

Ajuste da decomposição do lodo de esgoto e palha de aveia por modelos não lineares

Edilson Marcelino Silva¹

Sílvio de Castro Silveira²

Thais Destefani Ribeiro Furtado³

Joel Augusto Muniz⁴

Resumo

Uma forma viável econômica e ambientalmente da reciclagem do lodo de esgoto é o manejo agrícola. O conhecimento das curvas de mineralização do carbono permite buscar melhorias na qualidade do solo e maior produtividade das culturas. O objetivo deste trabalho foi avaliar o ajuste de modelos não lineares que descrevem a mineralização do carbono no solo. O experimento foi conduzido em laboratório e o delineamento foi inteiramente ao acaso, com quatro repetições e três tratamentos. Foram avaliados os seguintes tratamentos: Solo + Lodo de esgoto, Solo + Palha de aveia preta e Solo + Lodo + Palha, incorporados ao solo. Recipientes com solo e tratamento aplicado foram incubados por 110 dias. Foram utilizados os modelos Stanford & Smith e Cabrera, considerando estrutura de erros autorregressivos AR(1), quando necessário. Os ajustes foram comparados utilizando o critério de informação de Akaike (AIC). Os modelos não lineares avaliados descrevem de forma satisfatória a dinâmica de decomposição do carbono dos tratamentos. O modelo Stanford & Smith é adequado para descrever a decomposição do carbono dos tratamentos Solo + Lodo e Solo + Palha de aveia, incorporados. O modelo Cabrera é adequado para descrever a decomposição do carbono do tratamento Solo + Lodo + Palha incorporada.

Palavras-chave: Mineralização. Modelo Stanford & Smith. Modelo Cabrera. Tempo de meia-vida.

Introdução

O lodo de esgoto é um resíduo orgânico gerado ao final do processo de tratamento das águas nas estações de tratamentos domiciliares e industriais. Sua destinação final de forma ecologicamente correta e economicamente viável tem sido uma preocupação das empresas de saneamento. Por se tratar de um produto rico em matéria orgânica (MO) e nutrientes, o lodo de esgoto pode ser usado como condicionador do solo e fertilizante na agricultura (CARVALHO et al., 2015; SILVA; ANDRADE PINTO, 2010). A reciclagem agrícola do lodo de esgoto é interessante do ponto de vista econômico e ambiental, sendo alternativa benéfica para seu uso como MO, liberando nutrientes para o solo (PAREDES FILHO, 2011).

Estudos têm mostrado que o aproveitamento do lodo de esgoto na agricultura tem efeito positivo no desenvolvimento da vegetação e recuperação de solos degradados, uma vez que a decomposição

1 Universidade Federal de Lavras (UFLA), doutorando em Estatística e Experimentação Agropecuária. edilsonmg3@hotmail.com. Departamento de Estatística, Caixa Postal 37, Campus Universitário da UFLA, Lavras, Minas Gerais, 37200-000.

2 UFLA, doutor em Estatística e Experimentação Agropecuária. silviodecs@gmail.com.

3 UFLA, doutora em Estatística e Experimentação Agropecuária. t.destefani.ribeiro@gmail.com.

4 UFLA, professor titular. joamuniz@des.ufla.br.

desse resíduo gera adubo orgânico, melhorando as propriedades físicas e químicas e fornecendo macro e micronutrientes ao solo (SILVA; ANDRADE PINTO, 2010). Esses autores observaram que o lodo de esgoto foi uma alternativa viável ao meio ambiente com menor gasto em adubação e proporcionou desenvolvimento satisfatório de espécies florestais nativas.

Mesmo sendo rico em macro e micronutrientes, é necessário conhecer a decomposição do lodo de esgoto no solo para que se faça o descarte de forma adequada no meio ambiente, pois, se o descarte final do lodo não for uma alternativa segura, pode-se diminuir os benefícios do saneamento. Sabe-se que no início do processo de decomposição do resíduo orgânico no solo, a quantidade de carbono (C) mineralizada é maior, uma vez que estão presentes frações de substâncias facilmente degradáveis; em seguida, essa quantidade é reduzida por serem mineralizadas frações de carbono mais resistentes (PULROLNIK, 2009). Esta dinâmica de decomposição é descrita por modelos não lineares.

Stanford e Smith (1972) propuseram um modelo não linear que descreve o resíduo orgânico sendo composto apenas por uma fração de carbono que é mineralizada exponencialmente. O modelo Stanford & Smith tem sido o mais utilizado para modelar o CO_2 acumulado e para estimar a taxa de decomposição (k) e a quantidade de carbono potencialmente mineralizável (C_0).

Moretti et al. (2015) avaliaram dois ensaios com lodo de esgoto, no ensaio I avaliaram três doses equivalentes a 0; 21,2 e 42,4 mg ha^{-1} e doses de composto de lodo de esgoto e no ensaio II cinco doses entre 0 e 480 mg ha^{-1} , simulando sucessivas aplicações do resíduo no solo, os autores concluíram que as frações de decomposição do composto de lodo foram maiores que as observadas para o lodo de esgoto. Paula et al. (2013) analisaram diferentes métodos de estimativas das frações mineralizadas de diversos esterco, lodo de esgoto e composto de lixo urbano em campo e observaram que após 120 dias mais de 89% das frações de carbono orgânico adicionado tinham sido mineralizados. Andrade et al. (2013) avaliaram a dinâmica de mineralização do carbono no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto e observaram que houve aumento do carbono potencialmente mineralizável no solo. Todos esses autores utilizaram o modelo Stanford & Smith para modelar dados de CO_2 acumulados e liberados do solo.

Cabrera (1993) propôs um modelo não linear para descrever a mineralização de elementos químicos em duas fases, a primeira delas corresponde à quantidade facilmente mineralizável que tem comportamento exponencial e a outra, mais resistente com mineralização constante.

Sleutel et al. (2005) avaliaram o ajuste de cinco modelos não lineares, incluindo o modelo Cabrera (1993), a dados de mineralização de C de quatro resíduos orgânicos e observaram que os modelos descreveram de forma satisfatória a dinâmica do C no solo. No estudo da mineralização do C de lodo de curtume, Martines et al. (2006) observaram que no início da incubação houve uma fase de rápida mineralização, seguida de outra fase de mineralização do C mais lenta.

Prado et al. (2013) relatam que nos estudos envolvendo ajuste de modelos não lineares para dados com medidas tomadas ao longo do tempo, os erros experimentais podem ser correlacionados, o que ocorre também para dados acumulados em estudos de respiração na área de solos (HESS; SCHMIDT, 1995). Fernandes et al. (2014), Muianga et al. (2016) e Muniz et al. (2017) destacam que a estimação dessa correlação deve ser considerada no estudo dos modelos, pois levam a ajustes adequados e intervalos de confiança para os parâmetros mais precisos.

A dinâmica de decomposição de resíduos orgânicos no solo depende da composição química do resíduo, além de outros fatores, e pode ser descrita por modelos que consideram uma ou duas fases de mineralização. Esse aspecto precisa ser avaliado no processo de decomposição para melhor manejo dos solos agrícolas.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o ajuste dos modelos não lineares Stanford & Smith e Cabrera na decomposição de lodo de esgoto, palha de aveia preta e lodo + palha de aveia, incorporados ao solo, com base na quantidade de CO₂ mineralizada, e indicar o modelo mais adequado, estimando-se ainda o tempo de meia-vida do carbono potencial e facilmente mineralizável.

Material e métodos

Os dados utilizados para os ajustes dos modelos foram extraídos de Giacomini et al. (2015) e correspondem aos resultados de um experimento que avaliou a mineralização de carbono de lodo de esgoto, palha de aveia preta e lodo + palha incorporada ao solo.

O experimento foi realizado no Laboratório de Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (RS). Um argissolo vermelho distrófico arênico da camada de 0-10 cm de uma área de plantio direto sob sucessão de soja e aveia foi avaliado. O solo apresentou 17 g kg⁻¹ de matéria orgânica, 150 g kg⁻¹ de argila e pH em água de 5,3. Após a amostragem, o solo foi peneirado (< 4,75mm), moído e armazenado em saco plástico escuro, por quatro dias antes da incubação, em temperatura ambiente.

O lodo de esgoto (LE) foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto de Santa Maria, da Companhia Riograndense de Saneamento. O lodo foi processado em sistema de ativação de esgoto aeróbico prolongado e fluxo contínuo. Logo após, o LE foi depositado em recipientes de secagem, de onde uma amostra de cerca de 10 kg de LE foi coletada, colocada em balde de plástico com tampa e levada ao laboratório. Após a homogeneização, foram retiradas três subamostras de LE do balde para caracterização química e física. A matéria seca foi determinada por secagem no forno de cerca de 50g de LE, a 65 °C, até peso constante. O pH foi medido diretamente em uma alíquota de cerca de 12 g de LE fresca. Após a determinação da matéria seca, foram moídas três subamostras para determinação do C total, N total, N amoniacal e N nítrico.

A palha de aveia preta foi coletada à maturidade fisiológica. Depois da coleta, a palha foi seca ao ar e armazenada até a incubação. Antes do início da incubação, as amostras de palha foram secas no forno a 65 °C até peso constante. O C total e os níveis de N foram determinados nos materiais seco e moído. As características do LE e da palha são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1. Quantidades adicionadas ao solo de matéria seca (MS), carbono total (C) e concentração de nitrogênio (N) pelo lodo de esgoto e palha de aveia preta (GIACOMINI et al., 2015).

Material orgânico	MS	C total	N total	N Amoniacal	N Nítrico	N Orgânico	C/N	pH	
	g kg⁻¹								
Lodo	70	21,7	4,03	0,59	0,01	3,43	5,4	6,8	
Palha	1000	409,9	4,93	-	-	-	71,0		
	mg kg⁻¹								
Lodo	3505	1086	201,8	29,6	0,5	171,7	-	-	
Palha	5093	2087	25,1	-	-	-	-	-	

Fonte: Elaborada pelos autores (2018).

Foi medida a mineralização do C do lodo, da palha e do lodo + palha, incorporados ao solo. O delineamento foi inteiramente ao acaso com quatro repetições, em que foram avaliados os seguintes tratamentos: Solo + Lodo de esgoto, Solo + Palha de aveia preta e Solo + Lodo + Palha. Foram incubados por 110 dias recipientes com solo e tratamento aplicado, no escuro, a 25 °C. A umidade do solo foi ajustada para aproximadamente 80% da capacidade de campo e mantida a este nível ao longo do período de incubação adicionando água periodicamente. O experimento utilizou recipientes acrílicos (diâmetro 5,0 cm, volume 110,0 mL).

Cada recipiente recebeu 133,1 g de solo com 13% de teor de água e foi compactado a uma altura de 5 cm para atingir uma densidade aparente de 1,2 mg m⁻³. A palha seca foi cortada manualmente (comprimento 10-20 mm) e adicionada (600 mg por recipiente, correspondendo a 3 mg ha⁻¹ de palha seca). O LE fresco foi adicionado ao solo a uma taxa de 30 mg ha⁻¹. Palha e LE foram incorporados ao solo antes de preencher os recipientes. Os recipientes de acrílico foram condicionados individualmente dentro de 800 mL de recipientes de vidro equipados com tampa pressionada. Todos os recipientes de vidro foram arejados periodicamente durante 10 minutos para evitar déficit de O₂. A umidade do solo foi controlada pesando cada unidade experimental e adicionando água quando necessário usando uma pipeta. A mineralização do C foi avaliada pela quantidade de CO₂ liberada aos 2, 4, 6, 10, 14, 21, 28, 35, 45, 60, 75, 86 e 110 dias após o início da incubação nos mesmos frascos.

Avaliou-se o modelo Stanford & Smith dado por $C_t = C_0(1 - \exp(-kt)) + \varepsilon_t$ e o modelo Cabrera dado por $C_t = C_1(1 - \exp(-k_1t)) + k_0t + \varepsilon_t$. Zeviani et al. (2012) propuseram uma reparametrização do modelo em que $k_1 = \ln 2/v$, assim, o modelo é dado por $C_t = C_1(1 - \exp(-\ln 2.t/v)) + k_0t + \varepsilon_t$. Nos modelos, C_t corresponde ao carbono mineralizado, em mg de CO₂ kg⁻¹, até o tempo t (em dias); C_0 carbono potencialmente mineralizável; k e k_0 são taxas de mineralização; C_1 carbono facilmente mineralizável; v tempo de meia-vida do carbono facilmente mineralizável; ε_t o erro experimental que supõe-se com distribuição normal com média 0 e variância σ^2 . O tempo de meia-vida do carbono potencialmente mineralizável para o modelo Stanford & Smith foi estimado pela expressão $v = \ln(2)/k$. De acordo com Fernandes et al. (2015), a reparametrização não altera os valores estimados pelo modelo nem os valores das estimativas de qualidade de ajuste. É importante ressaltar que, se o parâmetro k_0 do modelo Cabrera for zero, o modelo Cabrera reduz-se ao modelo Stanford & Smith.

A adequação dos modelos foi feita com base na análise dos erros estimados, sendo aplicados os testes: Shapiro-Wilk, para verificar o pressuposto de normalidade dos erros; Breusch-Pagan, para verificar a hipótese de que os erros experimentais são homocedásticos e Durbin-Watson para verificar o pressuposto de independência dos erros. Quando o teste de Durbin-Watson indicou que os erros eram dependentes, considerou a estrutura $\varepsilon_t = \phi\varepsilon_{t-1} + \lambda_t$, em que ϕ é o parâmetro autorregressivo de primeira ordem AR(1) e λ_t é o ruído branco (MORETTIN; TOLOI, 2006). A suposição de normalidade sendo atendida, pode-se estimar o intervalo de confiança de 95% de probabilidade para os parâmetros do modelo.

A qualidade do ajuste foi avaliada pelo coeficiente de determinação ajustado,

$$R^2_{aj} = 1 - \frac{(n-1)(1-r^2)}{n-p}$$

sendo que valores mais próximos de 1 indicam melhores ajustes.

A seleção do melhor modelo foi feita com base no critério de informação de Akaike: $AIC = -2\ln L(\hat{\theta}) + 2p$, que é proporcional ao quadrado médio do resíduo, sendo mais adequado o modelo que apresentar o menor valor. Nas expressões, n é o número de observações utilizadas para

ajuste do modelo, i está relacionado ao intercepto do modelo, que é igual a 1 se houver intercepto e 0 em caso contrário, p o número de parâmetros, $R^2 = 1 - \text{SQE}/\text{SQT}$ o coeficiente de determinação, sendo SQE a soma de quadrados dos erros, SQT a soma de quadrados total e $\ln L(\hat{\theta})$ o valor do logaritmo natural da função de verossimilhança, considerando as estimativas dos parâmetros.

Nos estudos com modelos não lineares, não há forma fechada para resolver o sistema de equações normais, assim, a estimação dos parâmetros é feita de forma aproximada por métodos numéricos iterativos (DRAPER; SMITH, 2014). Entre os métodos iterativos, o Gauss-Newton é o mais utilizado (CARNEIRO, et al., 2014; FERNANDES et al., 2014; GUEDES et al., 2004; SILVEIRA et al., 2018). A estimação dos parâmetros foi feita pelo método dos mínimos quadrados generalizados, implementado na função `gnls` do pacote `nlme` (PINHEIRO et al., 2015), do software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017).

Resultados e discussão

Os resultados da análise dos erros estimados pelos modelos, com base nos dados de mineralização do carbono no solo, para os testes de Shapiro-Wilk (SW), Breusch-Pagan (BP) e Durbin-Watson (DW), estão apresentados na Tabela 2. Para os três tratamentos e ambos os modelos, o teste de SW não foi significativo (p -valor $> 0,05$), corroborando a suposição de normalidade dos erros pelo teste. Pelo teste de BP verificou-se que a hipótese de homogeneidade de variâncias não foi rejeitada (p -valor $> 0,05$) para os três tratamentos e ambos os modelos, indicando que as variâncias foram homogêneas. Pelo teste de DW percebe-se que houve dependência nos erros ($p < 0,05$) para os tratamentos Solo + Lodo + Palha e Solo + Palha para os dois modelos, ou seja, a hipótese de independência dos erros foi rejeitada, e esta correlação foi considerada no estudo. Desta forma, foi apresentado ajuste com erro autorregressivo de primeira ordem AR(1) para explicar a dependência dos erros desses tratamentos para os dois modelos. Essa correlação dos erros também foi observada por Hess e Schmidt (1995) no ajuste de modelo não linear a dados acumulados da liberação de CO_2 do solo. Pereira et al. (2005), na comparação de oito modelos não lineares para prever a quantidade de nitrogênio mineralizado no solo, obtiveram dependência residual para dois modelos e consideraram os erros autorregressivos de ordem AR(p) nos modelos ajustados.

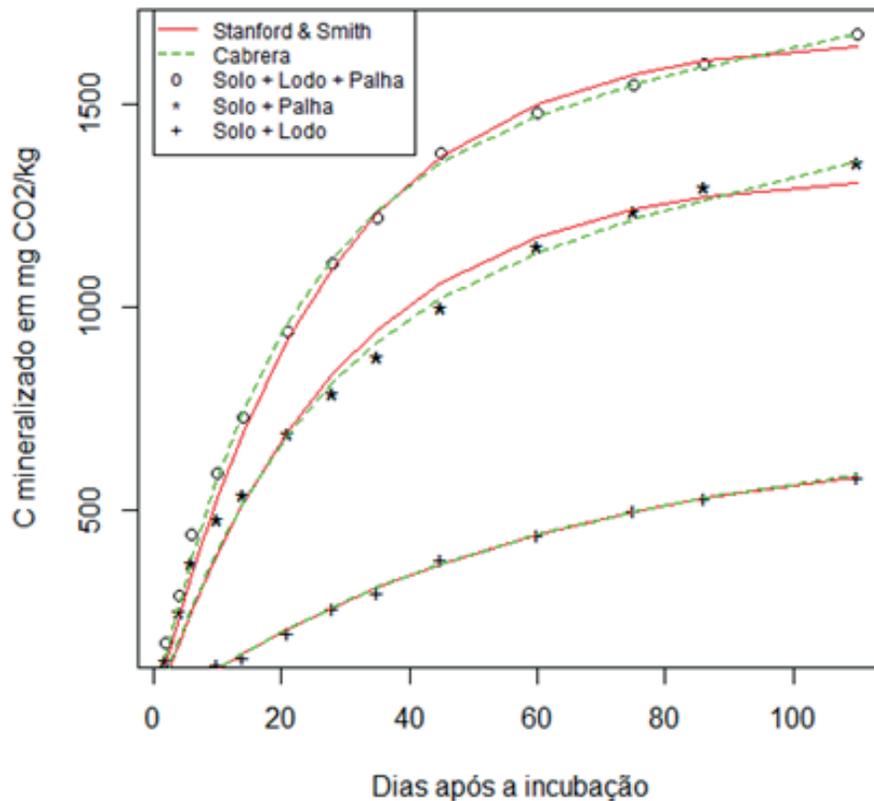
Tabela 2. P-valores dos testes de Shapiro-Wilk (SW), Durbin-Watson (DW) e Breusch-Pagan (BP) aplicados aos erros dos modelos e avaliadores de qualidade de ajuste, coeficiente de determinação ajustado (R^2_{aj}) e critério de informação de Akaike (AIC) para o carbono mineralizado, em $\text{mg CO}_2/\text{kg}$, dos tratamentos analisados.

Tratamento	Modelo	SW p-valor	BP p-valor	DW p-valor	R^2_{aj}	AIC
Solo+Lodo+Palha	Stanford & Smith	0,4881	0,5067	0,0020	0,9939	128,99
Solo+Lodo+Palha	Cabrera	0,7745	0,3023	0,0120	0,9976	125,56
Solo+Palha	Stanford & Smith	0,8777	0,2086	0,0000	0,9686	133,81
Solo+Palha	Cabrera	0,2866	0,2519	0,0040	0,9861	134,63
Solo+Lodo	Stanford & Smith	0,4782	0,0884	0,4220	0,9984	93,79
Solo+Lodo	Cabrera	0,4412	0,1783	0,2740	0,9983	95,78

Fonte: Elaboração dos autores (2018).

Observa-se na Tabela 2 que, ajustando os modelos aos dados de decomposição de C, foram obtidos valores de R^2_{aj} superiores a 0,96, indicando que o modelo descreve de forma adequada os dados (FIGURA 1). Sleutel et al. (2005) avaliaram o ajuste de cinco modelos não lineares na mineralização de C de quatro tipos de resíduos orgânicos e obtiveram valores de R^2_{aj} superiores a 0,97, concluindo que os modelos descreveram de forma satisfatória os dados.

Figura 1. Modelo Stanford & Smith e Cabrera ajustado à mineralização de carbono, em mg de $\text{CO}_2 \cdot \text{kg}^{-1}$, dos resíduos orgânicos no solo em função do tempo de incubação.



Fonte: Elaboração dos autores (2018).

As estimativas dos parâmetros dos modelos com seus respectivos intervalos de confiança de 95% de probabilidade estão apresentados na Tabela 3. Percebe-se que a estimativa do intervalo de confiança do parâmetro k_0 do modelo Cabrera considerando o tratamento Solo + Lodo incluiu o valor zero, de acordo com Zeviani et al. (2012) esse resultado indica um valor paramétrico zero, ou seja, o modelo Cabrera não se ajustou a esse tratamento; portanto, desconsiderando o parâmetro k_0 , o modelo se reduz ao de Stanford & Smith com apenas uma fração de carbono potencialmente mineralizável. Resultados semelhantes foram encontrados por Sleutel et al. (2005) ao ajustar o modelo Cabrera e obter k_0 igual a zero a dados de decomposição de C de composto de resíduos urbanos. Para os tratamentos Solo + Lodo + Palha e Solo + Palha, considerando-se o modelo Cabrera, observa-se pelas estimativas dos intervalos de confiança que todos os parâmetros do modelo não incluíram o valor zero, mostrando que o modelo descreve os tratamentos. O modelo Stanford & Smith ajustou-se aos dados dos três tratamentos, pois pelas estimativas dos intervalos de confiança percebe-se que todos os parâmetros do modelo não incluíram o valor zero.

Para o tratamento Solo + Lodo + Palha foi obtido menor valor de AIC (TABELA 2) para o modelo Cabrera, sendo este modelo o mais adequado para descrever esse tratamento. Esse tratamento possui duas frações de C, uma que é de fácil mineralização com comportamento exponencial e outra fração mais resistente com mineralização constante. Para o tratamento Solo + Palha, observa-se menor valor de AIC (TABELA 2) para o modelo Stanford & Smith, sendo este o modelo mais adequado para descrever esse tratamento. Esse tratamento possui apenas uma fração de C potencialmente mineralizável que é mineralizada exponencialmente.

Tabela 3. Estimativas para os parâmetros dos modelos e seus respectivos intervalos de confiança assintóticos de 95% (LI – limite inferior e LS – limite superior), no ajuste do C mineralizado, em mg de CO₂.kg⁻¹ dos tratamentos analisados.

	Modelo Stanford & Smith			Modelo Cabrera		
	LI	Estimativa	LS	LI	Estimativa	LS
Solo + Lodo + Palha						
C ₀	1576,41	1670,14	1763,87	C ₁	1182,10	1355,51
k	0,0324	0,0382	0,0440	v	10,83	13,30
φ	0,4802	0,8008	1,1215	k ₀	1,16	2,94
v	15,75	18,14	21,39	φ	-0,2494	0,4344
Solo + Palha						
C ₀	1228,45	1389,51	1550,57	C ₁	669,14	1004,74
k	0,0203	0,0277	0,0349	v	7,88	15,24
φ	0,3773	0,8863	1,3952	k ₀	0,16	3,26
v	19,86	25,02	34,14	φ	-0,0550	0,7405
Solo + Lodo						
C ₀	660,23	692,30	729,13	C ₁	387,42	666,64
k	0,0154	0,0169	0,0185	v	24,47	39,77
v	37,46	41,01	45,00	k ₀	-6,38	0,15

Fonte: Elaboração dos autores (2018).

Considerando o modelo Stanford & Smith, na Tabela 3, observa-se que houve diferença significativa entre o carbono potencialmente mineralizável (C₀) dos tratamentos, visto que não houve sobreposição nas estimativas dos intervalos de confiança, o tratamento Solo + Lodo + Palha apresentou maior quantidade potencialmente mineralizável, seguida do tratamento Solo + Palha e o tratamento Solo + Lodo a menor quantidade. Esse resultado corrobora as conclusões obtidas por Giacomini et al. (2015) que observaram comportamento semelhante após 110 dias do início da incubação. Esses autores atribuíram essa diferença às quantidades de C adicionadas em cada tratamento, bem como pelas diferentes composições químicas dos materiais orgânicos que facilitaram a utilização do C pelos microrganismos. Na Tabela 1, observa-se que a quantidade de C adicionada pela palha de aveia é aproximadamente duas vezes maior que a adicionada pelo lodo de esgoto.

Pela estimativa do intervalo de confiança do parâmetro taxa de mineralização (k), percebe-se que o tratamento Solo + Lodo foi significativamente menor (não houve sobreposição nas estimativas dos intervalos de confiança) que os demais tratamentos; consequentemente, o tempo de meia-vida (v) foi significativamente maior para este tratamento, com estimativa de aproximadamente 41 dias. Apesar de o carbono potencialmente mineralizável do tratamento Solo + Lodo + Palha ser

maior que o tratamento Solo + Palha, não houve diferença na taxa de mineralização (k), pois houve sobreposição nas estimativas dos intervalos de confiança para o parâmetro, consequentemente, não houve diferença significativa entre os tempos de meia-vida (v), que foram de aproximadamente 18 e 25 dias, respectivamente.

Observa-se na Tabela 3 que o tratamento Solo + Lodo + Palha, considerando o Modelo Cabrera, não apresentou maior valor de carbono facilmente mineralizável (C_1) se comparado com o tratamento Solo + Palha, pois houve sobreposição nas estimativas dos intervalos de confiança, assim, adicionando Lodo à Palha não aumentou a atividade dos microrganismos na decomposição das frações facilmente degradáveis. Resultado semelhante foi observado por Moretti et al. (2015) que para dose de lodo de $42,4 \text{ mg ha}^{-1}$ não encontraram maior valor de carbono potencialmente mineralizável (C_0) que a dose de $21,2 \text{ mg ha}^{-1}$.

As estimativas dos tempos de meia-vida do carbono facilmente mineralizável (v), considerando o modelo Cabrera, foram de aproximadamente 13 e 15 dias (TABELA 3) para os tratamentos Solo + Lodo + Palha e Solo + Palha, respectivamente, não diferindo estatisticamente entre si, pois houve sobreposição nas estimativas dos intervalos de confiança. Esse resultado está de acordo com os obtidos por Moretti et al. (2015), em ensaio, que para cinco doses entre 0 e 480 mg ha^{-1} não observaram diferença significativa no tempo de meia-vida do carbono potencialmente mineralizável; para duas doses, o tempo de meia vida foi de 15 dias e pertence aos intervalos de confiança. Esses resultados são superiores aos obtidos por Martines et al. (2006), que obtiveram tempo de meia-vida do carbono potencialmente mineralizável de 6 dias em média para aplicação de doses de lodo de curtume a solos com distinta classe textural, essa diferença provavelmente se deve à diferença na composição química do lodo de esgoto e do lodo de curtume. Paula et al. (2013), comparando a taxa de mineralização (k) do modelo Stanford & Smith de vários resíduos na superfície do solo em campo, obtiveram maior valor deste parâmetro para o lodo de esgoto, evidenciando, nos primeiros dias, maior decomposição desse resíduo.

Conclusão

O modelo Stanford & Smith é adequado para descrever a decomposição do carbono dos tratamentos Solo + Lodo incorporado e Solo + Palha de aveia incorporada.

O modelo Cabrera é adequado para descrever a decomposição do carbono do tratamento Solo + Lodo + Palha incorporada.

O tempo de meia-vida (v) do carbono potencialmente mineralizável é de aproximadamente 41 dias para o tratamento Solo + Lodo e é superior aos tratamentos Solo + Palha e Solo + Palha + Lodo, que é de aproximadamente 25 e 18 dias, respectivamente.

O tempo de meia-vida (v) do carbono facilmente mineralizável é de aproximadamente 13 e 15 dias para os tratamentos Solo + Lodo + Palha e Solo + Palha, respectivamente, e não apresentam diferença significativa entre si.

Agradecimentos

À CAPES, pela bolsa de doutorado concedida ao primeiro autor.

Fitting of decomposition of sewage sludge and oat straw by nonlinear models

Abstract

An economic and environmentally feasible way to recycle sewage sludge is its use in agriculture. Information on carbon mineralization curves allows us to seek improvements in soil quality and crop productivity. The objective of this work was to evaluate the nonlinear models that describe carbon mineralization in the soil. The experiment was conducted in laboratory and the design was completely randomized, with four replicates and three treatments. The following treatments were evaluated: sewage sludge, black oat straw and sewage sludge + oat straw, incorporated into the soil. Pots with soil and the applied treatment were incubated for 110 days. The Stanford and Smith and Cabrera models were used, considering structure of autoregressive errors AR (1) when necessary. The fittings were compared using the Akaike Information Criterion (AIC). The evaluated nonlinear models described the carbon decomposition dynamics of the treatments satisfactorily. The Stanford and Smith model is suitable for describing the carbon decomposition in the soil + sludge and soil + oat straw treatments. The Cabrera model is suitable to describe the carbon decomposition of the soil + sludge + straw treatment.

Keywords: Mineralization. Stanford and Smith model. Cabrera model. Half-life.

Referências

- ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A. M. M.; COSCIONE, A. R. Mineralization of carbon and nitrogen in soil after successive applications of sewage sludge. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 48, n. 5, p. 536-544, maio 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2013000500010&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 11 fev. 2017.
- CABRERA, M. L. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. **Soil Science Society of America Journal**, Fayetteville, v. 57, p. 63-66, 1993.
- CARNEIRO, A. P. S.; MUNIZ, J. A.; CARNEIRO, P. L. S.; MALHADO, C. H. M. M.; MARTINS FILHO, R.; SILVA, F. F. Identity of nonlinear models to compare growth curves of the cattle breed Tabapuã. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 49, n. 1, p. 57-62, jan. 2014. Disponível em: <<https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/18183>>. Acesso em: 04 ago. 2017.
- CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A.; GRUTZMACHER, P.; PIRES, A. M. M. Chemical composition of sewage sludge organic matter. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 10, n. 3, p. 413-419, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v10i3a5174>>. Acesso em: 11 dez. 2016.
- DRAPER, N. R.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. 3 ed., reprint. New York: J. Wiley, p. 505-565, 2014.

FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A.; PEREIRA, A. A.; MUNIZ, F. R.; MUIANGA, C. A. Parameterization effects in nonlinear models to describe growth curves. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 37, n. 4, p. 397-402, 2015. Disponível em: <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/view/27855/pdf_119>. Acesso em: 5 mar. 2017.

FERNANDES, T. J.; PEREIRA, A. A.; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V. Selection of nonlinear models for the description of the growth curves of coffee fruit. **Coffee Science**, Lavras, v. 9, n. 2, p. 207-215, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.25186/cs.v9i2.618>>. Acesso em: 5 mar. 2017.

GIACOMINI, S. J.; SIMON, V. L. G.; AITA, C.; BASTOS, L. M.; WEILER, D. A.; REDIN, M. Carbon and nitrogen mineralization in soil combining sewage sludge and straw. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1428-1435, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832015000501428&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 29 jan. 2017.

GUEDES, M. H. P.; MUNIZ, J. A.; PEREZ, J. R. O.; SILVA, F. F.; AQUINO, L. H.; SANTOS, C. L. Growth functions of Santa Inês and Bergamacy lambs considering heteroscedastic variance. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 2, p. 381-388, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542004000200019&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 06 mar. 2017.

HESS, T. F.; SCHMIDT, S. K. Improved procedure for obtaining statistically valid parameter estimates from soil respiration data. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p. 1-7, 1995. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/003807179400166X>>. Acesso em: 28 nov. 2016.

MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mineralization of the organic carbon in soils treated with tannery sludges. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 7, p. 1149-1155, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2006000700011&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 28 nov. 2016.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU JUNIOR, C. H. Decomposition of sewage sludge and sewage sludge compost in a hapludox soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, p. 1796-1805, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832015000601796&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 12 jan. 2017.

MORETTIN, P. T.; TOLOI, C. M. C. **Análise de séries temporais**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, p. 110-119, 2006.

MUIANGA, C. A.; MUNIZ, J. A.; NASCIMENTO, M. S. FERNANDES, T. J.; SAVIAN, T. V. Description of the growth curve of cashew fruits in nonlinear models. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 38, n. 1, p. 22-32, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-29452016000100022&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 7 ago. 2017.

MUNIZ, J. A.; NASCIMENTO, M. S.; FERNANDES, T. J. Nonlinear models for description of cacao fruit growth with assumption violations. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 1, p. 250-257, 2017. Disponível

em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-21252017000100250&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 05 set. 2017.

PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Carbon and nitrogen mineralization of wastes applied to soil under field conditions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 1729-1741, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832013000600029&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 12 nov. 2017.

PAREDES FILHO, M. V. Composting of sewage sludge for agricultural use. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 3, p. 73-80, dezembro, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.18406/2316-1817v3n32011364>>. Acesso em: 08 ago. 2017.

PEREIRA, J. M.; MUNIZ, J. A.; SILVA, C. A. Nonlinear models to predict nitrogen mineralization in an oxisol. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, n. 4, p. 395-400, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162005000400014&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 14 mar. 2018.

PINHEIRO, J.; BATES, D.; DEBROY, S.; SARKAR, D. **nlme: linear and nonlinear mixed effects models**. R package version 3, p. 1-122, 2015.

PRADO, T. K. L.; SAVIAN, T. V.; MUNIZ, J. A. The fit Gompertz and Logistic models to the growth data of green dwarf coconut fruits. **Ciência Rural**, v. 43, n. 5, p. 803-809, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782013000500008&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 12 set. 2017.

PULROLNIK, K. **Transformações do carbono no solo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, p. 1-36, 2009.

R Core team. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing Viena: 2017.

SILVA, B. V. N.; ANDRADE PINTO, L. V.; Potential use of the sewage sludge as organic manuring in covering forestation native arboreal species planted in area degraded by intensive pasturing. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, p. 50-56, abril, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v2n12010251>>. Acesso em: 18 mar. 2017.

SILVEIRA, S. C.; MUNIZ, J. A.; SOUSA, F. A.; CAMPOS, A. T. Non-linear models adjusted to the accumulated production of biogas originating from swine deep bedding. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, n. 3, p. 91-103, 2018. Disponível em: <<https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/view/1168/pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2018.

SLEUTEL, S.; NEVE, S.; ROIBÁS, M. R. P.; HOFMAN, G. The influence of model type and incubation time on the estimation of stable organic carbon in organic materials. **European Journal of Soil Science**, v. 56, p. 505-514, 2005. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2389.2004.00685.x>>. Acesso em: 23 nov. 2016.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 36, n. 3, p. 465-471, 1972.

ZEVIANI, W. M.; SILVA, C. A.; OLIVEIRA, W. J.; MUNIZ, J. A. Non-linear models to potassium release from animals manure in Latosols. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 10, p. 1789-1796, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782012001000012&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 23 nov. 2016.

Histórico editorial

Submetido em: 14/12/2017

Aceito em: 15/03/2018