

# Uso de modelagem da quantidade de carbono mineralizado de resíduos de dejetos de suínos e palha de trigo

Gustavo Sérgio de Paula<sup>1</sup>

Edilson Marcelino Silva<sup>2</sup>

Ariana Campos Fröhau<sup>3</sup>

Édipo Menezes da Silva<sup>4</sup>

Joel Augusto Muniz<sup>5</sup>

Tales Jesus Fernandes<sup>6</sup>

## Resumo

Um método capaz de reduzir os efeitos ambientais provocados por dejetos de suínos e de enriquecer o solo com nutrientes baseia-se na utilização desses resíduos com a palha de resíduos culturais em solos para produções agrícolas. Por meio da utilização de curvas de mineralização de carbono, é possível determinar os melhores intervalos para a utilização da matéria orgânica oriunda dos dejetos de modo a adequar melhor o uso do solo e das culturas agrícolas. A dinâmica do carbono presente nos dejetos pode ajudar na escolha do melhor manejo. Objetivou-se com este estudo comparar o ajuste de três modelos não lineares que descrevem a mineralização de carbono no solo ao longo do tempo, além de avaliar o estoque de carbono da palha de trigo isolada e conjuntamente com dejetos de suínos. O experimento foi realizado usando o delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições e oito tratamentos. Foram utilizados os seguintes tratamentos: T1 – solo (S), T2 – solo + palha na superfície (PSUP), T3 – solo + palha incorporada (PINC), T4 – solo + dejetos em superfície (DSUP), T5 – solo + dejetos incorporados (DINC), T6 – solo + dejetos incorporados + palha em superfície (DINCPSUP), T7 – solo + dejetos incorporados + palha incorporada (DINCPINC), T8 – solo + palha em superfície + dejetos em superfície (PSUPDSUP). As amostras de solo coletadas foram incubadas por 95 dias e foram feitas 10 observações ao longo do tempo. A descrição da mineralização do carbono foi realizada por meio dos modelos não lineares Cabrera, Juma e Stanford e Smith, considerando estrutura de erros autorregressivos AR (1) quando necessário. A comparação dos ajustes dos modelos foi feita por meio do critério de informação Akaike (AIC). A descrição da mineralização do carbono da palha de trigo e dos dejetos de suínos realizada pelos modelos não lineares foi satisfatória. O modelo Cabrera foi o mais adequado para descrever todos os tratamentos. O modelo Stanford e Smith, mais utilizado na literatura para descrever a mineralização de resíduo orgânico no solo, não atingiu melhores resultados em relação aos outros modelos não lineares para os tratamentos em estudo. Em geral, os tratamentos com palha na superfície deixaram maior estoque de

1 Universidade Federal de Lavras (UFLA). Graduando em Agronomia. [gustavo.paula1@agronomia.ufla.br](mailto:gustavo.paula1@agronomia.ufla.br). Departamento de Agricultura, Campus Universitário da UFLA, Lavras, Minas Gerais, 37200-000.

2 UFLA. Doutor em Estatística e Experimentação Agropecuária. [edilsonmg3@hotmail.com](mailto:edilsonmg3@hotmail.com).

3 UFLA. Doutoranda em Estatística e Experimentação Agropecuária. [arianafrohauf@gmail.com](mailto:arianafrohauf@gmail.com).

4 UFLA. Doutorando em Estatística e Experimentação Agropecuária. [ediposvm01@gmail.com](mailto:ediposvm01@gmail.com).

5 UFLA. Professor Titular. [joamuniz@ufla.br](mailto:joamuniz@ufla.br).

6 UFLA. Professor Titular. [tales.jfernandes@ufla.br](mailto:tales.jfernandes@ufla.br).

carbono no solo; na adição de dejetos à palha de trigo, o estoque de carbono foi menor, sendo assim, torna-se interessante aos produtores avaliarem a melhor estratégia a ser usada no uso dos resíduos de acordo com seus objetivos de produção.

**Palavras-chave:** Resíduo orgânico. Modelo Stanford e Smith. Modelo Cabrera. Modelo Juma.

## Introdução

A produção de suínos é uma atividade importante da agropecuária que contribui de maneira expressiva na economia nacional, gerando emprego e renda para os produtores e fornecendo carne para o abastecimento interno do país e para a exportação. A participação da suinocultura no agronegócio é relevante tendo em vista que o Brasil é o 4º país maior produtor de suínos do mundo (EMBRAPA, 2018). No ano de 2019, a produção brasileira de suínos deverá ser superior a 4 milhões de toneladas, com exportação de aproximadamente 700 mil toneladas (CONAB, 2019). Devido à alta demanda por carne suína, surgiram novos criadores nas diversas regiões do Brasil, no entanto, nem todos utilizam o manejo adequado para o descarte do material gerado pelos animais e, por consequência, esses resíduos são muitas das vezes a causa da poluição de rios. Vários problemas podem ser causados devido à contaminação dos cursos d'água, a alta carga de nutrientes nos corpos hídricos pode provocar a eutrofização, principalmente pelo P e N presentes na composição química do material (CADONÁ, 2017). Entretanto, devido a essa série de problemas foram criados meios para o uso correto dos resíduos gerados pelos suínos, sendo uma alternativa aproveitar a qualidade nutritiva presente nos dejetos líquidos, principalmente o N, e utilizá-lo como fertilizante orgânico na agricultura. Uma prática que vem se tornando muito comum na região sul do Brasil é a utilização de resíduos orgânicos sobre a palha de culturas de inverno, como o trigo, no sistema de plantio direto para a produção de milho e feijão (LUZ, 2007).

O plantio direto é um sistema de produção que traz numerosos benefícios para a agricultura proporcionando diversas melhorias no plantio de culturas, sendo que a palha possui importantes funções nesse sistema, tais como proteção da superfície do solo contra ação direta dos raios solares, aumento do teor da matéria orgânica do solo e redução do impacto das gotas de chuva. Por esses motivos, torna-se importante a realização de estudos relacionados à decomposição da palha e dos dejetos líquidos para buscar melhorias no manejo do sistema, pois a velocidade com que a palha é decomposta é importante com relação ao solo ter ou não uma cobertura.

Existe uma quantidade muito grande e variada de microrganismos no solo, esses organismos são beneficiados com a entrada de material orgânico pelos dejetos e pela palha, dessa forma, pode ocorrer no solo tanto a mineralização quanto a imobilização de carbono, e isso pode variar dependendo da relação de diversos aspectos desse material, como pH, composição química, relação C:N, quantidade, qualidade e incorporação ou não do material adicionado. No entanto, a decomposição depende também de diversos outros fatores presentes ao redor do material a ser decomposto, por exemplo, os tipos de microrganismos presentes na área, o tipo de solo e a vegetação, ou seja, todo o ecossistema solo influencia direta ou indiretamente a decomposição do material (MOREIRA et al., 2013).

O material a ser decomposto possui em sua composição química compostos lábeis, esses por sua vez são mineralizados no início da decomposição, pois representam a fração mais solúvel do material utilizado. À medida que essa fração vai se decompondo, a mineralização tende a ficar mais lenta devido ao fato de os microrganismos terem mais dificuldades em mineralizar a fração resistente dos compostos que restaram (GIACOMINI et al., 2008; PULROLNIK, 2009). O comportamento da curva de mineralização pode ser descrito por funções matemáticas que constituem modelos de

regressão não lineares (FERNANDES et al., 2011; SILVA et al., 2019b; ZEVIANI et al., 2012; SOUZA et al., 2010; SILVA et al. 2020).

O modelo não linear Stanford e Smith é o mais usado para descrever a mineralização de resíduos orgânicos no solo (FERNANDES et al., 2011; BARRETO et al., 2010; MARTINES et al., 2006; ANDRADE et al., 2013; ANDRADE et al., 2015; NUNES et al., 2016; PAULA et al., 2013). Quando o processo de decomposição apresenta duas fases de mineralização, devido à composição química, o modelo Cabrera tem apresentado bom ajuste (SILVA et al., 2019b; 2019c)

Com isso, pela importância direta com relação ao manejo de solo mais favorável à produção de culturas agrícolas, torna-se relevante o entendimento da dinâmica que envolve o processo de decomposição dos resíduos orgânicos no solo e para isso é importante conhecer as curvas de mineralização do carbono ao longo do tempo.

Para se ter melhoria na capacidade produtiva do solo é preciso compreender a dinâmica do carbono durante a decomposição de resíduos culturais. Objetivou-se com este estudo comparar o ajuste de três modelos não lineares Stanford e Smith, Cabrera e Juma, para descrever a mineralização de carbono no solo com palha de trigo e dejetos de suínos ao longo do tempo. Além disso, também objetivou-se avaliar a mineralização do C da palha de trigo isolada e conjuntamente com dejetos de suínos.

## Material e métodos

Os dados utilizados para os ajustes dos modelos foram extraídos de Luz (2007) e correspondem aos resultados em médias de um experimento que avaliou a mineralização do carbono em diferentes tratamentos envolvendo doses de dejetos de suínos em solo e palha de trigo. O experimento foi realizado em Santa Maria/RS, no Laboratório de Microbiologia do Solo e do Ambiente do Departamento de Solos da Universidade de Santa Maria/RS.

O solo utilizado é classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico. Foi coletado na camada de 0-10 cm em 1º de julho de 2006, a área em que o solo foi coletado vinha sendo cultivada com milho desde o ano de 1998, por meio do sistema de plantio direto. Após a retirada dos resíduos culturais remanescentes na superfície do solo, o solo foi coletado e transportado ao laboratório para homogeneização e peneiramento a 4,0 mm, permanecendo armazenado úmido em sacos plásticos, em temperatura ambiente, até o momento da incubação. Foram determinados os teores de C e N por combustão seca e o excesso isótopo em  $^{13}\text{C}$  por espectrometria de massas. Os valores dos teores de C e N foram: 42,7% e 0,65% (C/N=65) respectivamente, e o excesso isótopo em  $^{13}\text{C}$  de 2,016%. Houve determinação do teor de nitrato (N-NO<sub>3</sub>) da fração solúvel em água de palha, por meio da colorimetria, representando 16,2% do teor de nitrogênio total. Os dejetos líquidos de suínos foram coletados em uma granja na cidade de Restinga Seca/RS. Os teores de C orgânico, N-total e N amoniacal e os valores de matéria seca e pH dos dejetos líquidos de suínos foram determinados segundo metodologia descrita em Tedesco et al. (1995).

O delineamento experimental foi o de blocos casualizados com quatro repetições, e os tratamentos avaliados foram os seguintes: T1 – solo (S), T2 – solo + palha na superfície (PSUP), T3 – solo + palha incorporada (PINC), T4 – Solo + dejetos em superfície (DSUP), T5 – Solo + dejetos incorporados (DINC), T6 – Solo + dejetos incorporados + palha em superfície (DINCPSUP), T7 – Solo + dejetos incorporados + palha incorporada (DINCPINC), T8 – Solo + palha em superfície + dejetos em superfície (PSUPDSUP). A quantidade de carbono mineralizado foi avaliada aos 2, 4, 6, 9, 15, 25, 40, 60, 80, 95 dias de incubação, totalizando 10 observações.

Além desses tratamentos, foram incubados três frascos contendo apenas a solução de NaOH (prova em branco), para captar o C-CO<sub>2</sub> presente na atmosfera interna dos frascos de todos os tratamentos. Foram montadas 32 unidades experimentais (8 tratamentos e 4 repetições), constituídas por recipientes de acrílico, com 5,0 cm de altura e 5,0 cm de diâmetro, com capacidade de 110,0 mL, nos quais adicionou-se o solo de cada tratamento. Em cada recipiente de acrílico foram colocados 131,0 g de solo com 15,0% de umidade, equivalendo a 117,8 g de solo seco a 105°C. A umidade foi mantida na capacidade de campo.

O C-CO<sub>2</sub> liberado em cada tratamento foi captado em 10,0 mL de uma solução de NaOH 1 mol L<sup>-1</sup> colocada num frasco de vidro com capacidade de 37,0 mL, suspenso na parte superior de cada frasco. O excesso de NaOH em cada intervalo de coleta foi titulado com uma solução de HCl 1 mol L<sup>-1</sup>, após precipitação do carbonato com uma solução de BaCl<sub>2</sub> 1 mol L<sup>-1</sup>.

Os modelos não lineares a serem avaliados são: Cabrera (1), Juma (2) e Stanford e Smith (3) com as seguintes equações:

$$y_i = C_1(1 - \exp(-k_1 t_i)) + k_0 t_i + u_i \quad (1)$$

$$y_i = C_0 t_i / (v + t_i) + u_i \quad (2)$$

$$y_i = C_0(1 - \exp(-k t_i)) + u_i \quad (3)$$

em que

$u_i = \phi_1 u_{i-1} + \dots + \phi_p u_{i-p} + \varepsilon_i$ , com  $i = 1, 2, \dots, n$  e  $n$  o número de tempos em que foram realizadas as medições;

$u_i$  é o resíduo do ajuste no  $i$ -ésimo tempo;

$\phi_1$  é o parâmetro autoregressivo de ordem 1;

$u_{i-1}$  é o resíduo do ajuste do tempo imediatamente anterior à  $i$ -ésima medida;

$\phi_p$  é o parâmetro autoregressivo de ordem  $p$ ;

$u_{i-p}$  é o resíduo do ajuste em  $p$  tempos anterior à  $i$ -ésima medida;

$\phi_i$  é o resíduo branco, com distribuição normal,  $N(0, \sigma^2)$ .

Nos modelos, quando os resíduos forem independentes, os parâmetros  $\phi_i$  serão nulos, e em consequência  $u_i = \phi_i$  (MAZZINI et al., 2003; GUEDES et al., 2004).

Nas equações (1), (2) e (3),  $y_i$  define o valor médio da quantidade de carbono mineralizado nos tempos  $t_i$  em dias;  $C_0$  indica o valor da quantidade de carbono potencialmente mineralizável;  $C_1$  representa a quantidade de carbono facilmente mineralizável;  $k$ ,  $k_1$ ,  $k_0$  são taxas de mineralização;  $v$  tempo de meia vida;  $t_i$  refere-se ao tempo da  $i$ -ésima mensuração, expresso em dias (PEREIRA et al., 2005). Além disso, o modelo Cabrera considera duas frações de carbono, uma que é facilmente mineralizável ( $C_1$ ) e outra resistente ( $k_0$ ). Os modelos Juma e Stanford e Smith consideram apenas uma fração de carbono que é potencialmente mineralizável ( $C_0$ ). O tempo de meia-vida ( $v$ ) do carbono potencialmente mineralizável para o modelo Stanford e Smith foi estimado pela equação:

$$v = \ln(2)/k. \quad (4)$$

A estimação dos parâmetros  $C_0$ ,  $C_1$ ,  $k$ ,  $k_1$ ,  $k_0$  e  $v$  dos modelos foi feita pelo método de mínimos quadrados, por meio do qual é obtido o Sistema de Equações Normais (SEN) não linear. No caso de modelos não lineares, o sistema não apresenta uma solução direta, sendo necessária a utilização de algoritmos iterativos de busca numérica para obter as estimativas dos parâmetros (DRAPER; SMITH, 2014). Vários processos iterativos são descritos na literatura, sendo que foi utilizado neste trabalho o algoritmo de Gauss-Newton. Este algoritmo considera a expansão em série de Taylor para aproximar o modelo de

regressão não linear com termos lineares e, então, aplicar o método dos mínimos quadrados ordinários para a estimação dos parâmetros (MUIANGA et al., 2016; MUNIZ et al., 2017; FERNANDES et al., 2017; RIBEIRO et al., 2018a; RIBEIRO et al., 2018b; SOUSA et al., 2014; SILVA et al., 2019a; OLIVEIRA et al., 2013; PEREIRA et al., 2005; PEREIRA et al., 2009). Os cálculos das estimativas para os dados amostrais, bem como os ajustes gráficos e toda a parte computacional envolvida na elaboração deste trabalho foram obtidas utilizando o software estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016).

Sob a suposição de normalidade dos resíduos foram também obtidos os intervalos de confiança para as estimativas dos parâmetros. De acordo com Draper e Smith (2014), define-se o intervalo de 95% de confiança para o parâmetro  $\beta_i$  do modelo como:

$$IC(\beta_i) : b_i \pm t(v;0;025).S(b_i) \tag{5}$$

em que:  $b_i$  é a estimativa para o parâmetro ( $\beta_i$ );

$S(b_i)$  é o erro padrão da estimativa;

$t(v;0;025)$  é o quantil superior da distribuição t de Student, considerando  $\alpha = 5\%$  e o grau de liberdade em que  $v = n - d$ , em que  $d$  é o número de parâmetros do modelo.

Por meio do teste de Durbin Watson, foi possível verificar a presença de dependência residual entre as medidas, avaliando se o resíduo de uma observação pode estar associado com o resíduo das observações adjacentes (HOFFMANN E VIEIRA, 1998) O teste Breusch-Pagam foi utilizado para verificar a homogeneidade dos resíduos e o teste de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade.

Os modelos foram comparados quanto à qualidade do ajuste e foi indicado o modelo mais adequado para descrever a curva de mineralização em função do tempo. Foram utilizados os seguintes critérios:

- i. Coeficiente de determinação ajustado,  $R^2_{aj}$  :

$$R^2_{aj} = 1 - \frac{(1-R^2)(n-1)}{(n-d)}; \tag{6}$$

em que

$R^2$  é o coeficiente de determinação;

$n$  é o número de observações;

$d$  é a quantidade de parâmetros do modelo.

Um modelo deve ser preferido em relação ao outro se apresentar um maior valor de  $R^2_{aj}$ .

- ii. Critério de informação de Akaike, AIC

$$AIC = 2\log L(\tilde{\theta}) + 2p \tag{7}$$

em que

$L(\tilde{\theta})$  é o máximo da função de verossimilhança;

$p$  é o número de parâmetros no modelo;

$\log$  é o operador logarítmico natural.

Entre dois modelos, quanto menor for o valor de AIC melhor o modelo se ajusta aos dados.

- iii. Desvio padrão residual, DPR

$$DPR = \sqrt{QME} \tag{8}$$

em que

QME é o quadrado médio do erro.

O DPR é proporcional ao quadrado médio do erro, portanto menores valores indicam melhores ajustes.

A mineralização do C da palha de trigo foi calculada com base nas estimativas de  $C_0$  dos modelos Stanford e Smith e Juma. O cálculo da mineralização do carbono para os tratamentos com o uso isolado de palha foi realizado com base na equação:

$$MC = \left( \frac{C_{0\text{ palha}} - C_{0\text{ solo}}}{C_{\text{adicionado}}} \right) 100 \quad (9)$$

E para os tratamentos com o uso da palha conjuntamente com os dejetos, com base na equação:

$$MC = \left( \frac{C_{0\text{ palha+dejetos}} - C_{0\text{ dejetos}}}{C_{\text{adicionado}}} \right) 100 \quad (10)$$

Em que

MC é a mineralização do carbono da palha (% do carbono adicionado);

$C_{0\text{ palha}}$  é a estimativa do carbono potencialmente mineralizável da palha do modelo Stanford e Smith ou Juma;

$C_{0\text{ solo}}$  é a estimativa do carbono potencialmente mineralizável do solo do modelo Stanford e Smith ou Juma;

$C_{0\text{ palha+dejetos}}$  é a estimativa do carbono potencialmente mineralizável dos tratamentos com palha + dejetos do modelo Stanford e Smith ou Juma.

$C_{0\text{ dejetos}}$  é a estimativa do carbono potencialmente mineralizável dos dejetos do modelo Stanford e Smith ou Juma;

$C_{\text{adicionado}}$  é o carbono adicionado ( $\text{Mg kg}^{-1}$ ) com a palha que foi de  $2135 \text{ Mg kg}^{-1}$  de solo seco

## Resultados e discussão

Foram utilizados os testes de Shapiro-Wilk, Breusch-Pagan e Durbin-Watson para a obtenção da análise dos erros experimentais (Tabela 1). De acordo com os resultados do teste de Shapiro-Wilk, houve normalidade residual para todos os modelos e todos os tratamentos. Foi verificado que houve homogeneidade residual em todos os modelos e tratamentos por meio do teste de Breusch-Pagan ( $p > 0,05$ ). No teste de Durbin-Watson, houve correlação em todos os modelos e tratamentos com exceção dos tratamentos PINC, DSUP e DINC no modelo Cabrera e no tratamento S em todos os modelos. Nos tratamentos em que houve correlação, foram utilizados ajustes com erros autoregressivos de primeira ordem AR (1) para elucidar a dependência dos resíduos desses tratamentos. Pelo fato de essas medidas serem realizadas na mesma parcela ao longo do tempo, era esperado essa correlação nos erros. Silveira et al. (2018) também relataram correlação nos erros no ajuste de modelo não linear da produção acumulada de biogás de dejetos de suínos. Paula et al. (2020) observaram correlação no ajuste de modelos não lineares em dados de mineralização de carbono de dejetos de suínos no solo.

**Tabela 1** – P-valores dos testes de Shapiro-Wilk (SW), Durbin-Watson (DW) e Breusch-Pagan (BP) aplicados aos erros dos modelos para o carbono mineralizado, em  $\text{mg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ , dos tratamentos analisados.

Tratamento	Modelo	SW p-valor	BP p-valor	DW p-valor
S	Stanford e Smith	0,2369	0,0722	0,1900
S	Cabrera	0,706	0,1035	0,7460
S	Juma	0,2684	0,0717	0,1980
PSUP	Stanford e Smith	0,4431	0,2497	<b>0,0380</b>
PSUP	Cabrera	0,5229	0,4271	<b>0,0020</b>

(continuação...)

**Tabela 1** – Continuação

Tratamento	Modelo	SW p-valor	BP p-valor	DW p-valor
PSUP	Juma	0,2953	0,2483	<b>0,0240</b>
PINC	Stanford e Smith	0,2015	0,5981	<b>0,0020</b>
PINC	Cabrera	0,6539	0,3160	0,0820
PINC	Juma	0,1124	0,7140	<b>0,0020</b>
DSUP	Stanford e Smith	0,1377	0,4170	<b>0,0000</b>
DSUP	Cabrera	0,1595	0,9598	0,1140
DSUP	Juma	0,1321	0,4239	<b>0,0000</b>
DINC	Stanford e Smith	0,2532	0,1365	<b>0,0040</b>
DINC	Cabrera	0,5405	0,4089	0,3720
DINC	Juma	0,0337	0,0689	<b>0,0060</b>
DINCPSUP	Stanford e Smith	0,6424	0,4077	<b>0,0140</b>
DINCPSUP	Cabrera	0,8138	0,5319	<b>0,0000</b>
DINCPSUP	Juma	0,2244	0,6440	<b>0,0060</b>
DINCPINC	Stanford e Smith	0,4786	0,2684	<b>0,0020</b>
DINCPINC	Cabrera	0,2239	0,5670	<b>0,0460</b>
DINCPINC	Juma	0,2398	0,6673	<b>0,0100</b>
PSUPDSUP	Stanford e Smith	0,8461	0,3763	<b>0,0020</b>
PSUPDSUP	Cabrera	0,8076	0,6870	<b>0,0320</b>
PSUPDSUP	Juma	0,4351	0,3500	<b>0,0200</b>

**Fonte:** Elaboração dos autores (2020).

As Tabelas 2, 3 e 4 apresentam as estimativas dos parâmetros dos modelos com seus respectivos intervalos com 95% de confiança.

**Tabela 2** – Estimativas para os parâmetros do modelo Stanford e Smith e seus respectivos intervalos de confiança assintóticos de 95% (LI – limite inferior e LS – limite superior), no ajuste do C mineralizado, em mg de CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>, dos tratamentos analisados.

Modelo Stanford e Smith							
S				PSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>0</sub>	452,9373	619,7000	1192,4610	C <sub>0</sub>	1232,7100	1455,4100	1678,1100
k	0,0035	0,0079	0,0126	k	0,0152	0,0235	0,0318
v	55,0116	87,7401	198,0420	v	21,7970	29,4956	45,6017
				φ		0,5430	
PINC				DSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>0</sub>	1572,7470	1763,0000	2028,8900	C <sub>0</sub>	233,4000	423,1000	612,9000
k	0,02432	0,0345	0,04727	k	0,0208	0,0269	0,0746
v	14,6635	20,0912	28,5011	v	9,2915	25,7675	33,3243
				φ		0,8073	

(continuação...)

**Tabela 2** – Continuação

DINC				DINCPSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>0</sub>	281,4854	323,6000	387,8470	C <sub>0</sub>	1422,5470	1631,7418	1840,9360
k	0,0228	0,0360	0,0536	k	0,0180	0,0266	0,0351
v	12,9318	19,2540	30,4011	v	19,7477	26,0581	38,5081
				φ		0,6268	

DINCPINC				PSUPDSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>0</sub>	1406,6100	1608,8496	18110,8400	C <sub>0</sub>	1556,9400	1732,8700	1908,8100
k	0,0322	0,0519	0,0714	k	0,0293	0,0416	0,0539
v	9,7079	13,3554	21,5263	v	12,8598	16,6621	23,6569
φ		0,6577		φ		0,6453	

Fonte: Elaboração dos autores (2020).

**Tabela 3** – Estimativas para os parâmetros do modelo Cabrera e seus respectivos intervalos de confiança assintóticos de 95% (LI – limite inferior e LS – limite superior), no ajuste do C mineralizado, em mg de CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>, dos tratamentos analisados.

Modelo Cabrera							
S				PSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>1</sub>	18,1347	33,5663	48,9980	C <sub>1</sub>	223,9000	547,4000	870,9000
k <sub>1</sub>	0,0074	0,14886	0,2899	k <sub>1</sub>	0,0017	0,0728	0,1439
k <sub>0</sub>	2,9612	3,1938	3,4266	k <sub>0</sub>	4,3787	8,3028	12,2269
v	2,3909	4,6551	93,6685	v	4,8168	9,5212	407,7336
				φ		0,4940	

PINC				DSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>1</sub>	631,6181	761,3340	938,36b87	C <sub>1</sub>	117,3150	142,1310	173,5589
k <sub>1</sub>	0,0739	0,1052	0,1506	k <sub>1</sub>	0,1719	0,3051	0,6565
k <sub>0</sub>	8,8246	11,1677	13,0359	k <sub>0</sub>	2,4332	2,9236	3,3481
v	4,6025	6,5885	9,3795	v	1,0558	2,2718	4,0322

DINC				DINCPSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>1</sub>	116,2500	132,1170	150,8641	C <sub>1</sub>	498,8000	708,0000	917,3000
k <sub>1</sub>	0,1002	0,1288	0,1671	k <sub>1</sub>	0,0411	0,0752	0,0140
k <sub>0</sub>	1,9303	2,1962	2,4334	k <sub>0</sub>	6,1881	8,8165	11,4449
v	4,1480	5,3815	6,9176	v			
				φ		0,22829	

DINCPINC				PSUPDSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>1</sub>	847,6240	955,2640	1062,9000	C <sub>1</sub>	865,2448	1024,4400	1183,6400
k <sub>1</sub>	0,1000	0,1290	0,1572	k <sub>1</sub>	0,0676	0,0913	0,1148
k <sub>0</sub>	6,4020	7,9541	9,5060	k <sub>0</sub>	5,8002	7,9247	10,0491
v	4,4093	5,3732	6,9314	v	6,0378	7,5919	10,2536
φ		0,1615		φ		0,2062	

Fonte: Elaboração dos autores (2020).



**Tabela 4** – Estimativas para os parâmetros do modelo Juma e seus respectivos intervalos de confiança assintóticos de 95% (LI – limite inferior e LS – limite superior), no ajuste do C mineralizado, em mg de CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>, dos tratamentos analisados.

Modelo Juma							
S				PSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>0</sub>	718,8202	1041,8700	2049,2070	C <sub>0</sub>	1637,8318	1973,8859	2309,9400
v	121,2930	206,2100	476,3200	v	30,2050	48,9256	67,6456
				φ		0,5006	
PINC				DSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>0</sub>	2111,3563	2485,1280	2858,9008	C <sub>0</sub>	247,3000	479,7000	712,1000
v	23,4403	38,9656	54,4908	v	-10,2374	22,3519	54,9411
φ		0,7673		φ		0,6609	
DINC				DINCPSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>0</sub>	365,9460	461,5983	557,2490	C <sub>0</sub>	1867,6131	2140,1080	2412,6040
v	17,1430	37,7030	58,2630	v	27,4885	39,9532	52,4170
φ		0,7152		φ		0,5417	
DINCPINC				PSUPDSUP			
	LI	Estimativa	LS		LI	Estimativa	LS
C <sub>0</sub>	1724,0700	1900,0640	2076,0500	C <sub>0</sub>	1952,0700	2119,2298	2286,3800
v	10,9190	15,7996	20,6790	v	16,6654	21,8408	27,0160
φ		0,5455		φ		0,5005	

**Fonte:** Elaboração dos autores (2020).

Considerando os intervalos de confiança para a estimativa do parâmetro (C<sub>0</sub>) no modelo Stanford e Smith, observa-se que houve sobreposição nos intervalos de confiança dos tratamentos PSUP, DINCPSUP, DINCPINC e PSUPDSUP, com isso é possível dizer que todos os tratamentos tiveram a mesma quantidade de carbono potencialmente mineralizável e superior à quantidade dos tratamentos S, PINC, DSUP e DINC. Esses resultados ocorrem devido ao aumento no teor de carbono proveniente da palha ou dos dejetos disponíveis aos microrganismos, estimulando a mineralização do carbono adicionado, como também a degradação da matéria orgânica do solo (FERNANDES et al. 2011).

No modelo Cabrera, considerando os intervalos de confiança para a estimativa do parâmetro (C<sub>1</sub>), a quantidade de carbono facilmente mineralizável seguiu a ordem: S < DSUP = DINC < PSUP = PINC = DINCPSUP = DINCPINC = PSUPDSUP. Considerando o parâmetro (k<sub>0</sub>), houve sobreposição entre os intervalos de confiança dos tratamentos DSUP e DINC, dessa forma, eles tiveram a mesma taxa de mineralização do carbono resistente. Os tratamentos PINC, PSUP, DINCPSUP, DINCPINC e PSUPDSUP tiveram a maior taxa de mineralização do carbono resistente em relação aos outros tratamentos.

No modelo Juma, considerando o parâmetro (C<sub>0</sub>), os tratamentos PSUP e PINC tiveram a mesma quantidade de carbono potencialmente mineralizável, pois houve sobreposição nos intervalos de confiança. O mesmo ocorreu nos tratamentos DINCPSUP e DINCPINC e também nos tratamentos DSUP e DINC, que obtiveram a mesma quantidade de carbono potencialmente mineralizável. Segundo Silva et al. (2019b) e Giacomini et al. (2008), o resultado apresentado demonstra que existe uma

fração de C dos resíduos que é de difícil decomposição, não importando se estão incorporados ao solo ou na superfície, estando ou não em maior contato com os microrganismos.

Em relação aos intervalos de confiança para a estimativa do parâmetro ( $v$ ), tempo de meia vida, no modelo Stanford e Smith não houve diferença entre o tempo gasto para mineralizar metade do carbono potencialmente mineralizável entre os tratamentos PSUPDSUP e DINCPINC. O tratamento S em relação aos tratamentos PSUP, DINCPSUP, DINCPINC e PSUPDSUP demorou mais tempo para mineralizar metade do carbono potencialmente mineralizável (CPM), isso se deve ao fato de não haver nitrogênio fornecido por dejetos e por haver palha ao solo; conseqüentemente, os microrganismos não tiveram seu crescimento e desenvolvimento estimulados (SAVIOZZI et al. 1997).

No modelo Cabrera, considerando os intervalos de confiança para a estimativa do tempo de meia vida, houve diferença entre os tratamentos DINC e DSUP, em que os dejetos na superfície gastaram um tempo menor em relação aos dejetos incorporados para que metade do ( $C_1$ ) fosse mineralizado.

No modelo Juma, considerando os intervalos de confiança para a estimativa do parâmetro ( $v$ ), o tratamento S gastou mais tempo em relação aos demais para mineralizar metade do (CPM), devido à falta de nitrogênio proveniente dos dejetos e da palha (SAVIOZZI et al. 1997).

Todos os modelos tiveram ótimos ajustes em todos os tratamentos porque os valores do coeficiente de determinação ajustado ( $R^2_{aj}$ ) foram acima de 95% como pode ser observado pela Tabela 5, além disso, para cada tratamento foram obtidos valores próximos para o desvio padrão residual dos modelos (Tabela 5). Para o ajuste dos modelos não lineares Stanford e Smith e Cabrera, na mineralização de carbono de dejetos de suínos e palha de aveia no solo, Silva et al. (2019b) obtiveram valores de  $R^2_{aj}$  maiores que 0,97 indicando que os modelos descrevem adequadamente os dados.

Para todos os tratamentos, o modelo mais indicado foi o Cabrera, pois ele apresentou os menores valores de AIC e os maiores valores de  $R^2_{aj}$  em relação aos modelos Stanford e Smith e Juma, dessa forma, esses tratamentos apresentam frações de carbono mineralizáveis com comportamento exponencial e frações mais resistentes, com mineralização constante. O ajuste do modelo Cabrera aos tratamentos pode ser visto nas Figuras 1 e 2.

Na literatura, o modelo Stanford e Smith é muito usado para descrever a mineralização do carbono no solo (FERNANDES et al., 2011; BARRETO et al., 2010; MARTINES et al., 2006), no entanto, neste trabalho não obteve melhor ajuste para nenhum tratamento em estudo em relação aos modelos Juma e Cabrera.

**Tabela 5** – Estimativas dos critérios de seleção: coeficiente de determinação ajustado ( $R^2_{aj}$ ), critério de Informação de Akaike (AIC) e desvio padrão residual (DPR) para os modelos ajustados na descrição do carbono mineralizado, em  $\text{mg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ , dos tratamentos analisados.

Tratamento	Modelo	Critério de seleção		
		$R^2_{aj}$	AIC	DPR
S	Stanford e Smith	0,9935	78,0287	9,91
	Cabrera	0,9987	70,2000	6,48
	Juma	0,9938	77,3315	9,57
	Stanford e Smith	0,9855	112,3871	58,51
PSUP	Cabrera	0,9985	103,4000	117,77
	Juma	0,9902	108,3809	46,61
	Stanford e Smith	0,9976	114,3000	93,10

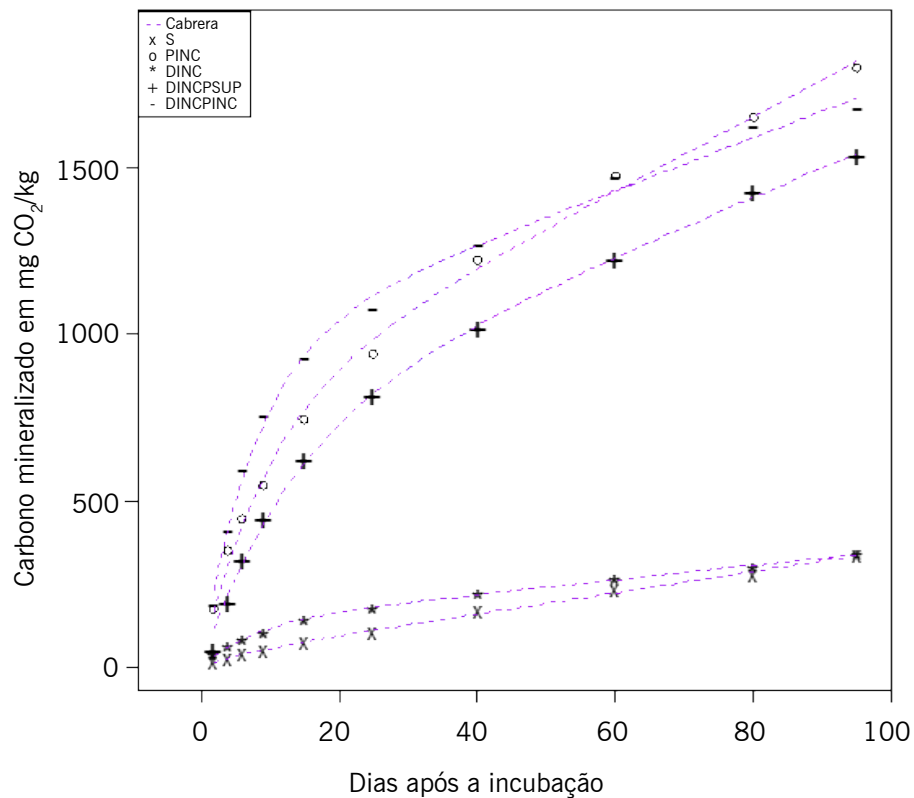
(continuação...)

**Tabela 5** – Continuação

Tratamento	Modelo	Critério de seleção		
PINC	Cabrera	0,9963	104,1344	35,38
	Juma	0,9872	111,2599	70,49
	Stanford e Smith	0,9875	101,9000	40,75
DSUP	Cabrera	0,9885	83,4880	12,60
	Juma	0,9909	98,9000	32,12
	Stanford e Smith	0,9980	79,2000	21,60
DINC	Cabrera	0,9976	65,7400	5,18
	Juma	0,9805	85,2416	17,76
	Stanford e Smith	0,9858	113,4718	66,07
DINCPSUP	Cabrera	0,9991	101,9000	119,90
	Juma	0,9927	107,7196	46,29
	Stanford e Smith	0,9665	122,9191	109,2511
DINCPINC	Cabrera	0,9946	106,7994	37,01
	Juma	0,9865	113,3056	61,36
	Stanford e Smith	0,9813	118,1900	85,18
PSUPDSUP	Cabrera	0,9951	107,9176	39,44
	Juma	0,9933	108,9506	47,94

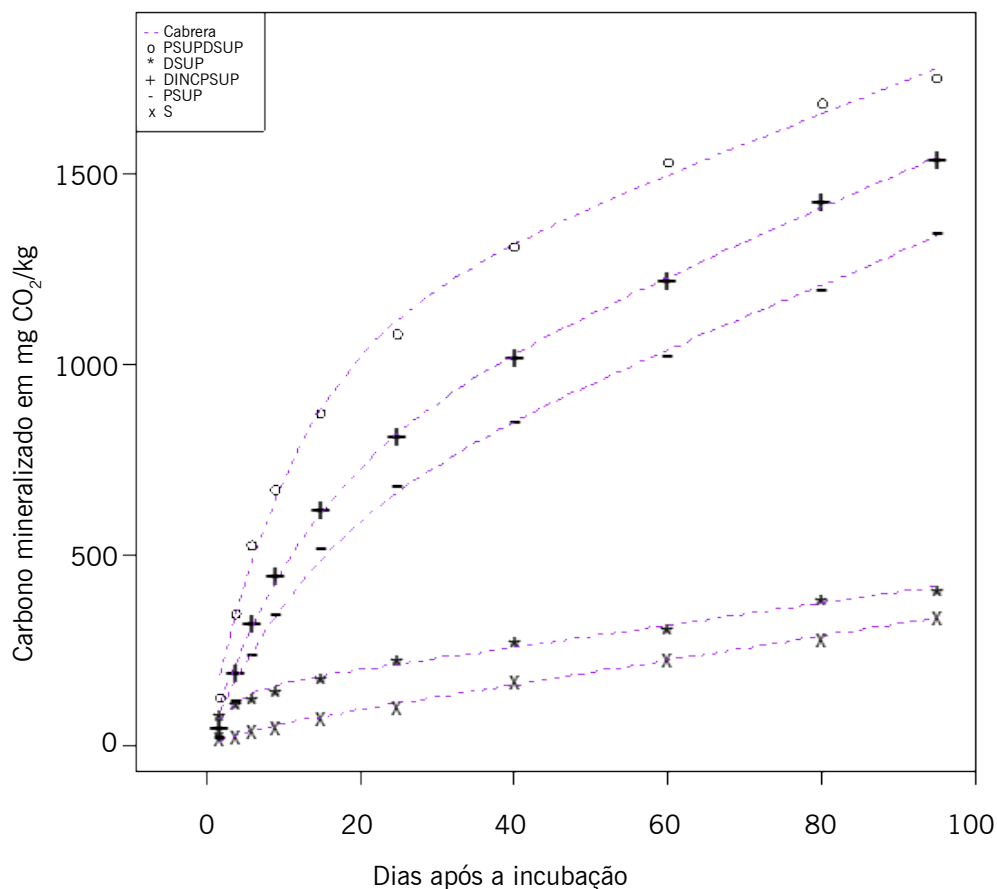
Fonte: Elaboração dos autores (2020).

**Figura 1** – Modelo Cabrera ajustado à mineralização de carbono, em mg de CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>, dos resíduos incorporados no solo em função do tempo de incubação.



Fonte: Elaboração dos autores (2020).

**Figura 2** – Modelo Cabrera ajustado à mineralização de carbono, em mg de CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> dos resíduos na superfície do solo em função do tempo de incubação.



**Fonte:** Elaboração dos autores (2020).

Na Tabela 6 são apresentadas as porcentagens de mineralização de carbono (MC) da palha de trigo isoladamente e conjuntamente com os dejetos. Com base no modelo Stanford e Smith, a porcentagem de carbono da palha na superfície foi de aproximadamente 39,0% e a da palha incorporada ao solo de aproximadamente 53,0%. Adicionando-se dejetos, a palha mineralizou aproximadamente 60,0%, indicando que os dejetos favoreceram a mineralização do carbono da palha independentemente se a palha está incorporada ou na superfície do solo. Esse aumento na mineralização da palha incorporada em relação à palha na superfície pode estar relacionado com o fato de que os microrganismos têm maior facilidade de decompor os materiais incorporados ao solo (FERNANDES et al., 2011). Para os casos em que o agricultor optar por realizar o manejo da palha e manter esse estoque de carbono como cobertura do solo em sua área, seria interessante que a palha não fosse decomposta com facilidade e, de acordo com os resultados apresentados, nesse caso, torna-se mais viável o simples uso de palha na superfície do solo sem uso de dejetos, pois os dejetos aumentaram a mineralização do carbono da palha, o que poderia atrapalhar o manejo e deixar o solo mais exposto por consumir o estoque de carbono. Por outro lado, a adição de dejetos à palha de trigo pode beneficiar a cultura presente na área, pois os dejetos de suínos possuem diversos nutrientes em sua composição, além de uma grande quantidade de nitrogênio, o que é bastante requerido pela maioria das culturas agrícolas.

**Tabela 6** – Mineralização do carbono (MC) da palha de trigo (% do carbono adicionado).

Tratamentos	Stanford e Smith	Juma
PSUP	39,14%	43,65%
PINC	53,55%	67,60%
DINCPSUP	61,27%	78,61%
DINCPINC	60,19%	67,37%
PSUPDSUP	61,34%	76,79%

**Fonte:** Elaboração dos autores (2020).

Com base no modelo Juma, a palha na superfície mineralizou aproximadamente 43,0% do carbono adicionado e a palha incorporada aproximadamente 67,0%, algo esperado, pois a incorporação pode ter estimulado os microrganismos a decompor a palha. Adicionando dejetos na palha, a mineralização do C da palha foi em média de 77,0%, independentemente se o dejetos foi incorporado ou na superfície, isso mostra mais uma vez que a adição de dejetos à palha aumenta a mineralização do carbono e a liberação de nutrientes e conseqüentemente diminui o estoque de carbono que poderia ser usado como proteção do solo às intempéries climáticas e plantas invasoras. Outro ponto a ser observado é que a mineralização da palha nesses tratamentos, com média de 77,0%, obteve altas taxas de mineralização e do ponto de vista ambiental isso não é bom, pois causa um impacto ambiental pela quantidade de CO<sub>2</sub> liberada na atmosfera. Por outro lado, com o dejetos e a palha incorporada ao solo, a porcentagem de mineralização foi de aproximadamente 67,0%.

De modo geral, os tratamentos em que a palha foi incorporada ao solo apresentou maior porcentagem de carbono mineralizado que a palha na superfície, deixando assim uma menor quantidade de estoque de carbono no solo. Ao serem adicionados dejetos de suínos à palha de trigo, aumentou ainda mais a porcentagem de carbono mineralizado da palha, assim, o estoque de carbono da palha diminuiu consideravelmente por causa da mineralização, isso é um ponto interessante para o agricultor pensar em relação ao manejo desses resíduos, pois a escolha da adição ou não de dejetos à palha vai depender muito do sistema de produção e manejo que ele deseja implantar, pois com a adição de dejetos, o solo fica mais rico em nutrientes ao longo do tempo, porém, em contrapartida, a decomposição da palha aumentada pela adição de dejetos pode não ser benéfica ao produtor, pois pode ocorrer aumento da liberação de CO<sub>2</sub> no meio ambiente, causando impacto ambiental. Além disso, a palha sobre o solo possui funções que na maioria das vezes são benéficas para a conservação do solo e produção da cultura, como o controle da temperatura do solo, retenção de água, incremento da matéria orgânica e controle de plantas daninhas.

## Conclusões

A descrição da mineralização do carbono da palha de trigo e dos dejetos de suíno realizada pelos modelos não lineares foi satisfatória.

O modelo Cabrera foi o mais adequado para descrever a mineralização de carbono de todos os tratamentos, dessa forma, esses tratamentos apresentam frações de carbono mineralizáveis com comportamento exponencial e frações mais resistentes, com mineralização constante.

O modelo Stanford e Smith, apesar de ser muito utilizado na literatura, não atingiu melhores resultados em relação aos outros modelos não lineares avaliados nesse estudo.

Os tratamentos em que a palha foi incorporada ao solo apresentou maior porcentagem de carbono mineralizado que a palha na superfície, deixando uma menor quantidade de estoque de carbono no solo. Ao serem adicionados dejetos de suínos à palha de trigo, aumentou ainda mais a porcentagem de carbono mineralizado da palha, assim, o estoque de carbono da palha diminuiu consideravelmente por causa da mineralização.

## Modeling the amount of mineralized carbon from swine manure and wheat straw

### Abstract

A method capable of reducing the environmental damage caused by swine manure and the soil enrichment with nutrients is based on the use of these residues together with the crops straw in soils for agricultural production. Through the use of carbon mineralization curves, it is possible to determine the best intervals for the use of organic matter from manure to better adapt the use of soil and crops. Dynamics of carbon present in manure can help in the selection of the best management. The objective of this study was to compare the fit of three nonlinear models that describe the carbon mineralization in soil over time, in addition to assessing the carbon stock of wheat straw alone and combined with swine manure. The experiment was carried out in a randomized block design, with four replications and eight treatments. The following treatments were tested: T1 – soil (S), T2 – soil + straw on the surface (SSUR), T3 – soil + incorporated straw (INCS), T4 – soil + manure on the surface (MSUR), T5 – soil + incorporated manure (INCM), T6 – soil + incorporated manure + straw on the surface (INCMSSUR), T7 - soil + incorporated manure + incorporated straw (INCMINCS), T8 – soil + straw on the surface + manure on the surface (SSURMSUR). Soil samples were incubated for 95 days, and ten observations were made throughout time. Carbon mineralization was described using nonlinear models Cabrera, Stanford and Smith and Juma, considering the autoregressive error structure AR (1), when necessary. The comparison of fit of models was made using the Akaike Information Criterion (AIC). The description of carbon mineralization of wheat straw and swine manure carried out by nonlinear models was satisfactory. The Cabrera model was the most appropriate to describe all treatments. The Stanford and Smith model, most used in the literature to describe the mineralization of organic waste in soil, did not achieve better results in relation to the other nonlinear models for the treatments under study. In general, the treatments with straw on the surface resulted in a larger carbon stock in the soil, and with the addition of manure to the wheat straw, the carbon stock was lower, so it is interesting for producers to evaluate, according to their production targets, which is the best strategy to be adopted for the use of waste.

**Keywords:** Organic waste. Stanford and Smith model. Cabrera model. Juma model.

### Referências

ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A. M. M.; COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 536-544, 2013. Doi:10.1590/S0100-204X2013000500010. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-204X2013000500010&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2013000500010&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 14 jan. 2019.

ANDRADE, C. A.; BIBAR, M. P. S.; COSCIONE, A. R.; PIRES, A. M. M.; SOARES, A. G. Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 407-416, 2015. doi:10.1590/S0100-204X2015000500008. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-204X2015000500407&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2015000500407&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 14 jan. 2019.

BARRETO, P. A. B.; RODRIGUES, E. F. G.; RODRIGUES, A. C. G.; BARROS, N. F.; ALVES, B. J. R.; FONSECA, S. Mineralização de nitrogênio e carbono em solos sob plantações de eucalipto, em uma sequência de idades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 735-745, jun. 2010. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832010000300015&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832010000300015&lng=en&nrm=iso). Acesso em: 14 jan. 2019.

CANODÁ, E. A. **Contaminação da água pelo uso agrícola de dejetos de suínos na bacia hidrográfica rio coruja/bonito, braço do Norte/SC**. 2017. 127 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Companhia Nacional de Abastecimento - CONAB. **Indicadores da agropecuária**, v. 38, n. 7, julho/2019.

DRAPER, N. R.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. 3rd ed., reprint. New York: J. Wiley; 2014.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Estatística/Desempenho da produção. Central de inteligência de aves e suínos, 2018.

FERNANDES, A. H. B. M.; CARDOSO, M. A.; SOUZA, R. A. C.; FERNANDES, F. A.; SOARES, M. T. S.; CRISPIM, S. M. A.; GALVANI, F.; LISITA, F.O. **Nitrificação e Mineralização de Carbono em Solos Tratados com Dejetos de Suínos Biodigeridos**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2011.

FERNANDES, T. J.; PEREIRA, A. A.; MUNIZ, J. A. Double sigmoidal models describing the growth of coffee berries. **Ciência Rural**, v. 47, p. 1-7, 2017. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-84782017000800401&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782017000800401&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 29 jan. 2019.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; MIOLA, E. C.C.; RECOUS, S. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2661-2668, 2008. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832015000501428&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832015000501428&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 29 jan. 2019.

GUEDES, M. H. P.; MUNIZ, J. A.; PEREZ, J. R. O.; SILVA, F. F.; AQUINO, L. H.; SANTOS, C. L. Estudo das curvas de crescimento de cordeiros das raças Santa Inês e Bergamácia considerando Heterogeneidade de variâncias. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, n. 2, p. 381-388, mar./abr. 2004. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-70542004000200019&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542004000200019&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 15 jan. 2019.

HOFFMANN, R.; VIEIRA, S. **Análise de regressão: uma introdução a econometria**. 3. ed. São Paulo: Hucitec, 1998. 379 p.

LUZ, L. P. **Dinâmica do carbono durante a decomposição de palha de trigo marcada com <sup>13</sup>C e dejetos líquidos de suínos**. 2007. 61 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 7, p. 1149-1155, jul. 2006. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-204X2006000700011&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2006000700011&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 14 jan. 2019.

MAZZINI, A. R. A.; MUNIZ, J. A.; SILVA, F. F.; AQUINO, L. H.; SILVA, F. F. Análise da curva de crescimento de machos hereford. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 27, n. 5, p. 1105-1112, 2003. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-70542003000500019&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542003000500019&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 15 jan. 2019.

MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R.; STÜMER, S. L. **O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal**. Lavras: UFLA, 2013.

MUIANGA, C. A.; MUNIZ, J. A.; NASCIMENTO, M. S.; FERNANDES, T. J.; SAVIAN, T. V. Descrição da curva de crescimento de frutos do cajueiro por modelos não lineares. **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](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-29452016000100022&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 15 jan. 2019.

MUNIZ, J. A.; NASCIMENTO, M. S.; FERNANDES, T. J. Nonlinear models for description of cacao fruit growth with assumption violation. **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](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-21252017000100250&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 15 jan. 2019.

NUNES, D. A. D.; RODRIGUES, E. F. G.; BARRETO, P. A. B.; RODRIGUES, A. C. G.; MONROE, P. H. M. Carbon and nitrogen mineralization in soil of leguminous trees in a degraded pasture in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Forest Research**, v. 27, p. 91-99, 2016. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-015-0164-3>>. Acesso em 15 jan. 2019.

OLIVEIRA, W. J.; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V. Mineralização de nitrogênio em latossolos adubados com resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 715-725, 2013. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832013000300018&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832013000300018&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 19 jan. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000300018>.

PAULA, G. S.; SILVA, E. M.; FURTADO, T. D. R.; FRÜHAUF, A. C.; MUNIZ, J. A. Comparação de modelos não lineares na descrição da mineralização do carbono no solo tratado com dejetos de suínos. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 12, n. 1, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v11n420191412>.

PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1729-1741, 2013. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832013000600029&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832013000600029&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em 12 nov. 2019.

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, ago. 2005. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-90162005000400014&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162005000400014&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 15 jan. 2019.



PEREIRA, J. M.; MUNIZ, J. A.; SÁFADI, T.; SILVA, C. A. Comparação entre modelos para predição do nitrogênio mineralizado: uma abordagem bayesiana. **Ciência e Agrotecnologia**. v. 33, Edição Especial, p. 1792-1797, 2009. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-70542009000700016&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542009000700016&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 15 jan. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542009000700016>.

PULROLNIK, K. **Transformações do carbono no solo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados; 2009.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing Viena: 2019. Disponível em: <http://www.r-project.org>. Acesso em: 15 dez. 2019.

RIBEIRO, T. D.; MATTOS, R. W. P.; MORAIS, A. R.; MUNIZ, J. A. Description of the growth of pequi fruits by nonlinear models. **Revista Brasileira de Fruticultura**. v. 40, n. 4, p. 1-11, 2018a. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-29452018000400705](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-29452018000400705)>. Acesso em: 20 dez. 2018.

RIBEIRO, T. D.; SAVIAN, T. V.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. The use of the nonlinear models in the growth of pears of 'Shinseiki' cultivar. **Ciência Rural**, v. 48, n. 1, p. 1-7, 2018b. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-84782018000100202&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782018000100202&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 15 jan. 2019.

SAVIOZZI, A.; LEVI-MINZI, R.; CARDELLI, R. RIFFALDI, R. The Influence of Heavy Metals on Carbon Dioxide Evolution from a Typic Xerochrept Soil. **Water Air and Soil Pollution**. v. 93, p. 409-417, 1997. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02404770>. Acesso em: 15 jan. 2019.

SILVA, E. M.; FRÜHAUF, A. C.; FERNANDES, F. A.; PAULA, G. S.; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Método de Newton e Gauss-Newton na estimação dos parâmetros de modelo de regressão não linear. **Sigmae**, v. 8, n. 2, p. 728-734, 2019a. Disponível em: <<https://publicacoes.unifal-mg.edu.br/revistas/index.php/sigmae/article/view/946/692>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

SILVA, E. M.; FURTADO, T. D. R.; FRÜHAUF, A. C.; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Bayesian approach to the zinc extraction curve of soil with sewage sludge. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 42 p. 1-9, 2020. Disponível em: <<http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/view/46893/751375149043>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

SILVA, E. M.; RIBEIRO, T. D.; FERNANDES, J. G.; MUNIZ, J. A. Descrição da mineralização do carbono de dejetos de suíno e palha de aveia no solo por modelos não lineares. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 11, p. 210-225, 2019b. Disponível em: <[https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/view/1299/pdf\\_1](https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/view/1299/pdf_1)>. Acesso em: 15 out. 2019.

SILVA, E. M.; SILVEIRA, S. C.; RIBEIRO, T. D.; MUNIZ, J. A. Descrição da decomposição do lodo de esgoto e palha de aveia por modelos não lineares. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 11, p. 153-164, 2019c. Disponível em: <[https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/view/1287/pdf\\_1](https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/view/1287/pdf_1)>. Acesso em: 15 out. 2019.

SILVEIRA, S. C. MUNIZ, J. A. SOUSA, F. A. CAMPOS, A. T. Modelos não lineares ajustados à produção acumulada de biogás provenientes de camas sobrepostas de suínos. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 10, n. 3, p. 91-103, jul./set. 2018. Disponível em: <<https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/view/1168>>. Acesso em: 14 jan. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v10n320181168>.

SOUSA, I. F.; NETO, J. E. K.; MUNIZ, J. A.; GUIMARÃES, R. M.; SAVIAN, T. V.; MUNIZ, F. R. Fitting nonlinear autoregressive models to describe coffee seed germination. **Ciência Rural**, v. 44, n. 11, p. 2016-2021, 2014. Doi:10.1590/0103-8478cr20131341. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-84782014001102016](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782014001102016)>. Acesso em: 15 jan. 2019.

SOUZA, E. M.; MUNIZ, J. A.; MARCHI, G.; GUILHERME, L. R. G. Non-linear modeling of zinc extracted from a sewage sludge – treated. **Acta Scientiarum Technology**, v. 32, p. 193–199, 2010. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/233800672\\_Non-linear\\_modeling\\_of\\_zinc\\_extracted\\_from\\_a\\_sewage\\_sludge-treated\\_soil](https://www.researchgate.net/publication/233800672_Non-linear_modeling_of_zinc_extracted_from_a_sewage_sludge-treated_soil)>. Acesso em: 15 jan. 2019.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. Análise de solo, plantas e outros materiais. **Boletim Técnico de Solos**, 5, 2. ed. 174p., Porto Alegre, Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995.

ZEVIANI, W. M.; SILVA, C. A.; CARNEIRO, W. J. O.; MUNIZ, J. A. Modelos não lineares para a liberação de potássio de esterco animal em latossolos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 10, p. 1789-1796, out, 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v42n10/a28712cr3006.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

**Submetido em:** 27 de agosto de 2019

**Aceito em:** 25 de março de 2020