

EFEITO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA E DA ESTABILIZAÇÃO COM CAL NA MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO AZOTO DE LAMAS DE ETAR

EFFECT OF ANAEROBIC DIGESTION AND LIME STABILIZATION ON SEWAGE SLUDGE CARBON AND NITROGEN MINERALIZATION

Aducabe Bancessi¹, Henrique Manuel Ribeiro, David Fangueiro, Elizabeth Duarte, Fernanda Cabral e Ernesto Vasconcelos

RESUMO

Neste trabalho avaliou-se a mineralização do carbono e do azoto presente em diferentes tipos de lamas de ETAR: lama mista obtida por mistura de lamas primárias e secundárias (LM); lama mista tratada por digestão anaeróbia (LD) e lama digerida anaerobicamente tratada com cal (LDcal). Efectuaram-se incubações laboratoriais, em condições controladas, de misturas de lamas com um Arenossolo Háplico, durante 140 dias, tendo-se quantificado as emissões de CO₂ e a evolução do azoto mineral nas misturas. A aplicação de LM originou uma imobilização inicial de N no solo e uma elevada emissão de CO₂ (46% do C veiculado foi mineralizado) indicando que a MO presente nestas lamas está pouco estabilizada. Nas LD ocorreu mineralização líquida de N mas apenas 17% do C aplicado foi mineralizado, indicando a presença de matéria orgânica estabilizada. Pelo contrário, o tratamento com cal reduziu o azoto amoniacal das lamas mas estimulou a mineraliza-

ção do carbono (40%) e do azoto orgânico (39,2%). As LD foram as que originaram, simultaneamente, a maior disponibilidade de N e a maior acumulação de C no solo.

Palavras-chave: Azoto, carbono, estabilização, Lama de ETAR, mineralização.

ABSTRACT

This work aims to evaluate the N and C mineralization in a Haplic Arenosol amended with 3 different sewage sludge: mixture of primary and secondary sewage sludge (MSS), anaerobically digested sewage sludge (DSS) and anaerobically digested sewage sludge treated with quicklime (LimeDSS). Two aerobic incubations, one to follow N mineralization and the other one to assess CO₂ emissions, were performed during 140 days. MSS promoted soil N immobilization during the first days of incubation and higher CO₂ emissions (46% of the applied C was

¹ UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa (henriqueteribe@isa.utl.pt)

lost), consequence of a high content of non-stabilized organic matter. In DSS there was nitrogen net mineralization but only 17% of the applied carbon was mineralized, showing that anaerobic digestion stabilized the sludge organic matter. Sewage sludge treatment with quicklime reduced its NH_4^+ content, but enhanced carbon (40%) and nitrogen (39.2%) mineralization after soil application. Anaerobic digested sewage sludge (DSS) seems to be the most interesting treatment, since it ensured a high level of available N to plants and a great contribution to C sequestration in soil.

Key-words: nitrogen, carbon, stabilization, sewage sludge, mineralization

INTRODUÇÃO

A aplicação de lamas das estações de tratamento de águas residuais (lamas de ETAR) a solos agrícolas é uma prática recomendável, uma vez que estas lamas contêm na sua composição quantidades apreciáveis de nutrientes vegetais e matéria orgânica (Epstein, 2003; Dias, 2004). Esta aplicação reveste-se de particular importância no caso dos solos das regiões da bacia mediterrânica onde, resultado das condições edafoclimáticas dominantes e do uso inadequado de certas práticas culturais tem ocorrido uma degradação da qualidade dos solos agrícolas, com o conseqüente declínio do seu teor em matéria orgânica (Ribeiro *et al.*, 2010a).

Contudo, as lamas de ETAR podem conter quantidades apreciáveis de agentes patogénicos e matéria orgânica não estabilizada, pelo que deverão ser submetidas a tratamento adequado, antes da sua aplicação ao solo. Para este efeito podem ser utilizados diferentes tipos de tratamentos como a digestão anaeróbia, a compostagem, a secagem térmica, a irradiação e a estabilização química

(Espinosa e Vasilind, 2001; Arthurson, 2008).

O tratamento das lamas de ETAR altera as suas características químicas e biológicas, podendo modificar o seu comportamento quando estas são aplicadas ao solo, afectando, entre outros aspectos, a dinâmica da mineralização do azoto e do carbono presentes na lama (Fernandez *et al.*, 2007; Tarrasón *et al.*, 2008).

Uma vez que é escassa a informação disponível sobre a relação entre o tipo de tratamento e o valor fertilizante das lamas tratadas, torna-se importante estudar esta relação, nomeadamente o efeito do tratamento da lama na posterior disponibilização de azoto para as culturas e sua contribuição para o sequestro de carbono no solo. Com este objectivo realizaram-se dois ensaios laboratoriais de incubação, tendo-se monitorizado a dinâmica de mineralização do azoto e do carbono de lamas de ETAR, resultantes de diferentes tratamentos, aplicadas a um Arenossolo Háplico.

MATERIAL E MÉTODOS

Neste trabalho utilizou-se a camada superficial (0-20 cm) de um Arenossolo Háplico (Dístrico) (IUSS Working Group WRB, 2006), cujas principais características se apresentam no Quadro 1.

As lamas foram recolhidas na Estação de Tratamento de Águas Residuais de Beirolas, que trata um volume de águas residuais urbanas correspondente a uma população de 213500 habitantes equivalentes. Utilizaram-se 3 lamas com diferentes características (Quadro 2):

- LM – lama mista, recolhida no tanque de mistura de lamas primárias (resultantes da decantação primária) e lamas secundárias (decantação secundária, após o tratamento secundário por lamas activadas),

antes da entrada no digestor anaeróbio e após parcial desidratação por centrifugação;

- LD – lama obtida após a digestão anaeróbia das lamas mistas, recolhida depois de desidratada por centrifugação;
- LDcal – lama digerida anaerobicamente e desidratada estabilizada com cal (óxido de cálcio, CaO), na proporção 300 g CaO para 1 kg da lama digerida, mantendo-se o pH da lama com um valor superior a 12 durante 48 horas.

Quadro 1 - Principais características do solo usado no ensaio.

Parâmetro	Valor
pH (H ₂ O)	5,72
pH (KCl)	5,45
C orgânico (g kg ⁻¹)	6,30
N-NH ₄ ⁺ (mg N-NH ₄ ⁺ kg ⁻¹)	1,46
N-NO ₃ ⁻ (mg N-NO ₃ ⁻ kg ⁻¹)	39,9
K extraível (mg K ₂ O kg ⁻¹)	51,7
P extraível (mg P ₂ O ₅ kg ⁻¹)	40,1
Ca troca (cmol _c kg ⁻¹)	2,12
Mg troca (cmol _c kg ⁻¹)	0,18
Na troca (cmol _c kg ⁻¹)	0,23
K troca (cmol _c kg ⁻¹)	0,31

Efectuaram-se duas incubações aeróbicas, em condições de temperatura (25°C) e humidade do solo (65% da capacidade máxima de retenção de água) controladas, durante 140

dias, uma para avaliar a mineralização do C e outra para avaliar a mineralização do N das lamas. Em ambas as incubações as lamas foram misturadas com a camada superficial do Arenossolo Háplico numa quantidade equivalente a 0,33 g de matéria seca de lama por kg de solo (Quadro 3) que corresponde a 10 Mg de matéria seca por hectare. Para que as características biológicas e bioquímicas não se alterassem de forma significativa, as lamas foram sujeitas a uma prévia liofilização, com o objectivo de reduzir o teor de humidade das lamas originais.

A avaliação da mineralização do carbono foi efectuada através de uma incubação aeróbia estática em sistema fechado, de acordo com a metodologia descrita em Zibilske (1994) e Ribeiro *et al.* (2010a). Misturaram-se 60 g de solo com 0,20 g (matéria seca) de lama e 7,8 mL de água destilada, colocaram-se as misturas solo/lama em reactores estanques com 1,5 L de capacidade onde o CO₂ libertado foi fixado numa solução de NaOH 1 M. Periodicamente, procedeu-se à abertura dos reactores para substituição da solução fixadora do CO₂ e promover o arejamento. O CO₂ fixado na solução de NaOH foi quantificado por titulação.

A mineralização do azoto foi avaliada através de incubação aeróbia, sem lixiviação, em condições controladas de acordo com a metodologia descrita em Ribó *et al.* (2003)

Quadro 2 – Composição da lama mista (LM), lama digerida anaerobicamente (LD) e lama digerida anaerobicamente estabilizada com cal (LDcal), sendo os resultados expressos na matéria seca.

Parâmetro	Tipo de lama		
	LM	LD	LDcal
C (g kg ⁻¹)	342,0	332,0	256,0
N _{total} (g kg ⁻¹)	23,26	36,06	23,74
N-NH ₄ ⁺ (g kg ⁻¹)	2,42	2,52	0,20
C/N	14,7	9,2	10,8
P (g kg ⁻¹)	5,4	14,1	8,9
K (g kg ⁻¹)	3,7	4,8	3,6
Ca (g kg ⁻¹)	42,8	99,3	159,2
Mg(g kg ⁻¹)	2,5	5,7	4,2

Quadro 3 – Quantidade de lama, expressa em matéria seca, e respectivas quantidades de azoto e carbono aplicados por kg de solo

Tratamentos	Lamas (g kg ⁻¹ solo)	N (mg kg ⁻¹ solo)	C (mg kg ⁻¹ solo)
Control	0.00	0	0
Solo+LM	3.33	78	1140
Solo+LD	3.33	120	1107
Solo+LDcal	3.33	70	853

e Ribeiro *et al.* (2010b). Misturaram-se 600 g de solo com 2,0 g (matéria seca) de lama e 78 mL de água destilada. As misturas solo/lama foram colocadas em recipientes plásticos e incubadas durante 140 dias. Periodicamente os recipientes foram abertos, recolheram-se amostras das misturas e quantificou-se o N-NH₄⁺ e o N-NO₃⁻, após extração com KCl 2M (1:5 p/v), por espectrofotometria de absorção molecular usando os métodos de Bertholet e da Sulfanilamida (Houba *et al.*, 1989), respectivamente.

Os dados obtidos foram sujeitos a uma análise de variância (ANOVA), seguida do teste da diferença mínima significativa (LSD) para comparação de médias (Zar, 1996).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mineralização do carbono

A emissão de CO₂ a partir do solo e das misturas solo/lama apresentou uma evolução gradualmente crescente ao longo do tempo, em todas as modalidades (Figura 1).

Na modalidade “solo” (sem aplicação de lamas), que contém um teor de carbono orgânico de 6,3 g kg⁻¹ (1,09% de matéria orgânica), observaram-se sempre os valores mais baixos de emissão de CO₂, tendo-se atingido, no final da incubação, um valor de CO₂ emitido de 337,1 mg C-CO₂ kg⁻¹ solo. Este valor é bastante inferior ao obtido por Ribeiro *et al.* (2010a), numa incubação aeróbia a 25°C de 19 semanas, com um solo are-

noso contendo 9,3 g kg⁻¹ de carbono orgânico (1,6% de matéria orgânica), que obtiveram uma emissão de CO₂ de 637 mg C-CO₂ kg⁻¹ solo. No entanto, para além do teor de carbono orgânico mais elevado no solo utilizado, Ribeiro *et al.* (2010a) utilizaram um solo recentemente convertido à Agricultura Biológica ao qual, nos anos anteriores à realização do ensaio, se tinha aplicado quantidades apreciáveis de matéria orgânica. Contudo, Fernandez *et al.* (2006) e Walters *et al.* (1992), utilizando solos arenosos com teores de matéria orgânica de 1,2 e 0,7% respectivamente, obtiveram valores de emissão de CO₂ idênticos aos obtidos no presente ensaio.

A adição de lamas ao solo, originou um aumento significativo da emissão de CO₂, quando comparada com o solo sem lamas, com os valores mais elevados a serem obtidos na LM (866,8 mg C-CO₂ kg⁻¹ de solo), seguidas da LDcal (681,8 mg C-CO₂ kg⁻¹) e da LD (531,4 mg C-CO₂ kg⁻¹).

Como a quantidade de C aplicado foi diferente nas várias modalidades (Quadro 3), apresentam-se no Quadro 4 os valores de mineralização aparente do carbono das lamas, que correspondem à percentagem do carbono total veiculado pela lama que é mineralizado durante o período de incubação e que permitem avaliar a biodegradabilidade desse carbono (Ribeiro *et al.*, 2010a).

A LM foi a que apresentou uma percentagem de mineralização do carbono mais alta (46,5%), enquanto que a LD foi a que apresentou uma percentagem de mineralização do carbono mais baixa, observando-se

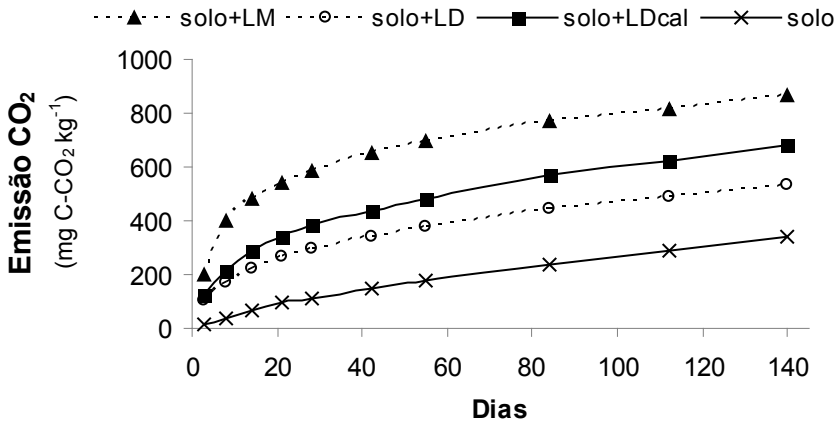


Figura 1 – Evolução da emissão de CO₂ (mg C-CO₂ kg⁻¹ solo) nas diferentes modalidades, durante 140 dias de incubação.

que do carbono total aplicado através da LD apenas 17,6% se mineralizou durante os 140 dias de incubação. Efectivamente, durante o processo de digestão anaeróbia há a conversão da matéria orgânica “fresca” em biogás (metano, dióxido de carbono) e matéria orgânica “estabilizada” (Espinosa e Vasilind, 2001; Arthurson, 2008).), o que justifica as diferenças observadas entre as duas lamas. Desta forma, para igual quantidade de C aplicado ao solo, a LD é aquela que mais contribui para o sequestro de C no solo.

A calagem da LD (LDcal) originou um aumento da percentagem de mineralização do carbono da lama para 40,4%, o que cor-

responde a um aumento de 130% relativamente à LD (17,6%). Na bibliografia consultada não se encontram referências relativas ao efeito da calagem das lamas na posterior mineralização do seu carbono. No entanto, observou-se que a aplicação das lamas com calagem originou uma melhoria das propriedades do solo, nomeadamente o pH, que poderá ter favorecido a actividade dos microrganismos do solo. O pH do solo aumentou de 5,14 para 6,71 com a aplicação de lama digerida com calagem, enquanto que na lama digerida sem calagem o pH final foi de apenas 5,50. Por outro lado, é também possível que a acção directa da cal sobre as

Quadro 4 – C-CO₂ emitido a partir da lama (mg C kg⁻¹ solo), quantidade de C aplicado (mg C kg⁻¹ solo) e mineralização aparente do C da lama (%)

Tipo de lama	C-CO ₂ emitido* a partir da lama (mg C kg ⁻¹ solo)	Quantidade de C aplicado (mg C kg ⁻¹ solo)	Acumulação de C no solo (mg C kg ⁻¹ solo)	Mineralização aparente do C (%)
LM	529,7 a	1139,9	610,2 b	46,5 a
LD	194,4 c	1106,6	912,1 a	17,6 c
LDcal	344,8 b	853,3	508,5 c	40,4 b

Em cada coluna, valores assinalados com a mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

* C-CO₂ emitido a partir da lama = (C-CO₂ emitido da mistura solo/lama) - (C-CO₂ emitido do solo)

lamas origine a decomposição química de alguns compostos orgânicos, tornando-os mais facilmente utilizáveis pelos microrganismos do solo.

Mineralização do azoto

Na Figura 2 observa-se a evolução do N mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) no solo e nas diferentes misturas de solo com lamas. Nos primeiros 28 dias de incubação, as diferentes modalidades com lamas apresentaram dinâmicas de mineralização do azoto relativamente distintas (Quadro 5).

A LM originou um decréscimo do azoto mineral de $44,9 \text{ mg N kg}^{-1}$ no tempo zero para $37,6 \text{ mg N kg}^{-1}$ solo ao fim de 3 dias de incubação, valor inferior ao do solo (sem aplicação de lamas), originando uma imobilização inicial do azoto no solo, o que na prática corresponde a uma diminuição das disponibilidades de azoto para a cultura que for instalada no terreno. Esta imobilização de N está de acordo com os resultados obtidos relativos às emissões do CO_2 , onde se observaram maiores emissões ini-

ciais de CO_2 a partir da LM, quando comparadas com as lamas digeridas (Figura 1). A LM, constituída por matéria orgânica que não foi sujeita a um processo de estabilização, originou um aumento acentuado da actividade dos microrganismos do solo, os quais terão utilizado o azoto mineral do solo no seu próprio metabolismo. Por outro lado, vários autores defendem que a mineralização do N é, para o mesmo tipo de material orgânico, condicionada pela razão C/N do material aplicado ao solo (Chadwick *et al.*, 2000, Flavel e Murphy, 2006; Fangueiro *et al.*, 2008). Em concordância com os referidos autores, verifica-se que a LM tem uma razão C/N (14,7) mais elevada do que a observada nas lamas digeridas (9,2 e 10,8, para LD e LDcal, respectivamente).

No caso das duas modalidades com lamas digeridas anaerobicamente (LD e LDcal) o teor de azoto mineral aumentou durante todo o período da incubação, tendo sido sempre superior ao da modalidade solo (sem aplicação de lamas). No tempo zero, o azoto mineral na modalidade LD ($54,6 \text{ mg N kg}^{-1}$ solo)

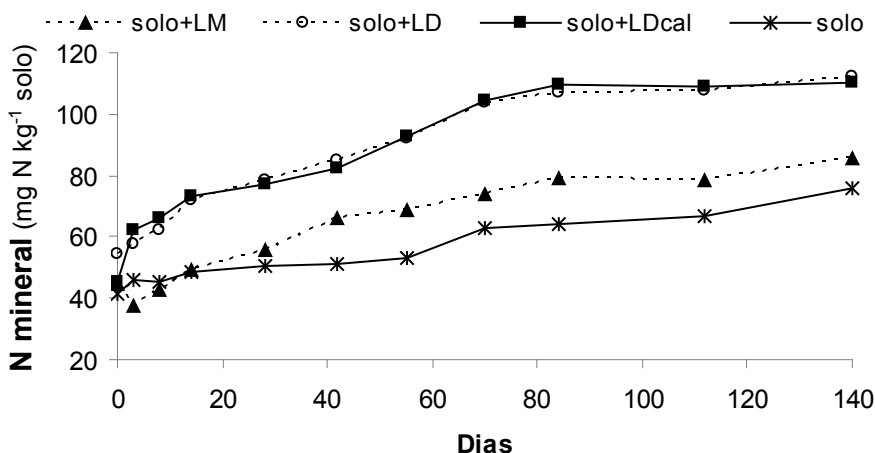


Figura 2 – Evolução do azoto mineral (mg N kg^{-1} solo) nas diferentes modalidades, durante 140 dias de incubação.

Quadro 5 - Valores médios do N mineral (mg N kg^{-1} solo) nas diferentes modalidades, em diferentes tempos de amostragem.

Modalidades	Dias					
	0	3	8	14	28	140
Solo+LM	44,9 b	37,6 c	42,6 b	49,0 b	55,9 b	85,4 b
Solo+LD	54,6 a	57,7 a	62,4 a	72,0 a	78,2 a	112,3 a
Solo+LDcal	45,2 b	62,1 a	65,9 a	73,5 a	76,9 a	110,3 a
Solo	41,3 b	46,3 b	45,6 b	48,9 b	50,5 b	75,8 b

Em cada coluna, valores assinalados com a mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

foi significativamente superior ao da modalidade LDcal ($45,2 \text{ mg N kg}^{-1}$). Estes resultados são, sobretudo, consequência das diferenças observadas nos teores de N-NH_4^+ nestas modalidades: $14,1$ e $4,7 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ solo para a LD e LDcal, respectivamente (Quadro 6). A estabilização de lamas com cal provoca um aumento de pH e promove a volatilização de NH_3 a partir da lama, reduzindo o seu teor de NH_4^+ (Arthurson, 2008). De facto, a LDcal utilizada neste ensaio tinha um teor de N-NH_4^+ de $0,2 \text{ g kg}^{-1}$, muito inferior ao da LD, $2,5 \text{ g kg}^{-1}$, o que justifica as diferenças observadas no tempo zero.

Na modalidade LDcal, ocorreu um aumento acentuado do azoto mineral nos primeiros 3 dias de incubação, tendo passado de $45,2$ (tempo zero) para $62,1 \text{ mg N kg}^{-1}$ no terceiro dia (Quadro 5). Assim, a estabilização da lama digerida com cal criou condições para uma mais rápida mineralização do azoto orgânico presente nessa lama, o que está em concordância com a maior actividade microbiana observada na modalidade LDcal no

início da incubação, quando comparada com a modalidade LD (Figura 1).

A mineralização líquida aparente do azoto (MLAN), corresponde à quantidade de azoto orgânico aplicado através das lamas que é mineralizado durante o período em que decorre a incubação e, neste trabalho, foi expressa em percentagem do azoto orgânico veiculado pelas lamas. No Quadro 7 apresentam-se os valores médios obtidos para as diferentes lamas ao fim de 140 dias de incubação.

A LM foi a que apresentou uma menor percentagem de mineralização do N ($8,7\%$). Este facto, está de acordo com os resultados anteriormente obtidos e resulta do facto de se tratar de material orgânico não estabilizado com uma razão C/N superior à das restantes lamas. A LD apresentou uma percentagem de mineralização do azoto de $20,8\%$ durante 20 semanas de incubação. O valor obtido está dentro das gamas de valores referidos por diferentes autores para a mineralização do

Quadro 6 - Valores médios do N amoniacal ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ solo) nas diferentes modalidades, nos primeiros 28 dias de incubação.

Modalidades	Dias				
	0	3	8	14	28
Solo+LM	13,24a	3,57cd	6,21b	2,37ab	0,51ab
Solo+LD	14,10a	21,94a	12,42a	2,26ab	1,05a
Solo+LDcal	4,67b	19,49b	3,36c	2,92a	0,30a
Solo	1,46c	3,07d	3,09c	1,80b	0,25b

Em cada coluna, valores assinalados com a mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$).

Quadro 7 - Quantidade de N orgânico (N_{org}) aplicado através das lamas (mg N kg^{-1} solo) e mineralização líquida aparente do azoto (MLAN, %)

Tipo de lama	Quantidade de N orgânico aplicado ($\text{mg N}_{org} \text{ kg}^{-1}$ solo)	N_{org} mineralizado a partir da lama (mg N kg^{-1} solo)	MLAN (%)
LM	69,4	6,04 c	8,7 c
LD	111,7	23,20 ab	20,8 b
LDcal	78,4	30,7 a	39,2 a

azoto orgânico presente em lamas de ETAR. Presley *et al.* (2009) referem uma gama de 10 a 50%, Dias (2004) refere, para lamas anaeróbias, taxas de mineralização de azoto de 20 a 40%, enquanto que Epstein (2003) observou percentagens de mineralização de azoto que variaram entre 14 e 25% em incubações de lamas anaeróbias durante 13 semanas. No entanto, o valor obtido é inferior ao referido por Cogger (2007) que recomenda que nos planos de fertilização se considere uma taxa de mineralização entre 30 e 40% para lamas anaeróbias frescas.

Relativamente à LDcal, verifica-se que a estabilização com cal aumentou a mineralização do azoto orgânico para 39,2%, valor que é cerca do dobro do obtido para a LD (20,8%). Apesar de na bibliografia consultada não se terem encontrado referências relativas ao efeito da estabilização com cal na mineralização do azoto das lamas, à semelhança do referido para a mineralização do carbono, a estabilização da lamas com cal poderá ter provocado uma decomposição química de alguns compostos orgânicos, tornando-os mais facilmente mineralizáveis pelos microrganismos do solo, e uma melhoria das propriedades do solo, que terá favorecido a actividade dos microrganismos decompositores.

CONCLUSÕES

Dos 3 tipos de lamas estudados neste ensaio, a lama digerida anaerobicamente

(LD) foi a que, após a aplicação ao solo, originou menores emissões de CO_2 e, consequentemente, a que mais contribuiu para o sequestro de carbono no solo. Por outro lado, o solo tratado com LD apresentou teores de azoto mineral elevados durante todo o período de incubação, o que corresponde a uma elevada disponibilidade de N para as plantas.

A estabilização da lama digerida anaerobicamente com cal (LDcal) reduziu o seu teor de teor NH_4^+ e consequentemente, o teor de azoto mineral no solo imediatamente após a aplicação desta lama (tempo zero). No entanto, a estabilização com cal estimulou a mineralização do azoto orgânico da lama, o que se traduziu em teores minerais de azoto no solo tratado com LDcal idênticos aos do solo tratado com LD, logo a partir do terceiro dia de incubação. Contudo, a contribuição da LDcal para o sequestro de C no solo foi bastante inferior à da LD.

As elevadas emissões de CO_2 e a imobilização inicial de azoto observadas no solo tratado com LM, indicam que estas lamas contêm quantidades apreciáveis de matéria orgânica não estabilizada. Por este motivo será recomendada uma prévia estabilização destas lamas, antes da sua aplicação ao solo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), o apoio financeiro dado à Unidade de Investigação Química Ambiental (UIQA), e aos técnicos de

laboratório Isabel Carvalho, Madalena Simão e Domingos Figueiredo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arthurson, V. (2008) - Proper Sanitization of Sewage Sludge: a Critical Issue for a Sustainable Society. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 17:5267-5275.
- Chadwick, D.R.; John, F.; Pain, B.F.; Chambers, B.J. e Williams, J. (2000) - Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: A laboratory experiment. *The Journal of Agricultural Science*, 134: 159–168.
- Cogger, C. (2007). *Worksheet for calculating biosolids application rates in Agriculture* (em linha). Corvallis, Oregon State University Extension Service, 14 p. (Pacific Northwest Extension Publications PNW0511e) (Acesso em: 2010.04.14) Disponível em <<http://cru.cahe.wsu.edu/CEPublications/pnw0511e/pnw0511e.pdf>>.
- Dias, J.C.S. (2004) - *Guia de boas práticas. Aplicação de Lamas na Agricultura*. Lisboa, Reciclamas Multigestão Ambiental S.A., 159 p.
- Epstein, E. (2003) - *Land application of sewage sludge and biosolids*. Boca Raton, Florida, USA, CRC Press LLC, 201 p.
- Fangueiro, D.; Pereira, J.; Chadwick, D.; Coutinho, J.; Moreira, N. e Trindade, H. (2008) - Laboratory assessment of the effect of cattle slurry pre-treatment on organic N degradation after soil application and N₂O and N₂ emissions. *Nutrients Cycling in Agroecosystems*, 80: 107–120.
- Fernández, J.M.; Plaza, C.; Hernández, D. e Polo, A. (2007) - Carbon mineralization in an arid soil amended with thermally-dried and composted sewage sludges. *Geoderma*, 137: 497–503.
- Flavel, T.C. e Murphy, D.V. (2006) - Carbon and nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to soil. *Journal of Environmental Quality*, 35: 183–193.
- Houba, V.J.G.; van der Lee, J.J.; Novozamsky, I. e Walling, I. (1989) - *Soil and Plant Analysis, Part 5, Soil Analysis Procedures*. Wageningen, The Netherlands, Wageningen Agricultural University.
- IUSS Working Group WRB (2006) - *World Reference Base for Soil Resources 2006*, 2nd edition. Rome, Italy, FAO, 128 p. (World Soil Resources Reports N° 103)
- Presley D.A.; Morgan Powell, M. e Ruiz-Diaz, D. (2009) - Use of Biosolids on Agricultural Land: Agronomic, Environmental, and Safety Considerations. Kansas, USA, Kansas State University, 8 pp.
- Ribeiro, H.M.; Fangueiro, D.; Alves, F.; Vasconcelos, E.; Coutinho, J.; Bol, R. e Cabral, F. (2010a) - Carbon mineralization kinetics in an organically managed Cambic Arenosol amended with organic fertilizers. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173, 1: 39–45
- Ribeiro, H.M., Fangueiro, D.; Alves F.; Ventura, R.; Coelho D.; Vasconcelos E.; Cunha-Queda C.; Coutinho J. e Cabral F. (2010b) - Nitrogen mineralization from an organically managed soil amended with organic fertilizers and nitrogen accumulation in lettuce. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173, 2: 260-267.
- Ribó, M.; Canet, R.; Albiach, M.R. e Pomares, F. (2003) – Mineralización del nitrógeno del suelo. In: C.Garcia, C.; Gil, F.; Hernández, T. e Trasar, C. (Eds.) -*Técnica de analisis de parámetros bioquímicos en suelos*. Madrid, Ediciones Mundi-Prensa, p. 347-367.
- Spinosa L. e Vesilind, P.A. (2001) - *Sludge into biosolids, processing, disposal and utilization*. London, IWA Publishing, 400 p.

- Tarrasón, D.; Ojeda, G.; Ortiz, O. e Alcañiz, J.M. (2008) - Differences on nitrogen availability in a soil amended with fresh, composted and thermally-dried sewage sludge. *Bioresource Technology*, 99: 252–259
- Walters, D.T.; Aulakh, M.S.; e Doran, J.W. (1992) - Effects of soil aeration, legume residue, and soil texture on transformations of macro and micronutrients in soils. *Soil Science Journal*, 153: 100-107.
- Zar, J.H. (1996) - *Biostatistical Analysis*. NJ, USA, Prentice-Hall Inc., 661 p.
- Zibilske, L.M. (1994) - Carbon Mineralization. In: Weaver, R.W.; Angle, J.S. e Bottomly, P. (Eds.) *Methods of Soil Analysis, Part 2, Microbiological and Biochemical Properties*. Madison, Wisconsin, USA, Soil Science Society of America Inc., pp. 835–863.