-25 a 2002-03-20	95
2002-04-17	2002-03-21 a 2002-04-17	72,5
2002-10-03	2002-09-09 a 2002-10-03	140,2
2002-10-17	2002-10-03 a 2002-10-17	51,5
2002-11-28	2002-11-12 a 2002-11-28	71
2002-12-30	2002-11-29 a 2002-12-30	95
2003-01-28	2003-01-17 a 2003-01-28	17,2
2003-02-28	2003-02-11 a 2003-02-28	47,9
2003-04-21	2003-02-29 a 2003-04-21	73,9
2003-05-06	2003-04-22 a 2003-05-06	57,7
2003-12-19	2003-12-10 a 2003-12-19	15,2
2004-01-23	2003-12-20 a 2004-01-23	7,2
2004-03-16	2004-01-24 a 2004-03-16	77,8

Na Figura 1, apresenta-se a precipitação acumulada e o escorrimento superficial médio, nas 14 datas dos três anos (2002, 2003 e 2004) de colheita das águas de escorrimento, nas modalidades ensaiadas.

As precipitações acumuladas em dias consecutivos, que deram origem ao escorrimento superficial, não ultrapassaram os 150 mm, tendo as mais elevadas ocorrido, por ordem decrescente, em 2002-10-03, 2002-01-11 e 2002-03-20 que foi igual à de 2002-12-30, e as menores em 2003-01-28, 2003-12-19 e 2004-01-23.

A regressão linear simples apenas foi significativa ($P \le 0.05$) para o escorrimento da modalidade L_0 , relativamente à precipitação, com um aumento de 0.1 mm por cada mm de precipitação. Embora o modelo adoptado não tenha sido significativo para as modalidades L_1 e L_2 , observou-se que, por cada mm de precipitação, ocorreu um aumento do escorrimento de 0.04 e 0.06 mm, respectivamente.

Na análise de variância dos teores de Cu nas águas de escorrimento superficial, o teste de "F" não foi significativo ($P \le 0.05$) para as três modalidades ensaiadas e nas 14 datas de colheita de águas.

As concentrações de Cu nas águas de escorrimento superficial (Figura 2) foram sempre inferiores ao valor limite de emissão (1,0 mg L⁻¹) para a descarga de águas residuais e inferior ao valor máximo recomendado (0,2 mg L⁻¹) para as águas de rega (Decreto Lei 236/98).

O valor máximo de concentração de Cu $(0,04 \text{ mg L}^{-1})$ ocorreu em 2003-12-19, na modalidade L_1 , seguido de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$, em 2002-04-17, na modalidade L_2 .

Em 2002-04-17, foram colhidos volumes de 7,8 e 0,9 L m $^{-2}$ em L_0 e L_2 , respectivamente, podendo justificar-se o teor de Cu mais elevado em L_2 como um efeito de concentração.

Segundo Serrão *et al.* (2003), as produções médias dos dois cortes da biomassa vegetal no ciclo cultural de 2001/2002, no interior dos dispositivos de erosão, não foram significativamente diferentes (*P* ≤0,05) entre as modalidades e cortes. De

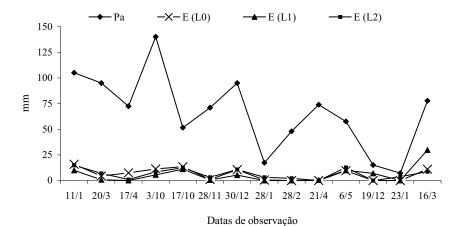


Figura 1 - Precipitação acumulada (PA) e escorrimento superficial médio (E), em mm, nas três modalidades ensaiadas, em 2002, 2003 e 2004

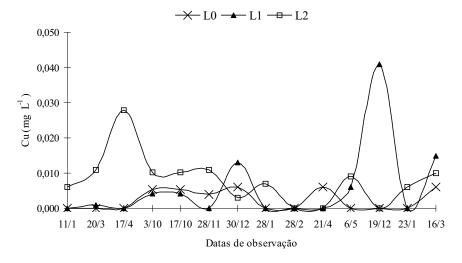


Figura 2 - Concentrações de Cu nas águas de escorrimento superficial nas modalidades ensaiadas, $L_0 = \text{sem LRU}$, $L_1 = 12 \text{ t/ha}$ de LRU e $L_2 = 24 \text{ t/ha}$ de LRU, em 2002, 2003 e 2004

facto, seria de esperar que as produções e os teores de Cu nas águas de escorrimento superficial fossem mais elevadas em L_2 , seguidas de L_1 e L_0 . Maiores produções aumentariam o coberto vegetal do solo, dando origem a menores volumes de águas de escorrimento superficial e induziriam

uma maior concentração de Cu na modalidade L_2 que corresponde a uma aplicação dupla de LRU, e portanto de Cu, em relação à modalidade L_1 .

No entanto, obtiveram-se teores de Cu mais elevados em L_1 do que em L_2 , em 2002-12-30 e 2003-12-19, respectivamen-

te. Em 2002-12-30, a concentração de Cu mais elevada pode ser justificada devido ao menor volume colhido em L_1 ($L_0 = 10,6$, $L_1 = 5,2$ e $L_2 = 10,7$ L m⁻²). Em 2003-12-19, apenas foi colhido, em L_1 , um volume de 6,9 L m⁻² e não houve escorrimento em L_0 e L_2 , o que poderá ser parcialmente explicado pela muito baixa precipitação acumulada de 2003-12-10 a 2003-12-19 (15,2 mm) e pela variabilidade das características de infiltração e escoamento do solo nos talhões experimentais.

Para prever, por cálculo, o n^o de anos necessários para esgotar o Cu adicionado ao solo nas modalidades experimentais de LRU (Quadro 2), subtraíram-se aos teores escorridos em L_1 e L_2 os correspondentes teores de Cu em L_0 .

Em 2002, em L_1 e em 2003, nas duas modalidades, não foi possível quantificar a perda do elemento, devido ao valor de Cu escoado em L_0 ser superior ao das outras modalidades, obtendo-se valores negativos em L_1 e L_2 . Em 2002, estimou-se que seriam necessários cerca de 76000 anos para esgotar o Cu adicionado ao solo na modalidade L_2 . Em 2004, seriam de cerca de 47000 e 100000 o nº de anos requeridos para exportar o Cu nas modalidades L_1 e L_2 , respectivamente.

Neste ensaio, foi verificado por Silva (2005) que, embora os acréscimos da M.O. no solo, devidos à aplicação de LRU, não fossem significativos ($P \le 0.05$), à profun-

didade de 0-10 cm, o teor baixo de M.O (19,6 g kg⁻¹), segundo Costa (1979), no início do ensaio, aumentou com o nível de L₂ de LRU, em 2003, para um teor médio (35,4 g kg⁻¹).

No entanto, neste ensaio verificou-se um incremento significativo (*P* ≤0,05) do valor de pH do solo de 5,8 para 6,1, à profundidade de 0-10 cm, entre a amostragem inicial do solo, efectuada em 2001 e a de 2003, para L₀ e L₂, respectivamente (Silva, 2005). Contudo, não parece que a variação desta característica do solo justifique o fraco arrastamento do Cu verificado, uma vez que o solo se manteve pouco ácido (Costa, 1979) e porque a concentração dos quelatos é pouco afectada pela reacção do solo (Varennes, 2003).

Também é citada por Mortvedt *et al.* (1991) a tendência do Cu para se acumular nos horizontes superficiais, diminuindo com o aumento de profundidade. Este comportamento também foi verificado, neste ensaio, por Silva (2005).

Assim, considera-se que foram, provavelmente, os acréscimos da M.O. e não os de pH e ainda, a baixa mobilidade do Cu que podem explicar o fraco arrastamento do Cu verificado neste estudo, o que está de acordo com a bibliografía referida (Petruzzelli & Pezzarossa, 2003; Varennes, 2003) sobre a ligação do Cu à M.O. do solo.

QUADRO 2 - Teores de Cu no solo, na LRU, adicionados pela LRU ao solo e escorridos e nº de anos para esgotar os teores de Cu adicionados pela LRU

Anos	Anos Solo LRU (0-20 cm)		Adicionados pela LRU (mg m ⁻²)		Escorridos (mg m ⁻²)		Anos para esgotar o Cu adicionado	
	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	L_1	L_2	L_1	L_2	L_1	L_2
2001	11,0	2042	2450	4901				
2002					-	0,06	-	75397
2004					0,05	0,05	47123	100016

CONCLUSÕES

A aplicação de lama residual urbana de Évora, com elevadas concentrações de cobre (2042 mg kg⁻¹), em talhões experimentais com uma mistura pratense para cortes sucessivos, revelou que o arrastamento de cobre pelas águas de escorrimento superficial foi muito reduzido.

O número de anos requeridos para esgotar o cobre adicionado ao solo pela lama residual urbana variou entre cerca de 47000 e 100000 anos.

Estes resultados sugerem que o cobre não terá um efeito poluente nos recursos hídricos superficiais e subterrâneos da área envolvente e que, embora seja necessária uma investigação de maior duração, é de admitir a alteração do valor-limite de cobre nas lamas residuais urbanas, de 1000 mg kg⁻¹ para um valor superior.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado no âmbito do Projecto Agro 414 (2004 - 2007) "Utilização de lama residual urbana em solos marginais no Baixo Alentejo, para melhoria da qualidade do solo e aumento do encabeçamento de ovinos", que se seguiu ao Projecto PIDDAC 141 (2001 - 2003), "Recuperação de solos com pastagens, em áreas marginais no Alentejo, pela utilização de lamas residuais urbanas".

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Costa, J.B. 1979. *Caracterização e Constituição do Solo*. 2ª edição. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Costa, M.S. 2003. Utilização de Águas Residuais Depuradas na Rega e de Lamas Urbanas como Fertilizante dos

- Solos do Algarve. Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Ciências Agrárias, Universidade do Algarve, Faculdade de Engenharia de Recursos Naturais, Faro, Portugal.
- Decreto-Lei 236/98. Revoga o Decreto-Lei 74/90, relativamente às normas da qualidade da água. *Diário da República* 176, I Série, 1 de Agosto de 1998, pp. 3676-3722.
- Decreto-Lei 446/91. Regime de utilização na agricultura de certas lamas provenientes de estações de tratamento de águas residuais. *Diário da República* 269, I A Série, 22 de Novembro de 1991, pp. 6076-6078.
- Directiva 86/278/CEE. 1986. Directiva do Conselho de 12 de Junho de 1986 relativa à protecção do ambiente, e em especial dos solos, na utilização agrícola das lamas de depuração. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias* L 181/6, pp. 6-12.
- Iskandar, I.K. & Kirkham, M.B. 2001. Trace Elements in Soils. Bioavailability, Flux, and Transfer. Lewis Press, Nova Iorque, USA.
- ISO 11466. 1995 International for Standardization Organization. Soil quality Extraction of the trace elements soluble in aqua regia. Geneva, Suiça, pp 1-6.
- ISSS-ISRIC-FAO. 1998. World Reference Base for Soil resources. World Soil Resources Report, 84. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Juste, C. & Mench, M. 1992. Long-term Application of Sewage Sludge and its Effects on Metal Uptake by Crops. In D. C. Adriano (ed) Biogeochemistry of Trace Metals, pp. 159-193 Lewis, New York, USA.
- Mata, A.M. & Pássaro, D.A. 1993. Produção e destino final de lamas de ETAR. Caracterização da situação nacional.

- Seminário sobre Tratamento e Destino Final de Lamas de Águas Residuais. Tema 2 Lamas de Águas Residuais Produzidas em Portugal, pp. 2.1-2.5. Associação Portuguesa para Estudos de Saneamento Básico (apesb), Lisboa, Portugal.
- Mortvedt, J.J., F.R. Cox, L.M. Shuman & Welch, R.M. 1991. *Micronutrients in Agriculture*. 2^a edição. Soil Science Society of America, Inc Press Book Series 4, Wisconsin, EUA.
- Norma Portuguesa 1048-2. 1990. Matérias Fertilizantes. Adubos e Correctivos Alcalinizantes. Características, Processos de Análise e Marcação. Instituto Português da Qualidade, Lisboa, pp. 74.
- Petruzzelli, G. & Pezzarossa, B. 2003. Sorption and Availability of Metals in Compost Amended Soils. In George R. Gobran e Nicholas Lepp (eds). Conference proceedings of 7th International Conference of the Biogeochemistry of Trace Elements, SP02p Environmental Contamination and Ecotoxicity pp 200-201. Swedish University of Agricultural Sciences Service, Uppsala, Suécia.
- Portaria 176/96. Valores-limite da concentração dos metais pesados nas lamas destinadas à agricultura e nos solos receptores e valores-limite das quantidades de metais pesados que podem ser introduzidos nos solos receptores. *Diário da República* nº 230, II Série, 3 de Outubro 1996, pp. 13789-13790.
- Portaria 177/96. Regras sobre a análise das lamas destinadas à agricultura e dos solos receptores. *Diário da República* nº

- 230, II Série, 3 de Outubro 1996, pp. 13790-13790.
- Serrão, M.G., Saraiva, I., Martins, J.C., Horta, C., Campos, M.C., Domingues, H., Pires, F.P., Fernandes, M. & Dordio A. 2003. Produção e Composição Florística de uma Pastagem num Solo de Mértola Fertilizado com Lama Residual Urbana. Programa e Resumos da XXIV Reunião de Primavera da Sociedade Portuguesa de Pastagens e Forragens e XLII Reunião da Sociedade Portuguesa de Ovinotecnia Caprinotecnia, pp. 14-15.
- Serrão, M.G., Domingues, H., Fernandes, L, Martins, J.C., Pires, F.P., Saraiva, I., Fareleira, P., Matos, N., Ferreira, E., Campos, A.M., Horta, C. & Dordio, A. 2008. Contributo para a Melhoria de Solos Marginais Destinados a Pastagens pela Aplicação de Lama Residual Urbana, sem Riscos Ambientais. Programa e Resumos do I Congresso Ibérico da Ciência do Solo, pp. 61-61. Bragança, Portugal. Rev. de Ciências Agrárias (em publicação).
- Silva A. 2005. Avaliação do Grau de Poluição do Cobre num Solo com Aplicação de Lama Residual Urbana. Relatório de Fim de Curso da Licenciatura em Engenharia de Recursos Naturais e Ambiente, Escola Superior Agrária de Castelo Branco, Instituto Politécnico de Castelo Branco.
- Varennes, A. 2003. *Produtividade dos Solos e Ambiente*. Escolar Editora, Lisboa, Portugal.