

DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE N, P E K DE ESTERCO BOVINO E DE CAMA DE FRANGO ISOLADOS OU MISTURADOS⁽¹⁾

Valéria Borges da Silva⁽²⁾, Alexandre Paiva da Silva⁽³⁾, Bruno de Oliveira Dias⁽³⁾,
Josinaldo Lopes Araujo⁽⁴⁾, Djail Santos⁽³⁾ & Renata Pinto Franco⁽²⁾

RESUMO

A utilização de resíduos orgânicos de origem animal na adubação das culturas demanda informações sobre a dinâmica de decomposição e mineralização de nutrientes neles contidos. Este trabalho objetivou avaliar a decomposição e a liberação de N, P e K dos resíduos orgânicos esterco bovino e cama de frango isolados ou misturados, em Argissolo Vermelho-Amarelo, da região de Tabuleiros Costeiros paraibanos. O experimento foi conduzido em delineamento experimental de blocos casualizados, utilizando-se o método das sacolas de decomposição (*litterbag*), com os tratamentos arranjados em esquema fatorial $3 \times 2 \times 6$, referentes a três resíduos orgânicos: esterco bovino (EB), cama de frango (CF) e a mistura desses resíduos na proporção de 1:1, denominada de esterco misto (EM); duas camadas de incorporação (0-10 e 10-20 cm); e seis períodos de avaliação (0, 30, 90, 150, 210 e 270 dias após a aplicação - DAA) com três repetições. Os resultados revelaram que a profundidade de incorporação não influenciou a decomposição dos resíduos EB e EM, que essa foi mais rápida na CF (0,0035 g dia⁻¹), mais lenta no EB (0,0010 g dia⁻¹) e ocorreu numa velocidade intermediária no EM (0,0020 g dia⁻¹). Houve liberação mais rápida de N no EM (0,0011 g dia⁻¹), de P no EB (0,0040 g dia⁻¹) e de K na CF (0,0025 g dia⁻¹), com tendência de aumento na liberação de N na CF e de P em todos os resíduos com a incorporação desses na camada de 10-20 cm. Após 270 DAP, estimou-se que a liberação de nutrientes pelos resíduos EB, CF e EM, em relação ao teor inicial, foi de 5,0; 15,0; e 28,0 %, para N; 80,0; 68,0; e 47,0 %, para P; e 20,0; 53,0; e 32,0 %, para K. Em valores absolutos, esses percentuais representaram,

⁽¹⁾ Parte da Dissertação de Mestrado apresentada pelo primeiro autor ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água - PPGMSA, da Universidade Federal da Paraíba - UFPB. Recebido para publicação em 30 de julho de 2013 e aprovado em 16 de junho de 2014.

⁽²⁾ Tecnóloga em Fruticultura Irrigada, Mestre em Manejo de Solo e Água, UFPB. Campus II. CEP 58.397-000 Areia (PB). E-mail: valeria_borgess@hotmail.com, renatapintof@hotmail.com

⁽³⁾ Professor Adjunto, Centro de Ciências Agrárias - CCA, Universidade Federal da Paraíba - UFPB. Campus Universitário do CCA, s/n. CEP 58.397-000 Areia (PB). E-mail: paivadasilva@gmail.com, b2dias@yahoo.com.br, santosdj@cca.ufpb.br

⁽⁴⁾ Professor Adjunto, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar - CCTA, Universidade Federal de Campo Grande - UFCG. Rua Jario Vieira Feitosa, 1770, Bairro dos Pereiros. CEP 58.840-000 Pombal (PB). E-mail: jhosinal_araujo@yahoo.com.br

respectivamente, 19,0; 103,5; e 149,5 kg ha⁻¹ de N; 28,0; 18,0; e 15,0 kg ha⁻¹ de P; e 75,0; 493,0; e 209,0 kg ha⁻¹ de K. Os resíduos orgânicos se evidenciaram fontes inadequadas para suprir isoladamente a demanda nutricional de culturas de ciclo curto nesses solos.

Termos de indexação: adubação orgânica, mineralização, resíduos orgânicos.

SUMMARY: DECOMPOSITION AND MINERALIZATION OF N, P AND K OF CATTLE MANURE AND POULTRY LITTER ISOLATED OR MIXED

The use of organic residues in the crop fertilizations demand information about the dynamics of decomposition and release of nutrients contained therein. This study aimed to evaluate the decomposition and release of N, P and K from organic residues cattle manure and poultry litter isolates or mixed, using the method of decomposition bags (litterbag) in Alfissol of Coast Tableland in Paraíba State. The experiment was conducted in randomized block with treatments arranged in a factorial 3 × 2 × 5 refers to three organic residues [(cattle manure (CM), poultry litter (PL) and the mixture of these residues in the ratio of 1: 1, called mixed manure (MM)], the incorporation of two layers (0-10 and 10-20 cm) and six evaluation periods (0, 30, 90, 150, 210 and 270 days after application) and three replications. From the results it was observed that the depth did not affect the decomposition of organic residues CM and MM and that it was more rapid in PL (0.0035 g day⁻¹), more slow in CM (0.0010 g day⁻¹) and occurred at a speed intermediate in MM (0.0020 g day⁻¹). It was release more faster of N in MM (0.0011 g day⁻¹), of P in CM (0.0040 g day⁻¹) and K on PL (0.0025 g day⁻¹), with an upward trend in the release of N in the PL and P in all residues with the incorporation at 10-20 cm. After 270 daa, it was estimated that the release of nutrients in the residues CM, PL and MM in relation to the initial content was 5.0, 15.0 and 28.0% for N; 80.0, 68.0 and 47.0% for P; and 20.0, 53.0 and 32.0% for K. In absolute terms, these percentages represented, respectively, 19.0, 103.0 and 149.5 kg ha⁻¹ N, 28.0, 18.0 and 15.0 kg ha⁻¹ P, and 75.0, 493.0 and 209.0 kg ha⁻¹ K. The organic residues proved inadequate to meet the demand alone nutritional short cycle crops in these soils.

Index terms: organic manure, mineralization, organic residues.

INTRODUÇÃO

Decomposição e mineralização são processos biocatalíticos, complexos, dinâmicos e multifásicos que envolvem quebra e conversão de monômeros específicos (celulose, hemicelulose, lignina) por células microbianas em formas inorgânicas passíveis de serem absorvidas pela microbiota decompositora e pelas plantas (Paul & Clark, 1996; Moreira & Siqueira, 2006). Tais processos são influenciados pela qualidade dos resíduos (teores e relações entre C, N, P, S, lignina, celulose e polifenóis), pela atividade da biota e pelas condições edafoclimáticas (pH, textura, umidade, temperatura e aeração do solo) (Eghball et al., 2002; Moreira & Siqueira, 2006; Nascimento et al., 2011; Vanega Chacón et al., 2011).

Esterco bovino e cama de frango são resíduos orgânicos bastante empregados na agricultura, por causa da riqueza deles em C e nutrientes, bem como seus efeitos benéficos nos atributos físicos, no aumento do teor de matéria orgânica do solo e no fornecimento de nutrientes às plantas (Cassol et al., 2001; Fiorezze & Ceretta, 2006; Menezes & Salcedo, 2007; Silva &

Menezes, 2007; Silva, 2008; Pitta et al., 2012). Em algumas situações, entretanto, a eficiência desses como fonte de nutrientes é baixa em razão do manejo inadequado (coleta, armazenagem e formas de aplicação) e da ausência de critérios técnicos para subsidiar o estabelecimento das doses (Lupwayi et al., 2000; Hartz et al., 2000; Eghball et al., 2002; Fatondji et al., 2009; Azeez & van Averbeke, 2010; Pitta et al., 2012).

O potencial de utilização desses resíduos na adubação das culturas depende da capacidade deles em disponibilizar nutrientes no momento adequado (Esse et al., 2001; Menezes & Salcedo, 2007; Azeez & van Averbeke, 2010; Pitta et al., 2012). Isso implica na necessidade de se conhecer a dinâmica de decomposição e liberação dos nutrientes neles contidos (Hartz et al., 2000; Eghball et al., 2002), visando estabelecer estratégias que permitam sincronizar a liberação de nutrientes com a época de maior demanda pelas culturas, evitando, assim, a imobilização e, ou, a rápida mineralização desses (Esse et al., 2001; Menezes & Salcedo, 2007; Pitta et al., 2012).

Pesquisas relacionadas com a dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes a partir de

resíduos orgânicos de origem animal têm se intensificado nos últimos anos (Hartz et al., 2000; Esse et al., 2001; Souto et al., 2005; Silva & Menezes, 2007; Santos et al., 2008; Azeez & van Averbek, 2010; Vanega Chacón et al., 2011; Freitas et al., 2012; Pitta et al., 2012). No entanto, trabalhos que avaliem de forma integrada a dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes desses resíduos nas condições edafoclimáticas do nordeste brasileiro ainda são incipientes (Menezes & Salcedo, 2007; Freitas et al., 2012). Ademais, na literatura pertinente, inexistem informações sobre a dinâmica desses processos envolvendo a mistura desses resíduos.

Pelo exposto, e partindo-se do pressuposto que a mistura de esterco bovino e cama de frango em proporções equivalentes resulta em decomposição e liberação mais gradual em relação a desses resíduos isolados, este trabalho objetivou avaliar a dinâmica de decomposição e liberação de N, P e K dos resíduos orgânicos esterco bovino e cama de frango isolados ou misturados, em Argissolo Vermelho-Amarelo de baixa fertilidade da região de Tabuleiros Costeiros paraibanos.

MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado de março a dezembro de 2010 na Quandu Itapororoca, localizada no município de Itapororoca, mesorregião da Mata paraibana, região de Tabuleiros Costeiros do Estado da Paraíba, que está definido pelas coordenadas geográficas 6° 49' 48" S, 35° 14' 49" W e altitude de 81 m. Pela classificação de Köppen, o clima predominante é do tipo As' (quente e úmido), com chuvas de outono-inverno e período de estiagem de cinco a seis meses (Brasil, 1972). Na figura 1, constam-se os dados de precipitação pluvial e de temperatura do ar registrados durante o experimento.

A área experimental apresenta relevo do tipo suave ondulado a ondulado e solo classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (Embrapa, 2006) de textura arenosa e de baixa fertilidade natural, o qual vem sendo destinado, nos últimos 10 anos, para a produção de abacaxi de sequeiro e pecuária de corte. A camada de 0-20 cm do solo da área experimental foi amostrada antes da instalação do experimento, sendo determinadas suas características físicas (Embrapa, 1997) e químicas (Tedesco et al., 1995) (Quadro 1).

O experimento foi instalado em pomar de abacaxizeiros 'Pérola' de três meses de idade, plantado em leirão de fileiras duplas no espaçamento de 0,80 × 0,30 × 0,30 m. Adotou-se o delineamento experimental de blocos casualizados, com os tratamentos arranjados em esquema fatorial 3 × 2 × 6, com três repetições, totalizando 108 unidades experimentais. Os fatores em estudo constaram de três resíduos orgânicos: esterco bovino (EB), cama de frango (CF) e a mistura

desses dois resíduos, denominado de esterco misto (EM); duas camadas de incorporação (0-10 e 10-20 cm); e seis períodos de avaliação (0, 30, 90, 150, 210 e 270 dias após a aplicação dos resíduos orgânicos - DAA).

As amostras de esterco bovino e cama de frango foram coletadas em pilhas dispostas a céu aberto, conforme procedimentos descritos em Kiehl (1985). O esterco bovino foi proveniente de estábulo destinado à

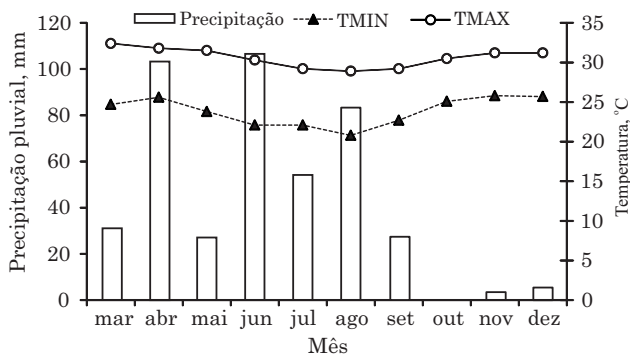


Figura 1. Precipitação pluvial e temperaturas mínima e máxima do ar registrados durante o experimento.

Quadro 1. Características químicas e físicas do solo da área experimental, na profundidade de 0-20 cm, antes da instalação do experimento

Atributo	Valor
pH(H ₂ O) 1:2,5	5,5
MO (g dm ⁻³)	8,7
P (mg dm ⁻³)	3,3
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,19
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	3,0
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,2
SB (cmol _c dm ⁻³)	4,7
Na ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,26
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	11,2
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,20
CTC _{efetiva} (cmol _c dm ⁻³)	4,95
CTC _{potencial} (cmol _c dm ⁻³)	15,9
V (%)	24,0
Areia grossa (g kg ⁻¹)	629,0
Areia fina (g kg ⁻¹)	248,0
Silte, (g kg ⁻¹)	56,0
Argila, (g kg ⁻¹)	67,0
Classe textural	Arenosa
Densidade do solo (kg dm ⁻³)	1,30
Densidade das partículas (kg dm ⁻³)	2,65
Porosidade total (%)	50,9
CRA (m ³ m ⁻³)	0,43

MO: matéria orgânica; SB: soma de base (Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺ + Na⁺); CTC_{efetiva} = SB + Al³⁺; CTC_{potencial} = SB + (H+Al); V: saturação por bases = (SB/CTC) × 100; e CRA: capacidade de retenção de água.

produção de vacas leiteiras alimentadas com silagem de milho e cana, enquanto a cama de frango tinha como material absorvente a mistura de bagaço de cana e palha+sabugo de milho. O esterco misto resultou da mistura de esterco bovino e cama de frango na proporção de 1:1 (m/m). Após coletadas e determinadas a umidade, as amostras foram secas ao ar e nelas quantificados os teores de C, N, P, K (Tedesco et al., 1995), celulose, hemicelulose e lignina (van Soest et al., 1991) (Quadro 2).

A decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos foram avaliadas pelo método das sacolas de decomposição ou método *litterbag* (Wieder & Lang, 1982). Após a caracterização química, os resíduos foram secos em estufa (± 65 °C) até peso constante, passados em malha de 2 mm e acondicionados em sacolas de náilon de 20 x 20 cm, com abertura de malha de 1,0 mm². Cada sacola recebeu 20 g de um dos resíduos avaliados; em seguida, cada uma foi disposta horizontalmente no cume do leirão, em duas diferentes camadas (0-10 e 10-20 cm).

Em cada período de avaliação, coletou-se uma sacola de cada resíduo, em cada camada avaliada, totalizando 18 sacolas por período. Após coletadas, as sacolas foram acondicionadas em caixas térmicas e enviadas para laboratório. No laboratório, as sacolas foram abertas, o resíduo orgânico nelas contido foi limpo e seco em estufa (± 65 °C) até peso constante; determinou-se a massa, avaliando-se, dessa forma, a decomposição dos materiais em cada período de avaliação. Em seguida, foram retiradas subamostras para quantificar os teores de N, P e K (Tedesco et al., 1995). O N foi determinado pelo método Kjeldahl, após digestão sulfúrica. Os teores de P foram determinados colorimetricamente pelo método do azul de molibdênio, enquanto os de K, por fotometria de chama, ambos do extrato de digestão nítrico-perclórica (Tedesco et al., 1995).

Para descrever a dinâmica de decomposição e de liberação de nutrientes dos resíduos, foi utilizado o

modelo não linear exponencial simples (Thomas & Asakawa, 1993), do tipo $y = y_0 e^{-kt}$, em que y é a porcentagem de massa ou de nutriente remanescente de cada resíduo, após um período de tempo t , em dias; y_0 é a quantidade inicial de massa ou de nutrientes do resíduo; e k corresponde à constante de decomposição ou de liberação de nutrientes de cada resíduo. Com base nos valores da constante k , calculou-se o tempo de meia-vida ($t_{1/2} = 0,693/k$), que expressa o período de tempo necessário para que metade da quantidade inicial do resíduo seja decomposta ou para que metade da quantidade de nutrientes seja liberada (Paul & Clark, 1989).

Os dados foram submetidos às análises de variância e de regressão, utilizando-se o programa SAEG versão 9.0 (SAEG, 2007), adotando o nível de significância de 10 %.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Decomposição dos resíduos

Verificou-se padrão de decomposição diferenciado entre os resíduos orgânicos avaliados (Figura 2). Para a cama de frango (CF) e o esterco misto (EM), observou-se uma fase de decomposição inicial mais rápida nos primeiros 30 DAA, seguida de uma mais lenta nos períodos seguintes. Para o esterco bovino (EB), houve decomposição mais lenta nos primeiros 30 DAA e estabilização nos períodos subsequentes (Figura 2).

A decomposição mais rápida da CF em relação ao EB corrobora os resultados de Azeez & van Averbeke (2010) e pode ser explicada pelos maiores teores de C, N e K, menores teores de lignina, celulose e hemicelulose e menores valores das relações C/N e lignina/N (Quadro 2). A qualidade dos resíduos determina a velocidade de decomposição deles, de modo que, em geral, resíduos orgânicos com teores mais

Quadro 2. Caracterização química dos resíduos orgânicos

Característica	Esterco bovino	Cama de frango	Esterco Misto
C (g kg ⁻¹)	210,9	349,0	279,9
N (g kg ⁻¹)	18,9	34,5	26,7
P (g kg ⁻¹)	1,75	1,32	1,56
K (g kg ⁻¹)	18,8	46,5	32,6
C/N	11,1	10,1	10,6
C/P	120,5	264,4	179,4
N/P	10,8	26,1	17,1
Lignina (g kg ⁻¹)	140,0	89,0	nd ⁽¹⁾
Celulose (g kg ⁻¹)	110,0	103,7	nd
Hemicelulose (g kg ⁻¹)	80,0	166,7	nd
Lignina/N	7,41	2,58	nd
Umidade (%)	23,6	13,6	nd

⁽¹⁾ nd: não determinado.

elevados de C e N e com menores valores das relações C/N, lignina/N e polifenóis/N são decompostos mais rapidamente (Moreira & Siqueira, 2006; Vanega Chacón et al., 2011; Nascimento et al., 2011).

Para o EM, formado a partir da mistura de proporções equivalentes de EB e CF, e que exibiu comportamento intermediário entre CF e EB (Figura 2), é provável que tenha ocorrido maior ataque microbiano às frações da CF, por apresentarem maior proporção de formas de C facilmente biodegradáveis de mais fácil e rápida decomposição (açúcares, aminoácidos, proteínas etc) e menor proporção de compostos orgânicos mais complexos e de mais lenta

decomposição (celulose, lignina, gorduras etc) (Pitta et al., 2012; Shah et al., 2013).

Observou-se que a decomposição da CF foi mais rápida na camada de 10-20 cm ($k = 0,0040$) e que a profundidade de incorporação não influenciou a velocidade de decomposição dos resíduos EB ($k = 0,0010$) e EM ($k = 0,0020$) (Figura 2, Quadro 3).

Em geral, a incorporação dos resíduos em profundidade acelera a sua decomposição, em razão do aumento da superfície de ataque microbiano, da proliferação e da atividade decompositora promovida pela melhoria das condições de temperatura e umidade e pela diminuição dos ciclos de umedecimento e secagem (Souto et al., 2005; Fatondji et al., 2009). Neste trabalho, a ausência de diferenças na velocidade de decomposição dos resíduos EB e EM, em razão da profundidade, pode ser explicada pela maior proporção de compostos orgânicos mais complexos e de maior hidrofobicidade (lignina, celulose e complexos lignina-celulose) presente tanto no EB quanto no EM (Moreira & Siqueira, 2006; Shah et al., 2013).

Quanto aos períodos de avaliação, constatou-se que após 270 DAA foram decompostos, na média das duas camadas, 27; 68; e 47 % da massa de EB, CF e EM, respectivamente (Figura 2). Isso reflete, conforme mencionado anteriormente, as diferenças na composição química dos resíduos (Quadro 2) e o menor ataque microbiano às substâncias mais recalcitrantes (lignina e polifenóis), que se acumulam com o avançar da decomposição (Esse et al., 2001; Souto et al., 2005; Moreira & Siqueira, 2006; Pitta et al., 2012). Tais valores são compatíveis com os reportados na literatura (Esse et al., 2001; Souto et al., 2005; Pitta et al., 2012), embora para EB o valor tenha sido inferior aos 42 % reportados por Freitas et al. (2012). Ressalta-se, entretanto, que no trabalho de Freitas et al. (2012) a decomposição foi avaliada sob condições de fertirrigação, o que teria acelerado a decomposição (Moreira & Siqueira, 2006).

Quanto aos valores de meia-vida, constatou-se que esses foram elevados e maiores no EB (693 dias para as duas camadas), seguido pelo EM (347 dias para ambas as camadas) e CF (231 dias na camada de 0-10 cm e 173 dias na de 10-20 cm) (Quadro 3). Tais resultados são explicados pelas diferenças na matriz orgânica (Quadro 2) e na dinâmica de decomposição desses (Figura 2). Os valores estimados para CF são compatíveis com os 299 dias reportados por Pitta et al. (2012) em Latossolos do Paraná, mas superiores aos 140 dias reportados por Esse et al. (2001) para EB em solos degradados da África. Nesse sentido, é provável que o EB utilizado neste trabalho apresente grau de humificação mais avançado (Melo et al., 2008) e seja, portanto, entre os resíduos avaliados, o de menor susceptibilidade à decomposição.

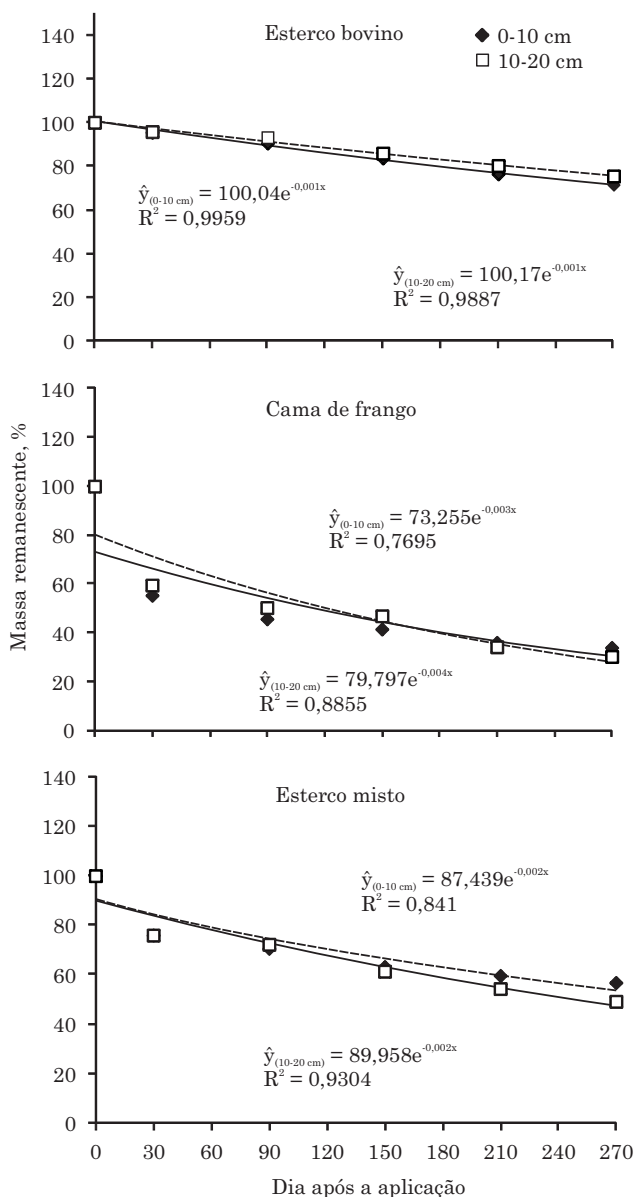


Figura 2. Massa remanescente de esterco bovino, cama de frango e esterco misto, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação.

Liberação de N

Os resíduos diferiram quanto ao padrão de liberação de N (Figura 3). Para CF e EM, houve uma fase inicial

Quadro 3. Parâmetros dos modelos de regressão ajustados ($y = y_0 e^{-kt}$) aos valores de decomposição e liberação de N, P e K e tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) dos resíduos orgânicos avaliados, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm

Resíduo	Camada	Parâmetro da equação			
		y_0	k	$t_{1/2}$	R^2
		%	$g\ g^{-1}$	dia	
			Decomposição		
Esterco bovino	0-10	100,04	0,0010 a	693	0,99
	10-20	100,17	0,0010 a	693	0,98
Cama de frango	0-10	73,25	0,0030 b	231	0,76
	10-20	79,79	0,0040 a	173	0,88
Esterco misto	0-10	87,43	0,0020 a	347	0,84
	10-20	89,95	0,0020 a	347	0,93
			N		
Esterco bovino	0-10	104,82	0,0004 a	1733	0,67
	10-20	99,20	0,0002 b	3466	0,89
Cama de frango	0-10	94,89	0,0003 b	2310	0,53
	10-20	94,72	0,0005 a	1386	0,72
Esterco misto	0-10	95,44	0,0009 b	770	0,85
	10-20	97,35	0,0013 a	533	0,88
			P		
Esterco bovino	0-10	45,47	0,0040 b	173	0,43
	10-20	49,00	0,0041 a	169	0,48
Cama de frango	0-10	73,25	0,0033 b	210	0,76
	10-20	79,79	0,0038 a	182	0,88
Esterco misto	0-10	87,44	0,0018 b	385	0,84
	10-20	89,96	0,0024 a	289	0,93
			K		
Esterco bovino	0-10	91,41	0,0007 a	990	0,64
	10-20	95,47	0,0007 a	990	0,75
Cama de frango	0-10	84,99	0,0025 a	277	0,84
	10-20	78,91	0,0025 a	277	0,75
Esterco misto	0-10	89,44	0,0013 a	533	0,77
	10-20	88,26	0,0013 a	533	0,71

Médias entre camada, para um mesmo resíduo e variável, seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste F a 5 %.

de liberação mais rápida seguida de uma mais lenta e gradual nos períodos subsequentes. Para o EB, entretanto, houve uma fase inicial de imobilização de N até os 90 DAA, seguida de uma de baixa e lenta liberação nos períodos subsequentes (Figura 3).

A liberação maior e mais rápida de N pela CF em relação ao EB e de imobilização de N no EB na fase inicial corroborou os resultados de outros trabalhos (Hartz et al., 2000; Eghball et al., 2002; Azeez & van Averbeke, 2010; Pitta et al., 2012) e pode ser explicada pelas diferenças na composição química (Quadro 2) e na velocidade de decomposição dos resíduos (Figura 2). Ademais, na CF, predominam formas de N orgânico (proteínas) de mais fácil e rápida liberação, enquanto no EB, de maior recalcitrância, há maior proporção de formas de N mais estáveis e de difícil e, ou, mais lenta liberação (Eghball et al., 2002; Azeez & van Averbeke, 2010).

A liberação maior e mais rápida de N pelo EM indica que a mistura de EB e CF, com composição química e grau de maturação distinta, teve efeito aditivo sobre a liberação de N (Figura 3). Esse comportamento provavelmente deve-se ao aumento do número de microrganismos totais (fungos e bactérias) na mistura (Tiago et al., 2008), os quais são responsáveis pela transformação, ciclagem e disponibilidade de nutrientes, particularmente o N, na estrutura de resíduos orgânicos (Moreira & Siqueira, 2006; Tiago et al., 2008).

A profundidade de incorporação influenciou a liberação de N pelos resíduos, havendo liberação mais rápida de N para EB (0,0004 vs 0,0002) e EM (0,0009 vs 0,0003) na camada de 0-10 cm e para CF (0,0005 vs 0,0003), na camada de 10-20 cm (Figura 3, Quadro 3). A liberação mais rápida de N pela CF na camada de 10-20 cm está condizente com a maior

velocidade de decomposição desse resíduo na camada de 10-20 cm (Figura 2 e Quadro 3). Para EB e EM, entretanto, houve maior liberação de N na camada de 0-10 cm em detrimento de não terem ocorrido diferenças na decomposição desses resíduos entre as camadas (Figura 2, Quadro 3).

De forma geral, a liberação de N foi baixa, permanecendo nas sacolas após 270 DAA, aproximadamente 95,0; 85,0; e 72,0 % do teor inicial de N nos resíduos EB, CF e EM, respectivamente (Figura 3). Tais valores são inferiores aos obtidos por Pitta et al. (2012) para CF (30 % após 270 DAA) e por Freitas et al. (2012) para EB (46 % após 210 DAA), embora sejam compatíveis com a faixa de amplitude (82-95 %) reportada por Hartz et al. (2000). Ademais,

as estimativas dos valores de meia-vida foram elevadas, principalmente para o EB (1.733 a 3.466 dias) e a CF (1.386 a 2.310 dias). Para o EM, os valores foram menores, mas variaram de 533 a 770 dias nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente (Quadro 3). Isso demonstra as limitações desses resíduos como fonte de N em curto prazo, indicando a necessidade de se aplicarem grandes quantidades deles para suprir a demanda nutricional das culturas nesses solos.

Liberação de P

Os resíduos também diferiram quanto ao padrão de liberação de P, havendo para o EB liberação mais rápida nos primeiros 30 DAA (80 % do P liberado) e tendência de estabilização nos períodos subsequentes (Figura 4). Para CF, a liberação também foi alta nos primeiros 30 DAA (40 % do P liberado), mas inferior a do EB, havendo liberação gradual nos períodos seguintes. Para o EM, a liberação de P aos 30 DAA (apenas 20 %) foi comparativamente mais lenta do que a dos EB e CF, seguida de uma fase de liberação gradual nos períodos subsequentes (Figura 4).

A liberação mais rápida de P pelo EB em relação à CF deve-se ao maior teor de P, aos menores valores da relação C/P e possivelmente ao predomínio de fosfatos solúveis em água e fracamente ligados à matriz sólida do EB (Cassol et al., 2001; Galvão & Salcedo, 2009), em comparação à prevalência de frações de P orgânico (fosfatos monoésteres) de menor labilidade na CF (Pitta et al., 2012; Souza et al., 2012). A liberação mais lenta de P no EM pode ter sido propiciada pela imobilização de P na biomassa microbiana por causa do aumento do número de microrganismos totais na mistura (Moreira & Siqueira, 2006; Tiago et al., 2008).

A profundidade de incorporação influenciou a liberação de P, constatando-se liberação mais rápida para todos os resíduos na camada de 10-20 cm (Figura 3, Quadro 3). Isso indica que, apesar de não influenciar a decomposição dos EB e EM, a incorporação dos resíduos na camada de 10-20 cm intensificou a liberação de P (Quadro 3), corroborando, assim, os resultados encontrados por Freitas et al. (2012). É possível que as condições de temperatura e umidade do solo nessa camada tenham estimulado a atividade microbiana e aumentado a mineralização do P contido nos respectivos resíduos (Moreira & Siqueira, 2006).

No que se refere aos períodos de avaliação, verificou-se que após 270 DAA restavam nas sacolas cerca de 20,0; 32,0; e 53,0 % do teor inicial de P nos resíduos EB, CF e EM, respectivamente (Figura 3), indicando que a liberação de P pelos resíduos foi entre duas e quatro vezes maior do que a de N (Figuras 2 e 3). Tais valores são compatíveis com os obtidos por Freitas et al. (2012) para EB (46 %, após 210 DAA) e Pitta et al. (2012) para CF (35 %, após 270 DAA). Apesar disso, os valores de meia-vida foram elevados tanto na camada de 0-10 (173-385 dias) quanto na de 10-20 cm (169-289 dias) (Quadro 3).

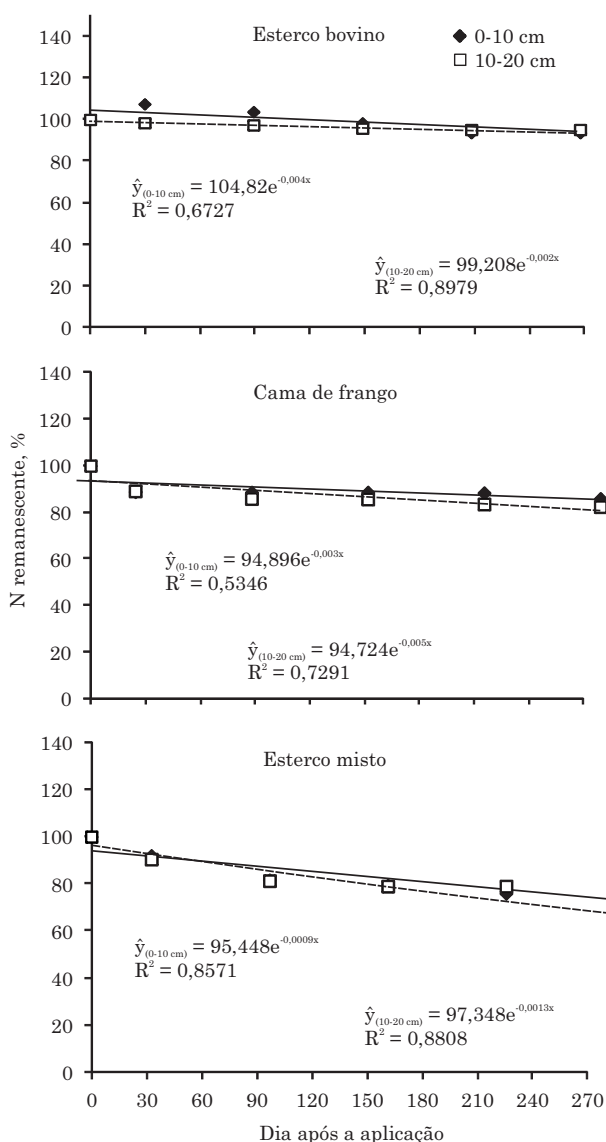


Figura 3. Percentual remanescente de nitrogênio em amostras de esterco bovino, cama de frango e esterco misto, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação.

Liberação de K

Os resíduos apresentaram padrão semelhante de liberação de K, representado por uma fase de liberação inicial mais rápida nos primeiros 30 DAA, seguida de uma de liberação mais gradual (Figura 4). Contudo, em ambas as fases, houve liberação mais rápida de K na CF, seguida pelo EM e EB (Figura 4), indicando que essa apresentou maior quantidade de frações de K potencialmente mineralizáveis (Eghball et al., 2002; Pitta et al., 2012). Segundo Zeviani et al. (2012), o padrão de liberação de K pelos resíduos orgânicos de origem animal ainda é desconhecido, o que limita o aproveitamento dessas fontes como fonte de nutrientes.

Diferentemente do constatado para N e P, a liberação de K não foi influenciada pela profundidade de incorporação (Figura 4, Quadro 3), corroborando os resultados obtidos por Freitas et al. (2012). Tais resultados podem ser explicados pela homogeneidade das condições texturais e pela dinâmica simplificada de liberação de K a partir de resíduos orgânicos (Braz et al., 2002; Eghball et al., 2002; Moreira & Siqueira, 2006; Pitta et al., 2012).

Verificou-se que após 270 DAA restavam nas sacolas de decomposição aproximadamente 80,0; 47,0; e 68,0 % do teor inicial de K nos resíduos EB, CF e EM, respectivamente (Figura 4). Esses valores são

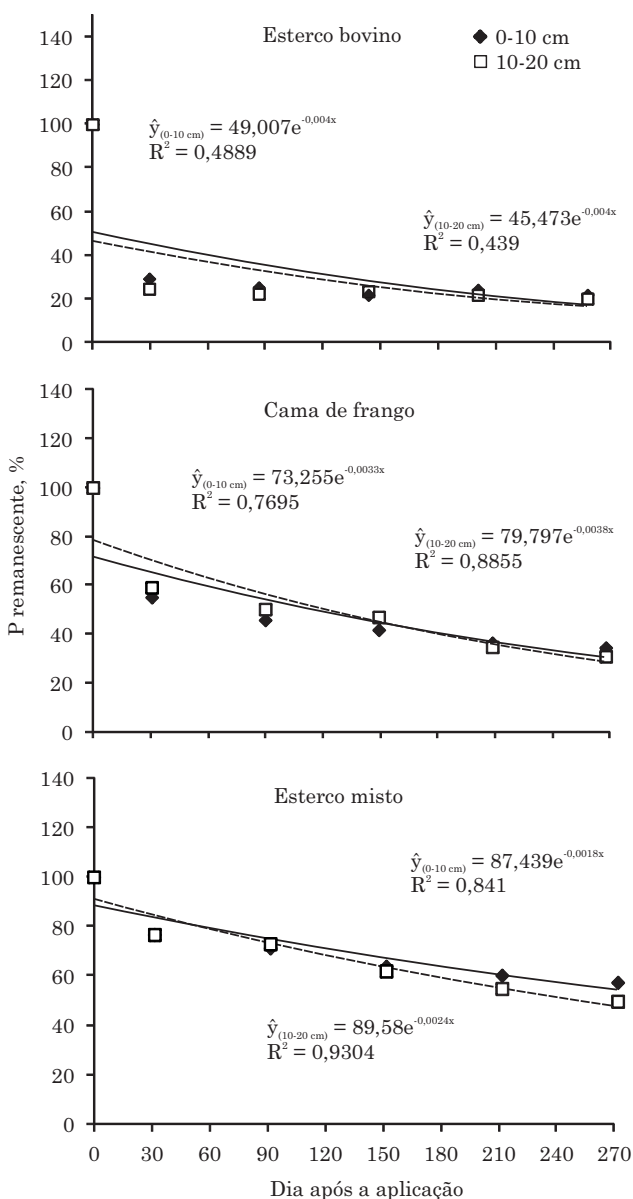


Figura 4. Percentual remanescente de fósforo em amostras de esterco bovino, cama de frango e esterco misto, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação.

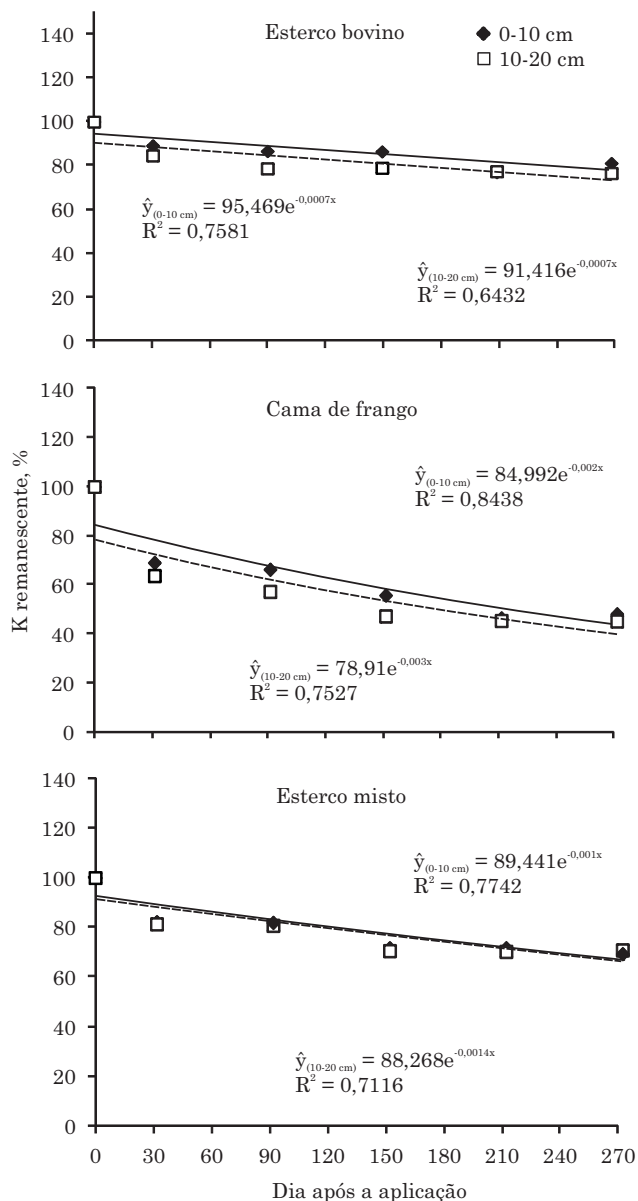


Figura 5. Percentual remanescente de potássio em amostras de esterco bovino, cama de frango e esterco misto, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação.

superiores aos mencionados em outros trabalhos (Esse et al., 2001; Eghball et al., 2002; Silva & Menezes, 2007; Pitta et al., 2012; Freitas et al., 2012) e se devem possivelmente ao fato de terem sido utilizadas neste trabalho sacolas com abertura de malha maior, o que teria favorecido possivelmente a entrada de partículas de solo contendo K no interior dessas sacolas (Wieder & Lang, 1982; Esse et al., 2001). Em razão disso, os valores de meia-vida foram elevados e corresponderam, para ambas as camadas, a 990, 277 e 533 dias para EB, CF e EM, respectivamente (Quadro 3).

Quantidades de N, P e K liberadas

Considerando os percentuais médios de N, P e K liberados pelos resíduos, nas duas camadas, a composição química desses (Quadro 2) e uma dose de 20 t ha⁻¹ (base matéria seca), estimou-se que após 90 DAA seriam liberados para o solo: 5,0 kg ha⁻¹ de N, 8,0 kg ha⁻¹ de P e 20,0 kg ha⁻¹ de K pelo EB; 70,0 kg ha⁻¹ de N, 12,0 kg ha⁻¹ de P e 335,0 kg ha⁻¹ de K pela CF; e 70,0 kg ha⁻¹ de N, 7,0 kg ha⁻¹ de P e 98,0 kg ha⁻¹ de K pelo EM. Após 270 DAA, as quantidades aportadas seriam de: 19,0 kg ha⁻¹ de N, 28,0 kg ha⁻¹ de P e 75,0 kg ha⁻¹ de K pelo EB; 103,5 kg ha⁻¹ de N; 18,0 kg ha⁻¹ de P e 493,0 kg ha⁻¹ de K pela CF; e 149,5 kg ha⁻¹ de N, 15,0 kg ha⁻¹ de P e 209,0 kg ha⁻¹ de K pelo EM.

Em síntese, tais resultados indicaram maior capacidade de fornecimento de N pelo EM, de P pelo EB e de K pela CF, tanto aos 90 quanto aos 270 DAA. Demonstraram também potencial limitado desses para suprir a demanda nutricional, principalmente de N e P, para culturas de ciclo curto nesses solos. Entretanto, para culturas de ciclo longo, a exemplo do abacaxizeiro (540 dias), os resíduos CF e EM podem ser alternativas para complementar a demanda nutricional da cultura. Contudo, há a necessidade de se avaliar o desempenho agrônômico desses nessas condições edafoclimáticas.

CONCLUSÕES

1. A decomposição dos resíduos orgânicos ocorre de forma mais rápida na CF, mais lentamente no EB e numa velocidade intermediária no EM; ademais, é maior para CF na camada de 10-20 cm e para EB e EM independe da profundidade de incorporação.

2. Há liberação mais rápida de N no EM, P no EB e K na CF, bem como aumento na liberação de N para CF e de P para todos os resíduos com a incorporação na camada de 10-20 cm.

3. Após 270 dias após a aplicação, EB, CF e EM liberam, em média, em relação aos teores iniciais, respectivamente, 5,0; 15,0; e 28,0 % de N; 80,0; 68,0; e 47,0 % de P; 20,0; 53,0; e 32,0 % de K. Em valores absolutos, esses percentuais representam, respectivamente, 19,0; 103,5; e 149,5 kg ha⁻¹ de N; 28,0; 18,0; e 15,0 kg ha⁻¹ de P; e 75,0; 493,0; e 209,0 kg ha⁻¹ de K.

LITERATURA CITADA

- AZEEZ, J.O.E. & AVERBEKE, W.V. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Bioresou. Technol.*, 101:5645-5651, 2010.
- BRAZ, S.B.; NASCIMENTO JUNIOR, D.; CANTARUTTI, R.B.; REGAZZI, A.J.; MARTINS, C.A. & FONSECA, D.M. Disponibilização dos nutrientes das fezes de bovinos em pastejo para a forragem. *R. Bras. Zootec.*, 31:1614-1623, 2002.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Escritório de Pesquisa e Experimentação. Equipe de Pedologia e Fertilidade do solo. I Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado da Paraíba. II Interpretação para uso agrícola dos solos do Estado da Paraíba. Rio de Janeiro, 1972. 638p. (Boletim Técnico, 15; SUDENE, Série Pedológica, 8)
- CASSOL, P.C.; GIANELLO, C. & COSTA, V.E.U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. *R. Bras. Ci. Solo*, 25:635-644, 2001.
- EGHBALL, B.; WIENHOLD, B.J.; GILLEY, J.E. & EIGENBERG, R.A. Mineralization of manure nutrients. *J. Soil Water Conserv.*, 57:469-473, 2002.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.
- ESSE, P.C.; BUERKERT, A.; HIERNAUX, P. & ASSA, A. Decomposition and nutrient release from ruminant manure on acid sandy soil in the Sahelian Zone of Niger, West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 83:55-63, 2001.
- FATONDJI, D.; MARTIUS, C.; ZOUGMORE, R.; VLEK, P.L.G.; BIELDERS, C.L. & KOALA, S. Decomposition of organic amendment and nutrient release under the Zai technique in the Sahel. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 85:225-239, 2009.
- FIGLIARELLI, C. & CERETTA, C.A. Fontes orgânicas de nutrientes em sistemas de produção de batata. *Ci. Rural*, 36:1788-1793, 2006.
- FREITAS, M.S.C.; ARAÚJO, C.A.S. & SILVA, D.J. Decomposição e liberação de nutrientes de esterco em função da profundidade e do tempo de incorporação. *R. Semiárido De Visu*, 2:150-161, 2012.
- GALVÃO, S.R.S. & SALCEDO, I.H. Soil phosphorus fractions in sandy soils amended with cattle manure for long periods. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:613-622, 2009.
- HARTZ, T.K.; MITCHELL, J.P. & GIANNINI, C. Nitrogen and carbon mineralization dynamics of manures and composts. *HortScience*, 35:209-212, 2000.
- KIEHL, E.J. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba, Agrônômica Ceres, 1985. 492p.

- LUPWAYI, N.Z.; GIRMA, M. & HAQUE, I. Plant nutrient contents of cattle manures from small-scale farms and experimental stations in the Ethiopian highlands. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 78:57-63, 2000.
- MELO, C.A.; SILVA, C.A. & DIAS, B.O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:101-110, 2008.
- MENEZES, R.S.C. & SALCEDO, I.H. Mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho. *R. Bras. Eng. Agric. Amb.*, 11:361-367, 2007.
- MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2.ed. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2006. 729p.
- NASCIMENTO, A.F.; MENDONÇA, E.S.; LEITE, L.F. & NEVES, J.C.L. Calibration of the Century, APSIM and NDICEA models of decomposition and N mineralization of plant residues in the humid tropics. *R. Bras. Ci. Solo*, 35:917-928, 2011.
- PAUL, E.A. & CLARK, F.E. Soil microbiology and biochemistry. Sand Diego, Academic Press, 1989. 275p.
- PAUL, E.A. & CLARK, F.E. Dynamics of residue decomposition and soil organic matter turnover. In: PAUL, E.A. & CLARK, F.E., eds. Soil microbiology and biochemistry. 2.ed. Sand Diego, Academic Press, 1996. p.158-179.
- PITTA, C.S.R.; ADAMI, P.F.; PELISSARI, A.; ASSAMANN, T.S.; FRANCHIN, M.F.; CASSOL, L.C. & SARTOR, L.R. Year-round poultry litter decomposition and N, P, K and Ca release. *R. Bras. Ci. Solo*, 36:1043-1053, 2012.
- SAEG. Sistema para Análises Estatísticas. Versão 9.0. Viçosa, MG, Fundação Arthur Bernardes, 2007.
- SANTOS, A.F.; SAMPAIO, E.V.S.; SANTOS, K.S.R. & MENEZES, R.S.C. Decomposição de materiais celulósicos em solo preparado com e sem leirões, no semiárido paraibano. *Magistra*, 20:371-378, 2008.
- SHAH, G.M.; RASHID, M.I.; SHAH, G.A.; GROOT, J.C.J. & LANTINGA, E.A. Mineralization and herbage recovery of animal manure nitrogen after application to various soil types. *Plant Soil*, 365:69-79, 2013.
- SILVA, C.A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Metrópole, 2008. p.597-624.
- SILVA, T.O. & MENEZES, R.S.C. Adubação orgânica da batata com esterco e, ou, *Crotalaria juncea*. Disponibilidade de N, P e K no solo ao longo do ciclo de cultivo. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:51-61, 2007.
- SOUTO, P.C.; SOUTO, J.S.; SANTOS, R.V.; TRINDADE, G.A. & SOUTO, L.S. Decomposição de esterco em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:125-130, 2005.
- SOUZA, C.R.; GHOSH, A.K.; SILVA, I.R.; ALVARENGA, E.S.; NOVAIS, R.F. & JESUS, G.L. Phosphorus transformation in poultry litter and litter-treated Oxisol of Brazil assessed by ³¹P-NMR and wet chemical fractionation. *R. Bras. Ci. Solo*, 36:1516-1527, 2012.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, planta e outros materiais. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.
- THOMAS, R.J. & ASAKAWA, N.M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biol. Biochem.*, 25:1351-1361, 1993.
- TIAGO, P.V.; MELZ, E.M. & SCHIEDECK, G. Comunidade de bactérias e fungos de esterco antes e após vermicompostagem e no substrato hortícola após uso de vermicomposto. *R. Ci. Agron.*, 39:187-192, 2008.
- VANEGA CHACÓN, E.A.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, R.R.; LIMA, P.C.; SILVA, I.R. & CANTARUTTI, R.B. Decomposição de fontes orgânicas e mineralização de formas de nitrogênio e fósforo. *R. Ceres*, 58:373-383, 2011.
- van SOEST, P.J.; ROBERTSON, J.B. & LEWIS, B.A. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *J. Dairy Sci.*, 74:3583-3579, 1991.
- ZEVIANI, W.M.; SILVA, C.A.; CARNEIRO, W.J.O. & MUNIZ, J.A. Modelos não lineares para a liberação de K de esterco animais em Latossolos. *Ci. Rural*, 42:1897-1796, 2012.
- WIEDER, R.K. & LANG, G.E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, 63:1636-1642, 1982.