



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AGROALIMENTAR  
UNIDADE ACADÊMICA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AMBIENTAL  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES DE RESÍDUOS  
ORGÂNICOS EM POMAR DE MANGUEIRAS IRRIGADO NO  
SEMIÁRIDO PARAIBANO**

**SÍLVIA RAPHAELE MORAIS CHAVES**

**POMBAL- PB**

**2012**

SÍLVIA RAPHAELE MORAIS CHAVES

**DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES DE RESÍDUOS ORGÂNICOS  
EM POMAR DE MANGUEIRAS IRRIGADO NO SEMIÁRIDO PARAIBANO**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado à Universidade Federal de  
Campina Grande, Centro de Ciências e  
Tecnologia Agroalimentar, para a  
obtenção do grau de Bacharel em  
Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Paiva da Silva

POMBAL- PB

2012

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA SETORIAL  
CAMPUS POMBAL/CCTA/UFCG**

C398d Chaves, Silvia Raphaele Morais.

Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos orgânicos em pomar de mangueiras irrigado no semiárido paraibano. / Silvia Raphaele Morais Chaves. – Pombal: UFCG/CCTA, 2012.

41 f.

Orientador: Prof.<sup>o</sup> Dr.<sup>o</sup> Alexandre Paiva da Silva.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – UFCG/CCTA/UACTA.

1. Adubação orgânica. 2. Poluição ambiental. 3. Solo – Qualidade. 4. Resíduos orgânicos – Mineralização. 5. Decomposição. I. Silva, Alexandre Paiva. II. Título.

UFCG/CCTA

CDU 631.86/.87(813.3)(043)

SÍLVIA RAPHAELE MORAIS CHAVES

**DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES DE RESÍDUOS ORGÂNICOS  
EM POMAR DE MANGUEIRAS IRRIGADO NO SEMIÁRIDO PARAIBANO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovada em: 25/10/2012

BANCA EXAMINADORA:

---

Orientador - Prof. Dr. Alexandre Paiva da Silva  
(UFCG - CCTA - UACTA)

---

Examinador - Prof. Dr. Josinaldo Lopes Araujo  
(UFCG - CCTA - UAGRA)

---

Examinador - Prof. Dr. Everaldo Mariano Gomes  
(IFPB - *Campus Sousa*)

***À minha mãe Sônia Maria, razão da minha vida.  
À minha querida avó Maria da Luz (in memoriam)  
pelo que ela representa em nossas vidas.***

## AGRADECIMENTOS

À DEUS, pelo dom da vida e presença constante em minha vida;

A Universidade Federal de Campina Grande pela oportunidade de realização do curso;

Ao Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar (CCTA) pela infraestrutura e apoio técnico e logístico;

Ao CNPq pela concessão de bolsa de estudo;

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFPB), *Campus* de Sousa, pela infraestrutura e logística que viabilizaram este trabalho;

A Coordenação do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental, nas pessoas de Camilo Allyson Simões de Farias e Everton Ferreira de Sousa, pela atenção e amizade;

Aos professores da Unidade Acadêmica de Ciências e Tecnologia Ambiental, pelos ensinamentos;

Aos professores Josinaldo Lopes Araujo e Everaldo Mariano Gomes pelas contribuições acadêmicas nas correções do trabalho;

Ao professor Alexandre Paiva da Silva, pela orientação, paciência e profissionalismo no transcorrer das atividades;

Ao Sr. Francisco do Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas do CCTA e ao Sr. Iramirton do Setor de Fruticultura do IFPB, pelo auxílio durante a realização deste trabalho;

Aos meus amigos e colegas da turma de Engenharia Ambiental 2007.2 pelo convívio e amizade durante essa trajetória;

A minha família pelo apoio, carinho e recursos durante a “caminhada”;

Ao meu namorado e melhor amigo Artur, pelo amor, companheirismo, incentivo e momentos de descontração;

A todos que contribuíram de alguma forma para a execução deste trabalho.

Muito obrigada de coração!

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Esquema de disposição e de coleta das bolsas de decomposição..... 10
- Figura 2.** Percentagem de massa remanescente dos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação (DAP) ..... 13
- Figura 3.** Percentagem de N remanescente nos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos após a aplicação (DAP) ..... 17
- Figura 4.** Percentagem de P remanescente nos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos após a aplicação (DAP) ..... 21
- Figura 5.** Percentagem de K remanescente nos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos após a aplicação (DAP) ..... 25

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Atributos químicos e físicos do solo da área experimental, na profundidade de 0-20 cm, antes da instalação do experimento ..... 8
- Tabela 2.** Caracterização química dos resíduos orgânicos avaliados..... 9
- Tabela 3.** Parâmetros dos modelos de regressão ajustados ( $X = X_0e^{-kt}$ ) aos valores de decomposição e tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) dos resíduos orgânicos, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm ..... 14
- Tabela 4.** Parâmetros dos modelos de regressão ajustados ( $X = X_0e^{-kt}$ ) aos teores de N remanescente e tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) dos teores de N nos resíduos orgânicos, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm ..... 18
- Tabela 5.** Parâmetros dos modelos de regressão ajustados ( $X = X_0e^{-kt}$ ) aos teores de P remanescente e tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) dos teores de P nos resíduos orgânicos, nas profundidades 0-10 e 10-20 cm ..... 22
- Tabela 6.** Parâmetros dos modelos de regressão ajustados ( $X = X_0e^{-kt}$ ) aos teores de K remanescente e tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) dos teores de K nos resíduos orgânicos, nas profundidades 0-10 e 10-20 cm. .... 26

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	v
LISTA DE TABELAS .....	vi
RESUMO .....	viii
ABSTRACT .....	ix
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	3
2.1. Decomposição e mineralização de resíduos orgânicos.....	3
2.2. Fatores que afetam a decomposição e a mineralização .....	4
2.2.1. Composição química dos resíduos orgânicos.....	4
2.2.2. Profundidade de incorporação dos resíduos.....	6
2.2.3. Tempo de incorporação .....	7
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	8
3.1. Localização, clima e solo .....	8
3.2. Tratamentos e delineamento experimental .....	9
3.3. Coleta e caracterização química dos resíduos orgânicos .....	9
3.4. Decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos .....	10
3.5. Análises estatísticas .....	11
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	12
4.1. Decomposição dos resíduos orgânicos.....	12
4.2. Liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos .....	16
4.2.1. Liberação de N .....	16
4.2.2. Liberação de P.....	20
4.2.3. Liberação de K.....	24
5. CONCLUSÕES .....	28
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	29

## RESUMO

SILVIA RAPHAELE MORAIS CHAVES. **Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos orgânicos em pomar de mangueiras irrigado no semiárido paraibano.** Pombal - PB, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, UFCG, outubro de 2012. 32 p.il. Trabalho de Graduação. Curso de Engenharia Ambiental. Orientador: Prof. Dr. Alexandre Paiva da Silva.

A escassez de informações sobre a decomposição e liberação de nutrientes de resíduos orgânicos dificulta sua utilização na agricultura de forma mais criteriosa e eficiente. Este trabalho teve por objetivos avaliar a decomposição e liberação de N, P e K em diferentes resíduos orgânicos em pomar irrigado de mangueiras, no semiárido paraibano. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições, utilizando-se o método *litter bag*. Os tratamentos foram arranjados em esquema fatorial  $6 \times 2 \times 7$ , referentes a seis resíduos orgânicos [composto orgânico (CO); esterco bovino (EB); esterco ovino (EO); cama de frango (CF); esterco de galinha (EG) e esterco suíno (ES)], duas profundidades de incorporação (0-10 e 10-20 cm) e sete períodos de avaliação (0; 45; 60; 75; 90; 105 e 120 dias após a aplicação - DAP). A decomposição foi influenciada pelo tipo de resíduo orgânico, obedecendo a seguinte sequência: ES > EO > EB > EG > CF > CO. A decomposição foi maior na profundidade de 10-20 cm. Após 120 DAP, foram decompostos 71 % da massa de ES, 66 % de EB, EG e EO, 58 % da CF e 54 % do CO. A liberação de N, P e K foi influenciada pelo tipo de resíduo orgânico, havendo maior liberação de N e P no ES, e de K para EB e EO, tendo o CO apresentado menor liberação destes nutrientes. A profundidade de incorporação não influenciou a liberação de N, P e K dos resíduos, sendo a liberação de K inferior as de N e P.

**Palavras-chave:** adubação orgânica, decomposição, relação C/N

## ABSTRACT

SILVIA RAPHAELE MORAIS CHAVES. **Decomposition and nutrient release of organic waste in the orchard mango under irrigation, in semiarid region of Paraíba, Brazil.** Pombal-PB, Center for Agri-food Science and Technology, UFCG, October, 2012. 32 p.il. Monograph. Environmental Engineering Course. Supervisor: Prof. Alexandre Paiva da Silva. Dr. Eng.

The lack of information about the decomposition and nutrient release of organic wastes hampers their use in agriculture in a more discerning and efficient. This work aims to evaluate the decomposition and release of N, P and K at different organic wastes in the orchard mango under irrigation, in the semiarid in semiarid region of *Paraíba*, Brazil. This was evaluated by using the litter bag method. The experiment was conducted in a randomized design with five replications. The treatments were arranged in a factorial scheme  $6 \times 2 \times 7$ , corresponding to six organic wastes [organic compost (OC), cattle manure (CaM); sheep manure (SM), chicken litter (CL), poultry manure (PoM) and pig manure (PiM)], two incorporation depths (0-10 and 10-20 cm) and seven evaluation periods (0; 45, 60, 75, 90, 105 and 120 days after application - DAA). The decomposition was influenced by the type of organic waste, following sequence: PiM > SM > CaM > PoM > CL > OC. The decomposition was superior at a depth of 10-20 cm. After 120 DAA the dry matter lost was 71 % in PM, 66 % in CaM, PoM and SM, 58 % in CL and 54 % for OC. The release of N, P e K was influenced by the type of organic waste, with higher release of N and P in PM, and K for CaM and SM; the OC show the lowest release of these nutrients. The release of N, P and K did not vary between depths and the release of K was lower as N and P.

**Keywords:** organic fertilization, decomposition, C/N relation

# 1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a intensificação das atividades humanas têm gerado resíduos (industriais, urbanos e agrícolas) em quantidades superiores a capacidade de suporte do ambiente, o que tem resultado em sérios problemas ambientais. Neste sentido, a reincorporação destes resíduos ao meio e sua utilização na agricultura consiste numa alternativa para aproveitamento dos mesmos sob o ponto de vista econômico e ambiental.

Estercos, camas e composto orgânico são os principais resíduos agrícolas empregados na agricultura, devido sua riqueza em C e nutrientes e seus efeitos benéficos nos atributos físicos, no fornecimento de nutrientes e no aumento do teor de matéria orgânica do solo (MOS) (ESSE et al., 2001; SOUTO et al., 2005; MENEZES & SALCEDO, 2007; TEKLU & TEKLEWOLD, 2009). Além disso, sua utilização contribui para reduzir os custos com a aquisição de fertilizantes sintéticos e/ou minimizar a poluição ambiental.

O manejo dos resíduos orgânicos no solo constitui aspecto chave para a sustentabilidade dos agrossistemas do semiárido do Nordeste (MENEZES & SALCEDO, 2007; SALCEDO & SAMPAIO, 2008), os quais juntamente com a MOS constituem as principais fontes de nutrientes para as culturas (STOCKDALE et al., 2002; SOUZA & RESENDE, 2006; NASCIMENTO, 2008). Quando disponível, a utilização destes resíduos se limita às culturas de maior valor econômico, a exemplo das fruteiras, complementada com fertilizantes sintéticos (SANTOS et al., 2009; CHAVES et al., 2010).

A compostagem é um processo biológico, aeróbio e de baixo custo para o tratamento de resíduos orgânicos em que microorganismos convertem matéria orgânica biodegradável em material humificado (FEBRER et al., 2002; SILVA, 2008). É uma prática comumente empregada para reciclar matéria orgânica e retorná-la ao solo, proporcionando, assim, a manutenção e/ou aumento de sua fertilidade, devido aos efeitos benéficos sobre os atributos físicos, químicos e biológicos do solo (SILVA, 2008; SANTOS et al., 2009).

A mangueira (*Mangifera indica* L.) é uma das principais fruteiras cultivadas e a que mais contribui com as exportações brasileiras de frutas frescas (BUAINAIN & BATALHA, 2007), sendo a cultivar 'Tommy Atkins', responsável por cerca de 80% das exportações (PINTO, 2002). Contudo, a produtividade nacional ainda é baixa

(8t/ha), demonstrando a necessidade de aprimoramento das práticas de manejo, incluindo àquelas ligadas à adubação (ROZANE et al., 2007). A adubação é uma prática agronômica imprescindível para a obtenção de altas produtividades na mangicultura (SILVA & LIMA, 2001; ROZANE et al., 2007), podendo o suprimento nutricional ser feito por meio de resíduos orgânicos desde que em doses compatíveis com a demanda nutricional da cultura (IYER, 2004).

O potencial de utilização de resíduos orgânicos na adubação das culturas depende da capacidade dos mesmos em disponibilizar os nutrientes para as culturas no momento adequado (ESSE et al., 2001; MENEZES & SALCEDO, 2007; NASCIMENTO, 2008; SILVA, 2008). Isto implica na necessidade de se conhecer a dinâmica de decomposição e de liberação dos nutrientes dos resíduos, visando sincronizar a liberação de nutrientes com a demanda pelas culturas, evitando a imobilização ou a rápida mineralização de nutrientes (IYER, 2004; MENEZES & SALCEDO, 2007).

A expansão da produção de fruteiras tropicais, em perímetros irrigados do semiárido Paraibano, em bases agroecológicas e/ou orgânicas, amplia a perspectiva de inclusão da produção de manga e de outras fruteiras na pauta das exportações nacionais de frutas. Neste sentido, há necessidade de se estabelecer sistemas de produção compatíveis com as peculiaridades edafoclimáticas locais, particularmente no que se refere ao manejo dos resíduos orgânicos disponíveis. Contudo, ainda não se dispõe de informações sobre a decomposição e liberação de nutrientes de resíduos orgânicos nessas condições, o que dificulta sua utilização de forma mais criteriosa e eficiente.

Pelo exposto este trabalho teve por objetivos avaliar a decomposição e a liberação de nutrientes de resíduos orgânicos (esterco, cama de frango e composto orgânico) em pomar irrigado de mangueiras “Tommy Atkins”, no semiárido Paraibano.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. Decomposição e mineralização de resíduos orgânicos**

Decomposição é a quebra do material orgânico particulado, geralmente na forma de polímeros, em materiais solúveis que são absorvidos pelas células microbianas. É um processo biocatalítico, complexo, dinâmico e multifásico que envolve a ação de determinadas enzimas que produzem monômeros específicos em função da composição do substrato (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Na primeira fase, são decompostos açúcares, amidos e proteínas; em seguida, há a decomposição de proteína bruta e hemicelulose. Outros componentes como celulose, lignina e gorduras são mais resistentes, podendo, com o tempo, originar substâncias orgânicas de estrutura química mais complexa, genericamente denominadas substâncias húmicas (SILVA & MENDONÇA, 2007; SILVA, 2008).

Os resíduos orgânicos utilizados na agricultura geralmente contém uma pequena fração de nutrientes na forma mineral, pois a maior parte dos nutrientes faz parte da estrutura de compostos orgânicos, os quais necessitam ser transformados enzimaticamente para torná-los disponíveis às plantas, ou seja, é necessário que sejam mineralizados (SILVA, 2008).

Conceitualmente, a mineralização é o processo em que os monômeros liberados durante a degradação dos resíduos são convertidos pelas células microbianas em formas inorgânicas passíveis de serem absorvidas pelas plantas e pela microbiota decompositora (SILVA & MENDONÇA, 2007; SILVA, 2008). A disponibilidade de nutrientes no solo é controlada pela qualidade nutricional do resíduo, pois quando os mesmos não possuem nutrientes em concentrações suficientes para atender a demanda da microbiota ocorre imobilização de nutrientes do solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006)

A decomposição e a mineralização de resíduos orgânicos são influenciadas por diversos fatores, relacionados com as características do resíduo, a atividade da biota e os fatores ambientais, os quais determinam a dinâmica dos referidos processos (ESSE et al., 2001; SOUTO et al., 2005; SILVA & MENDONÇA, 2007; SILVA, 2008; NASCIMENTO, 2008). Dos fatores relacionados aos resíduos orgânicos, destacam-se os teores e as relações entre C, N, P, S, e os teores de lignina e polifenóis (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; SILVA & MENDONÇA, 2007;

SILVA, 2008). Em relação aos fatores ambientais, aspectos como temperatura, umidade, aeração, textura e pH do solo exercerem os efeitos mais pronunciados (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; SILVA & MENDONÇA, 2007; SILVA, 2008). Assim, mantidas as condições de temperatura, umidade, aeração e disponibilidade de nutrientes para a atividade microbiana, a decomposição e a mineralização de resíduos orgânicos passa a depender do tipo, da profundidade e do tempo de incorporação dos resíduos orgânicos (ESSE et al., 2001; SOUTO et al., 2005; NASCIMENTO, 2008).

## **2.2. Fatores que afetam a decomposição e a mineralização**

### **2.2.1. Composição química dos resíduos orgânicos**

A composição química dos resíduos orgânicos determina a velocidade de decomposição e a liberação de nutrientes presentes nos mesmos, pois em função da maior ou menor quantidade de certos componentes, o resíduo se decompõe mais lentamente ou mais rapidamente (SILVA & MENDONÇA, 2007; SILVA, 2008). Assim, resíduos orgânicos ricos em açúcares, proteínas, amidos e celulose são decompostos mais rapidamente do que aqueles ricos em materiais recalcitrantes como as ligninas e os polifenóis, materiais de alta relação C/N, de elevado peso molecular, de alta estabilidade e resistentes ao ataque de microrganismos (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

A composição química dos resíduos de origem animal é extremamente variável, pois depende de fatores como o teor de água, a espécie e a idade do animal, a qualidade e a quantidade de alimento, bem como do metabolismo animal (SILVA, 2008; AZEEZ & VAN AVERBEKE, 2010). No entanto, os esterco ovino, caprino e equino apresentam menor umidade do que os esterco bovino e suíno, sendo o esterco de aves normalmente mais rico em nutrientes, pelo fato destas receberem rações concentradas e de alto valor proteico, e por conterem as dejeções líquidas e sólidas misturadas (SOUSA & RESENDE, 2006; SILVA, 2008).

Apesar de importantes as informações sobre a decomposição de resíduos orgânicos de origem animal e sua relação com a composição química ainda são bastante escassas na literatura nacional e internacional, sobretudo quando se referem a decomposição dos mesmos em condições semiáridas irrigadas.

Ao avaliarem a decomposição dos esterco assinino, ovino, caprino e bovino, em área degradada do semiárido Paraibano, Souto et al. (2005) verificaram decomposição mais rápida do esterco bovino e mais lenta do esterco assinino devido a alta relação C/N (47:1) e ao elevado teor de compostos carbonáceos (celulose, lignina e gorduras) deste último. Verificaram ainda lenta decomposição dos esterco caprino e ovino, fato que associaram a estrutura em 'cíbalas', um tipo de membrana que os reveste, tornando-os duros quando secos e mais resistentes à decomposição.

Em Argissolo de textura areia franca, do sub-médio do São Francisco, Freitas et al. (2012) também constataram decomposição mais rápida do esterco bovino em relação ao esterco ovino, fato que também associaram a estrutura em 'cíbalas' e a maior proporção de compostos recalcitrantes (lignina e polifenóis) do esterco ovino. No entanto, Esse et al. (2001) não observaram diferenças na velocidade de decomposição de esterco caprino e bovino em solos da África.

Pitta et al. (2012) monitoraram a decomposição de cama de frango em Latossolo Vermelho do Paraná. Observaram que a decomposição foi rápida nos primeiros dias após a aplicação, em função das elevadas quantidades de materiais facilmente decomponíveis como açúcares, aminoácidos e proteínas. No entanto, posteriormente a decomposição foi mais lenta devido ao acúmulo de materiais recalcitrantes como lignina, taninos e celulose.

Ao avaliarem a decomposição de cama de frango (CF), esterco bovino (EB) e esterco misto (EM) em Argissolos cultivados com abacaxizeiro na Paraíba Silva et al. (2012) constatou que a decomposição foi influenciada pelo tipo de resíduo orgânico, e obedeceu a seguinte sequência: cama de frango (CF) > esterco misto (EM) > esterco bovino (EB). Os autores atribuíram a maior decomposição da CF em relação aos demais resíduos, aos maiores teores de N e a menor relação C/N.

Vanega Chacon et al. (2011) estudaram a decomposição de diferentes resíduos orgânicos incorporados a um Latossolo Vermelho-Amarelo, em condições de ambiente controlado. Constataram que os compostos orgânicos apresentaram decomposição mais lenta devido a presença de formas estáveis de C, baixa relação C/N e polifenóis totais solúveis com menor capacidade de complexar proteína em relação aos resíduos *in natura*.

### **2.2.2. Profundidade de incorporação dos resíduos**

A profundidade de incorporação afeta diretamente os processos de decomposição e mineralização de nutrientes dos resíduos orgânicos. Tais efeitos estão relacionados com a manutenção da umidade e da temperatura do solo, fatores que afetam diretamente a atividade microbiana (SOUTO et al., 2005; MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; SILVA & MENDONÇA, 2007).

De forma geral, a incorporação de resíduos orgânicos resulta em decomposição mais rápida em relação àqueles dispostos na superfície, o que se deve a maior intensificação da atividade microbiana, proporcionada pelas condições favoráveis de temperatura e umidade, a qual propicia o rápido crescimento da população microbiana e acelera o processo de decomposição (ESSE et al., 2001; SOUTO et al., 2005). Além disso, a incorporação dos resíduos aumenta a superfície de ataque microbiano, acelerando os processos de decomposição e mineralização (FREITAS et al., 2012).

Em área degradada do semiárido Paraibano, Souto et al. (2005) observaram que a velocidade de decomposição de esterco foi mais intensa na profundidade de 10,0 cm, quando comparada com a da superfície, fato atribuído aos menores ciclos de umedecimento e secagem e a menor temperatura do solo, o que teria permitido maior proliferação e atividade microbiana. Freitas et al. (2012) também registraram decomposição mais rápida de esterco caprino e bovino, em parreirais irrigados por microaspersão no Vale do São Francisco, nas profundidades de 10-20, 20-30 e de 30-40 cm, em relação a profundidade de 0-10 cm, o que associaram as maiores variações na umidade devido a evaporação na profundidade de 0-10cm.

Silva et al. (2012) observaram que a decomposição dos resíduos orgânicos cama de frango, esterco bovino e esterco misto foi maior na profundidade de 0-5 cm em relação a profundidade de 10-20 cm. Por outro lado, Silva et al. (2007) não registraram diferenças na decomposição dos resíduos orgânicos torta de mamona, esterco bovino e esterco caprino incorporados nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm. Resultados semelhantes foram obtidos por Santos et al. (2008) ao avaliarem a decomposição de materiais celulósicos nas profundidades de 0-5; 5-10; 10-15; 15-20; 20-25 e 25-30 cm em Neossolos Regolíticos do Agreste Paraibano, fato que relacionaram com as pequenas diferenças na temperatura entre

as profundidades, as quais se mostraram elevadas e compatíveis com altas atividades microbianas.

### **2.2.3. Tempo de incorporação**

O tempo exerce importante papel na decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos, podendo os processos durarem meses ou anos até a completa degradação e mineralização dos constituintes orgânicos (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Ao avaliarem o tempo de decomposição de esterco, Hoffmann et al. (2001) verificaram que o esterco bovino se decompôs completamente após 2,5 anos; o de pequenos ruminantes, como caprinos e ovinos, após 3,5 anos, e o esterco assinino mais lentamente.

Em solos arenosos erodidos da África, Esse et al. (2001) verificaram que mais de 50% da matéria orgânica dos esterco bovino, caprino e ovino tinham sido decompostos num período de aproximadamente 20 semanas. Em solos degradados do semiárido Paraibano, Souto et al. (2005) verificaram após 180 dias de incorporação taxas de decomposição de 13,7, 15,3, 18,1 e 20,4% para os esterco assinino, ovino, caprino e bovino, respectivamente. Por outro lado, sob condições irrigadas Silva et al. (2007) constataram decomposições de 27,8; 26,6 e 45,2% para os resíduos orgânicos esterco bovino, esterco caprino e torta de mamona, respectivamente, após um período de 240 dias.

Em condições irrigadas no semiárido, Freitas et al. (2012) verificaram que a taxa de decomposição dos esterco caprino e bovino variou de 40-48% e de 41-74%, respectivamente, após um período de incorporação de 210 dias. Por outro lado, Silva et al. (2012) observou que após 270 dias da aplicação apenas 26,5, 47 e 68% da massa de esterco bovino, misto e cama de frango tinham sido decompostos.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Localização, clima e solo

O trabalho foi realizado no Setor de Fruticultura do *Campus* do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba (IFPB), localizado no Perímetro Irrigado de São Gonçalo, Sousa – PB. Pela classificação de Köppen, o clima é do tipo BSh, isto é, semiárido quente. A temperatura média é de 27,8°C, com precipitação pluviométrica anual de 894 mm, concentrada nos meses de janeiro a maio, e umidade relativa do ar de 58% (BRASIL, 1972).

O experimento foi conduzido em pomar irrigado de mangueiras 'Tommy Atkins', plantadas no espaçamento de 8 × 8m, com 15 anos de idade. A área experimental apresentava relevo plano e solo classificado como NEOSSOLO FLÚVICO (EMBRAPA, 2006), com baixos teores de matéria orgânica.

Antes da instalação do experimento foram coletadas amostras de solo nas entrelinhas do pomar, na profundidade de 0-20 cm, utilizando-se sonda, para caracterização química e física (EMBRAPA, 1997) (Tabela 1).

**Tabela 1.** Atributos químicos e físicos do solo da área experimental, na profundidade de 0-20 cm, antes da instalação do experimento

Atributo químico	Valor	Atributo físico	Valor
pH, CaCl <sub>2</sub>	6,0	Areia, g/kg	689,0
MO, g/ kg	16,5	Silte, g/kg	154,0
P, mg/dm <sup>3</sup>	15,0	Argila, g/kg	157,0
K <sup>+</sup> , cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	0,14	Ds, g/cm <sup>3</sup>	1,20
Ca <sup>2+</sup> , cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	2,50	Dp, g/cm <sup>3</sup>	2,46
Mg <sup>2+</sup> , cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	0,90	Pt, m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	0,51
SB, cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	3,94	Classe textural	Franco-arenosa
Na <sup>+</sup> , cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	0,40		
H + Al, cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	0,80		
CTC <sub>efetiva</sub> , cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	3,94		
CTC total, cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	4,74		
V, %	83,1		

MO = Matéria orgânica, SB = Soma de base (Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup> + K<sup>+</sup> + Na<sup>+</sup>); CTC efetiva = SB + Al<sup>3+</sup>; CTC efetiva = SB + (H + Al); V = Saturação por bases = (SB/CTC) x100; Ds = Densidade do solo, Dp = Densidade de partícula; Pt = Porosidade total.

### 3.2. Tratamentos e delineamento experimental

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, com cinco repetições. Os tratamentos foram arrançados em esquema fatorial  $6 \times 2 \times 7$ , correspondente a seis resíduos orgânicos [composto orgânico (CO); cama de frango (CF); esterco bovino (EB); esterco ovino (EO); esterco de galinha (EG) e esterco suíno (ES)], duas profundidades de incorporação (0-10 e 10-20cm) e sete períodos de avaliação (0; 45; 60; 75; 90; 105; e 120 dias após a aplicação - DAP).

### 3.3. Coleta e caracterização química dos resíduos orgânicos

O experimento foi conduzido durante o período de março a junho de 2010, utilizando-se resíduos orgânicos provenientes da Fazenda Experimental do IFPB. Antes da instalação os resíduos orgânicos foram coletados, secos ao ar e caracterizados quimicamente (Tabela 2) quanto aos teores de C, N, P, K, Ca, Mg e S (TEDESCO et al., 1995; MENDONÇA & MATOS, 2005). O composto orgânico foi produzido conforme recomendações técnicas de Souza & Resende (2006), utilizando-se esterco bovino, materiais provenientes da poda de mangueiras, restos culturais de coqueiros (folhas, ráquis e frutos secos) e de taboa (*Typha* sp).

**Tabela 2.** Caracterização química dos resíduos orgânicos avaliados

Material	C	N	P	K	Ca	Mg	S	C/N	C/P	C/S
	-----g/kg-----									
Composto	346,0	12,6	19,2	11,8	1,8	1,2	2,3	27,5	18,0	150,4
Esterco bovino*	388,0	21,3	15,7	22,9	3,6	5,6	4,1	18,2	24,7	94,6
Esterco ovino	475,9	22,6	10,9	22,0	4,6	4,6	11,6	21,1	43,7	41,0
Cama frango	311,0	36,2	22,4	15,5	6,3	3,4	3,8	8,6	13,9	81,8
Esterco de galinha	319,3	45,3	32,9	17,3	21,7	3,6	14,0	7,0	9,7	22,8
Esterco suíno	439,9	23,4	34,5	11,9	7,7	7,5	8,5	18,8	12,8	51,8
Taboa*	351,1	8,6	nd	nd	nd	nd	nd	40,8	nd	nd
Mangueira*	246,8	7,0	nd	nd	nd	nd	nd	35,3	nd	nd
Coqueiro*	399,5	5,1	nd	nd	nd	nd	nd	78,3	nd	nd

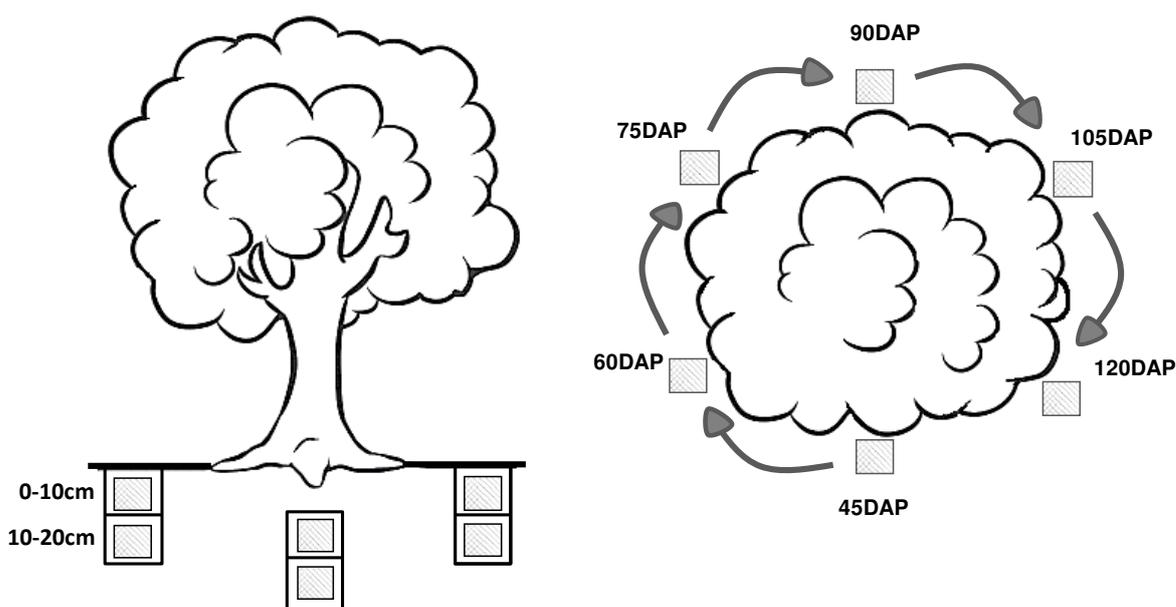
nd = não determinado; \* ingredientes do composto orgânico.

### 3.4. Decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos

Para avaliar a decomposição e a liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos adotou-se o método das 'bolsas de decomposição' ou método *litter bag* (WIEDER & LANG, 1982). Pelo referido método porções de resíduos orgânicos diversos de massa e/ou composição química conhecida são acondicionadas em 'bolsas de decomposição', dispostas no campo e posteriormente coletadas para quantificar a perda de massa e/ou as alterações na composição química (WIEDER & LANG, 1982).

Após caracterização química os resíduos orgânicos foram secos em estufa ( $\pm 65^{\circ}\text{C}$ ) por 72h até peso constante, passados em peneira de 2mm, e acondicionados em bolsas de náilon de 20 x 20cm, com abertura de malha de 1,0 mm<sup>2</sup>. Cada bolsa recebeu 20g dos resíduos orgânicos avaliados, e em seguida foram dispostas, em duas diferentes profundidades (0-10 e 10-20 cm), na área de projeção da copa das mangueiras distanciadas a um metro do tronco das árvores (Figura 1).

Em cada período de avaliação coletou-se uma bolsa de cada resíduo orgânico, em cada profundidade de avaliação, totalizando 60 bolsas por período. Após coletadas, as bolsas foram acondicionadas em caixas térmicas e enviadas para o Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas do CCTA/UFCG. No laboratório, as bolsas foram abertas, o material nelas contido limpo, seco em estufa a  $\pm 65^{\circ}\text{C}$  e pesado.



**Figura 1.** Esquema de disposição e de coleta das bolsas de decomposição

Das referidas amostras foram retiradas sub-amostras para determinação dos teores de N, P e K (EMBRAPA, 2009). O N foi determinado pelo método Kjeldahl após digestão sulfúrica ( $H_2SO_4 + H_2O_2$ ). Os teores de P foram determinados colorimetricamente pelo método do azul de molibdênio, enquanto que os teores de K foram obtidos por fotometria de chama, ambos do extrato da digestão nítrico-perclórica (EMBRAPA, 2009).

As percentagens de massa e de nutrientes remanescentes nas bolsas de decomposição foram calculadas com base nos valores de massa e nos teores de nutrientes no início (tempo zero) e no final de cada período de avaliação. Com base nas diferenças entre massa e teores de nutrientes entre os períodos de avaliação determinaram-se as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes, expressos em percentagem.

A decomposição e a liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos foi estimada, utilizando-se o modelo não-linear do tipo exponencial simples:

$$X = X_0 e^{-kt}$$

em que:  $X$  corresponde a percentagem de massa ou de nutriente remanescente do resíduo após um tempo  $t$ ;  $X_0$  é a quantidade inicial de massa ou de nutriente do resíduo; e  $k$  é uma constante correspondente a taxa de decomposição ou de liberação de nutriente do resíduo.

Com base nos valores da constante  $k$  calculou-se o tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ), que representa o tempo necessário para que 50% da massa do resíduo seja decomposta ou para que metade da quantidade do nutriente seja liberada (PAUL & CLARK, 1996).

$$t^{1/2} = \frac{\ln(2)}{k}$$

### 3.5. Análises estatísticas

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

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

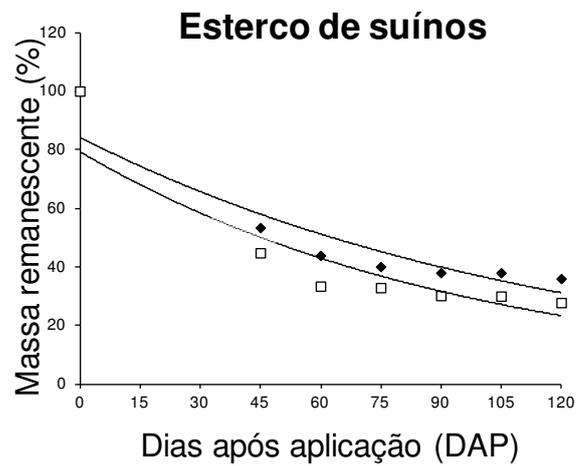
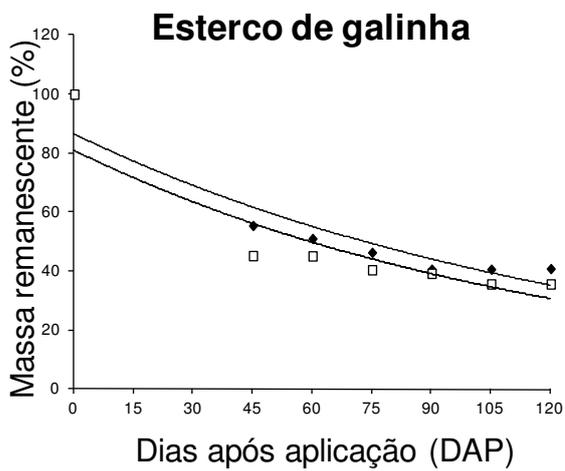
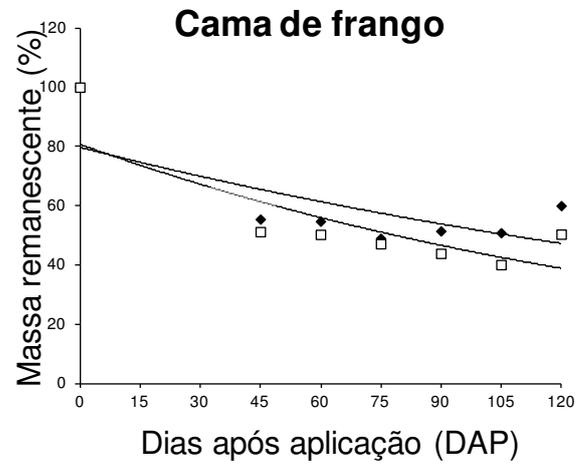
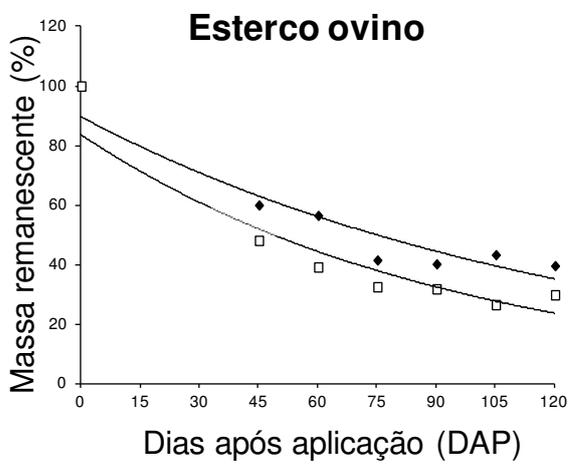
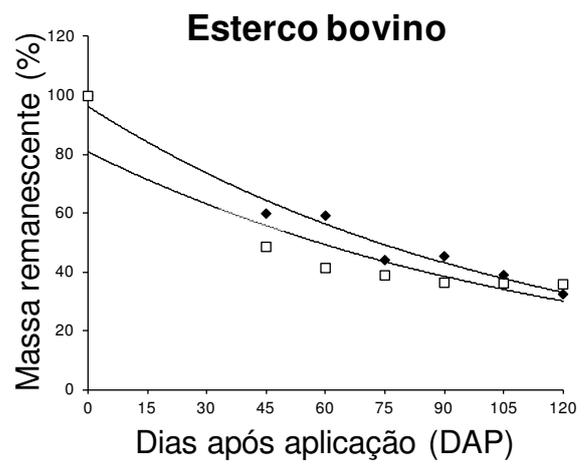
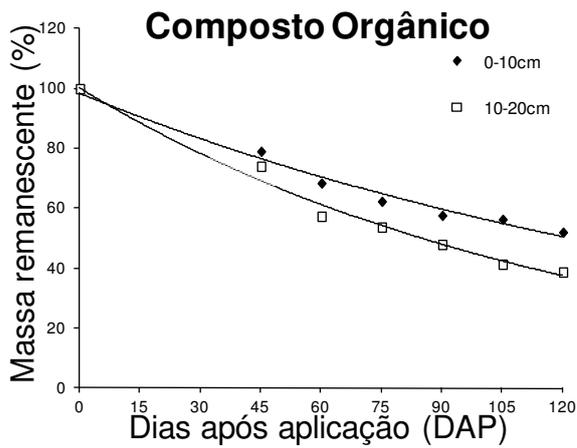
### 4.1. Decomposição dos resíduos orgânicos

A percentagem de massa remanescente dos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação, os parâmetros dos modelos de regressão ajustados, e os valores de meia vida são apresentados na Figura 2 e na Tabela 3, respectivamente. Com exceção da cama de frango, os dados se ajustaram ao modelo exponencial, havendo decréscimo progressivo de massa em função do tempo (Figura 2 e Tabela 3).

De forma geral, observou-se que a decomposição dos resíduos ocorreu em duas fases distintas, uma inicial e mais rápida compreendida entre o período de disposição das bolsas no campo e os 45 DAP, e uma posterior e mais lenta, entre 45 e 120 DAP (Figura 2). Conforme Moreira & Siqueira (2006), na fase inicial da degradação aeróbia dos resíduos orgânicos, os microorganismos atuam sobre compostos de mais fácil e rápida decomposição (açúcares, amidos, proteínas simples, etc). Com o esgotamento dessas biomoléculas, estes passam a atuar sobre compostos orgânicos mais complexos e de mais difícil e lenta decomposição (celulose, ligninas, gorduras, etc.).

Com relação aos resíduos orgânicos, constatou-se que o esterco suíno apresentou a maior velocidade de decomposição, seguido pelos esterco bovino, de galinha e ovino, tendo a cama de frango e o composto orgânico, apresentado as menores velocidades de decomposição. Isso se refletiu nos valores médios de meia-vida dos resíduos, os quais foram os seguintes: esterco suíno (70 dias); esterco ovino (75 dias); esterco bovino (77,5 dias); esterco de galinha (81 dias); composto orgânico (101 dias); e cama de frango (144 dias) (Tabela 3).

A decomposição mais rápida do esterco suíno em relação aos demais resíduos pode ser explicada pela maior proporção de compostos de C facilmente degradáveis (VANEGA CHÁCON, 2005), e possivelmente pelas elevadas quantidades de N amoniacal comumente presentes neste resíduo, as quais acelera a decomposição, uma vez que a assimilação de C pelos microrganismos decompositores é acompanhada pela assimilação simultânea de N (GIACOMINI et al., 2008).



**Figura 2.** Percentagem de massa remanescente dos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação (DAP)

**Tabela 3.** Parâmetros dos modelos de regressão ajustados ( $X = X_0e^{-kt}$ ) aos valores de decomposição e tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) dos resíduos orgânicos, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm

Resíduo orgânico	Profundidade	Parâmetros da equação			
		$\chi_0$	k	R <sup>2</sup>	$t_{1/2}$
Composto orgânico	0-10	98,47	0,006*	0,979	115
	10-20	100,26	0,008*	0,984	87
Esterco bovino	0-10	96,21	0,009*	0,968	77
	10-20	80,75	0,008*	0,821	87
Esterco ovino	0-10	89,67	0,008*	0,880	87
	10-20	83,67	0,011*	0,890	63
Cama de frango	0-10	79,58	0,004 <sup>o</sup>	0,512	173
	10-20	80,61	0,006 <sup>o</sup>	0,680	115
Esterco de galinha	0-10	86,52	0,007*	0,884	99
	10-20	86,91	0,010*	0,925	69
Esterco suíno	0-10	86,44	0,009*	0,905	77
	10-20	79,08	0,011*	0,843	63

k=taxa de decomposição; R<sup>2</sup>=coeficiente de determinação; \* e <sup>o</sup> significativo a 5 e 10 %, respectivamente, pelo teste F

A decomposição mais lenta da cama de frango pode estar associada com o menor teor de C deste resíduo (Tabela 2) e a possível presença de compostos recalcitrantes que perfazem, segundo Pitta et al. (2012), 62,3 % da composição das camas de frango. Os referidos autores reportaram que após 30 dias de incorporação cerca de 35% da matéria seca da cama de frango tinham sido decompostos, suplantando, assim, o percentual registrado neste trabalho (Figura 2). Vale ressaltar, entretanto as diferenças na qualidade do substrato usado como material absorvente, na composição química e no número de ciclos das camas de frango testadas. A cama de frango usada neste trabalho (casca de arroz) foi utilizada em dois ciclos, enquanto que no trabalho de Pitta et al. (2012) a cama foi utilizada após sete ciclos.

Quanto ao composto orgânico, é provável que a utilização de materiais fibrosos, com alta relação C/N e de difícil degradação, a exemplo de taboa e restos culturais de coqueiro (Tabela 2), tenha retardado o processo de decomposição (SILVA, 2008). Além disso, o composto orgânico apresentou a maior relação C/N

dentre os resíduos orgânicos testados e os menores teores de N, o que teria afetado a atividade microbiana (SOUSA & RESENDE, 2006; MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Conforme Eghball et al. (2002), os compartimentos de C e N de resíduos compostados diferem daqueles de resíduos não compostados, havendo nos primeiros, maior proporção de formas de C e N mais estáveis e de mais difícil e lenta decomposição e mineralização. Assim, infere-se que a menor decomposição do composto orgânico em relação aos demais resíduos possa ter sido influenciada também pelas formas de C e N presentes nesse resíduo.

Com relação à profundidade de incorporação, observou-se que os resíduos incorporados na profundidade de 10-20 cm apresentaram decomposição mais rápida, em relação aos incorporados na profundidade de 0-10 cm (Figura 2 e Tabela 3). No entanto, as diferenças foram mais acentuadas para o composto orgânico e a cama de frango (13 % maior na profundidade de 10-20 cm) e esterco ovino (10 % maior na profundidade de 10-20 cm). Para os demais resíduos as diferenças foram de pequena magnitude (entre 1 e 3 %) (Figura 2 e Tabela 3).

A tendência de decomposição mais rápida dos resíduos orgânicos na profundidade de 10-20 cm está coerente com os resultados obtidos por diversos autores (ESSE et al., 2001; SOUTO et al., 2005; FREITAS et al., 2012). Apesar de não terem sido registrados valores de temperatura e umidade do solo, é provável que estas condições tenham sido mais favoráveis à atividade microbiana na profundidade de 10-20 cm, o que teria acelerado o processo de decomposição (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Outra possível explicação seria a maior perda de água por evapotranspiração na profundidade de 0-10 cm, o que teria limitado a atividade microbiana e, portanto, a decomposição (SOUTO et al., 2005; FREITAS et al., 2012).

Quanto ao período de avaliação verificou-se que o mesmo foi insuficiente para que ocorresse a completa decomposição dos resíduos orgânicos avaliados (Figura 2). No entanto, constatou-se, de forma geral, que após 120 DAP mais da metade da quantidade dos resíduos dispostos nas sacolas tinha sido decomposta. Assim, após 120 DAP permaneceram nas sacolas aproximadamente 29% da massa do esterco suíno, 34 % dos estercos bovino, de galinha e ovino, 42% da cama de frango e 46 % do composto orgânico (Figura 2). Isso reflete as diferenças na composição química dos resíduos e o menor ataque microbiano às substâncias mais

recalcitrantes (lignina e polifenóis) que tendem a se acumular com o avançar da decomposição (ESSE et al., 2001; MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; FREITAS et al., 2012).

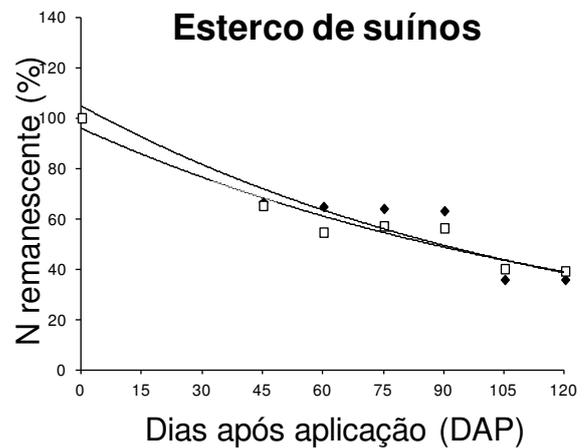
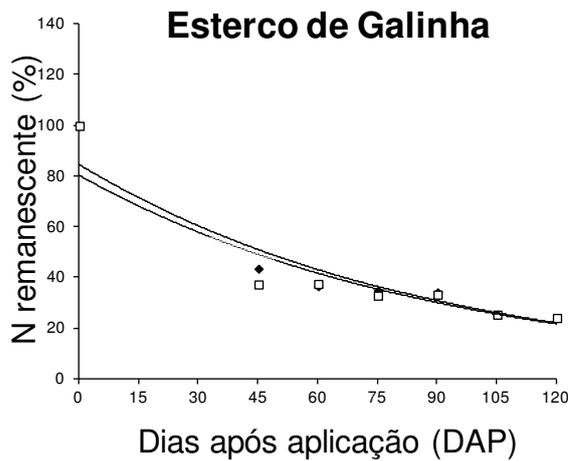
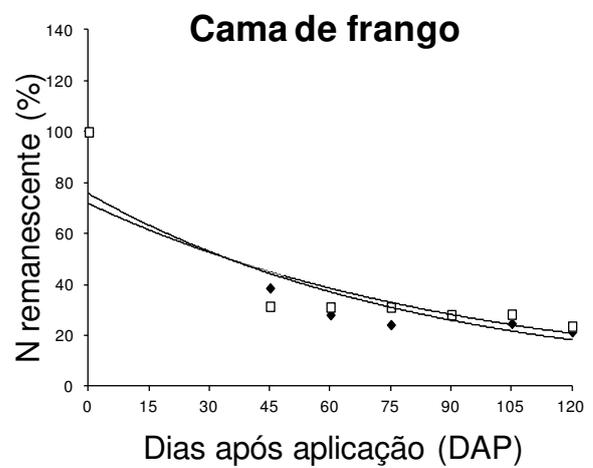
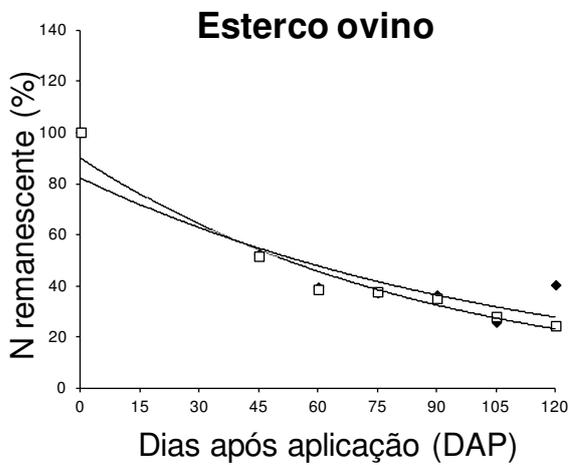
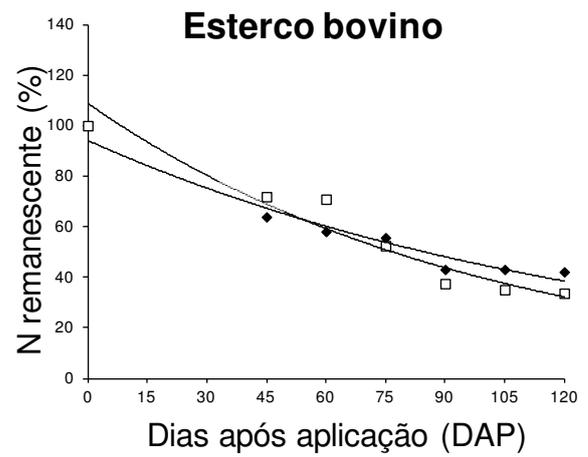
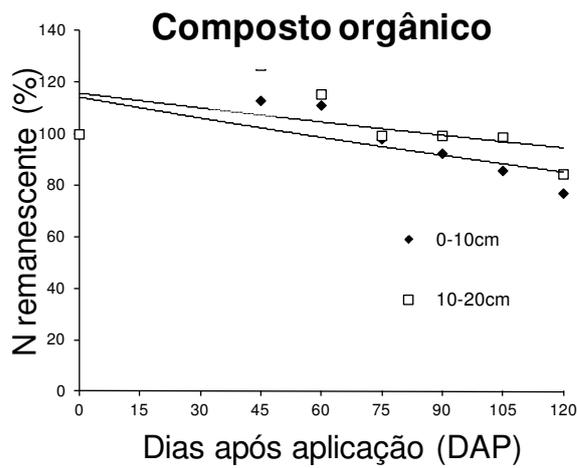
Independentemente das diferenças nos percentuais de massa remanescente entre os resíduos orgânicos, a decomposição foi relativamente rápida quando comparada com a reportada em outros trabalhos (ESSE et al., 2001; SOUTO et al., 2005; VANEGA CHACON 2011; SILVA et al., 2012a). Entretanto, os percentuais se mostraram comparáveis aos reportados por Freitas et al. (2012) para esterco caprino (40-48%) e bovino (41-74%) sob irrigação, após 210 dias de incorporação, mas foram inferiores aos 27,5% encontrados por Pitta et al. (2012) para cama de frango após 365 dias de incubação no campo.

## **4.2. Liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos**

### **4.2.1. Liberação de N**

O percentual de N remanescente dos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação, os parâmetros dos modelos de regressão ajustados, e os valores de meia vida são apresentados na Figura 3 e na Tabela 4, respectivamente. Verificou-se que, com exceção do composto orgânico, os dados ajustaram-se ao modelo exponencial, havendo liberação gradual de N em função do tempo (Figura 3 e Tabela 4).

Desta forma, com exceção do composto orgânico, a liberação de N dos resíduos ocorreu em três fases distintas, uma inicial e mais rápida compreendida entre o período de disposição das sacolas no campo e os 45 DAP, uma posterior e mais lenta (aparente imobilização e/ou diminuição na liberação), entre 45 e 90 DAP e uma fase final de liberação constante entre os 90 e 120 DAP (Figura 3). Para o composto orgânico observou-se imobilização de N até os 75 DAP (Figura 3).



**Figura 3.** Percentagem de N remanescente nos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos após a aplicação (DAP)

**Tabela 4.** Parâmetros dos modelos de regressão ajustados ( $X = X_0e^{-kt}$ ) aos teores de N remanescente e tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) dos teores de N nos resíduos orgânicos, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm

Resíduo orgânico	Profundidade	Parâmetros da equação			
		$\chi_0$	$k$	$R^2$	$t_{1/2}$
Composto orgânico	0-10	114,25	0,002 <sup>o</sup>	0,521	347
	10-20	115,76	0,002 <sup>o</sup>	0,277	347
Esterco bovino	0-10	93,99	0,007 <sup>*</sup>	0,948	99
	10-20	108,67	0,010 <sup>*</sup>	0,933	69
Esterco ovino	0-10	82,27	0,009 <sup>*</sup>	0,744	77
	10-20	90,06	0,011 <sup>*</sup>	0,960	63
Cama de frango	0-10	73,75	0,011 <sup>*</sup>	0,788	63
	10-20	71,45	0,010 <sup>*</sup>	0,752	69
Esterco de Galinha	0-10	84,59	0,011 <sup>*</sup>	0,923	63
	10-20	80,33	0,011 <sup>*</sup>	0,878	63
Esterco suíno	0-10	104,76	0,008 <sup>*</sup>	0,839	87
	10-20	95,86	0,008 <sup>*</sup>	0,922	87

$k$  = taxa de liberação de N;  $R^2$  = coeficiente de determinação; \* e <sup>o</sup> significativo a 5 e 10 %, respectivamente, pelo teste F

Com relação aos resíduos orgânicos constatou-se que o esterco de galinha e a cama de frango apresentaram as maiores velocidades de liberação de N, seguidos pelos esterco ovino, suíno e bovino, tendo o composto orgânico apresentado a menor liberação de N (Figura 2). Quanto a meia vida de N nos resíduos, registraram-se os seguintes valores médios: esterco de galinha (63 dias); cama de frango (66 dias); esterco ovino (70 dias); esterco bovino (84 dias); esterco suíno (87 dias); composto orgânico (347 dias) (Tabela 4).

A tendência de maior liberação de N no esterco de galinha e cama de frango coincide com os maiores teores de N total e os menores valores da relação C/N destes resíduos (Tabela 2). Contudo, conforme Eghball et al. (2002) as formas de C e N presentes nos resíduos são mais importantes do que a relação C/N, sendo a maior liberação de N de esterco de galinha, cama de frango e esterco suíno relacionada provavelmente com os teores mais elevados de N amoniacal. Ademais,

teor de polifenóis e sua capacidade de complexar proteína, teor de N total e nas frações ácidos húmicos e fúlvicos também influenciam na mineralização de N de resíduos orgânicos (VANEGA CHACÓN et al., 2011)

A menor liberação de N do composto orgânico pode ser explicada, além dos fatores mencionados anteriormente, pelo fato de que a maior parte dos compostos nitrogenados facilmente decomponíveis é perdida durante a compostagem, permanecendo apenas formas de N mais estáveis e de difícil e/ou mais lenta mineralização (EGHBALL et al., 2002). Ainda segundo estes autores, em alguns casos, a mineralização de N de resíduos compostados pode representar apenas 50% da quantidade de N mineralizada de resíduos não compostados.

Ainda com relação a dinâmica de liberação de N do composto orgânico é possível que a presença de polifenóis com a capacidade de formar complexos resistentes com proteínas e enzimas tenha contribuído para a imobilização de N, uma vez que polifenóis podem se complexar com enzimas digestivas (exoenzimas), inibindo o crescimento e a atividade microbiana; podem também se ligar a proteínas, tornando indisponível o N necessário aos microrganismos decompositores (VANEGA CHACÓN et al., 2011).

Com relação ao efeito das profundidades de incorporação verificou-se que não houve diferença significativa entre as mesmas (Figura 3). Entretanto, houve maior liberação de N na profundidade de 0-10 na fase inicial de decomposição e mineralização (até 45 DAP) para os esterco suíno, de galinha e cama de frango; e na última fase de decomposição (75-120 DAP) para o esterco bovino. Estes resultados são condizentes com os obtidos por diversos autores (FREITAS et al., 2012; SILVA et al., 2012b).

A ausência de diferenças na liberação de N entre profundidades pode ter relação com a textura do solo (Tabela 1). É provável que o aumento nos teores de argila na profundidade de 10-20 cm possa ter resultado em maior proteção da biomassa microbiana contra o ataque de microrganismos predadores (nematóides e microartrópodes), resultando, assim, em maior retenção de N na biomassa microbiana e, conseqüentemente em menor liberação de N (SHAH et al., 2012).

Quanto ao período de avaliação, verificou-se que o mesmo também se mostrou insuficiente para que ocorresse a completa liberação de N dos resíduos orgânicos avaliados (Figura 3). No entanto, com exceção do composto orgânico,

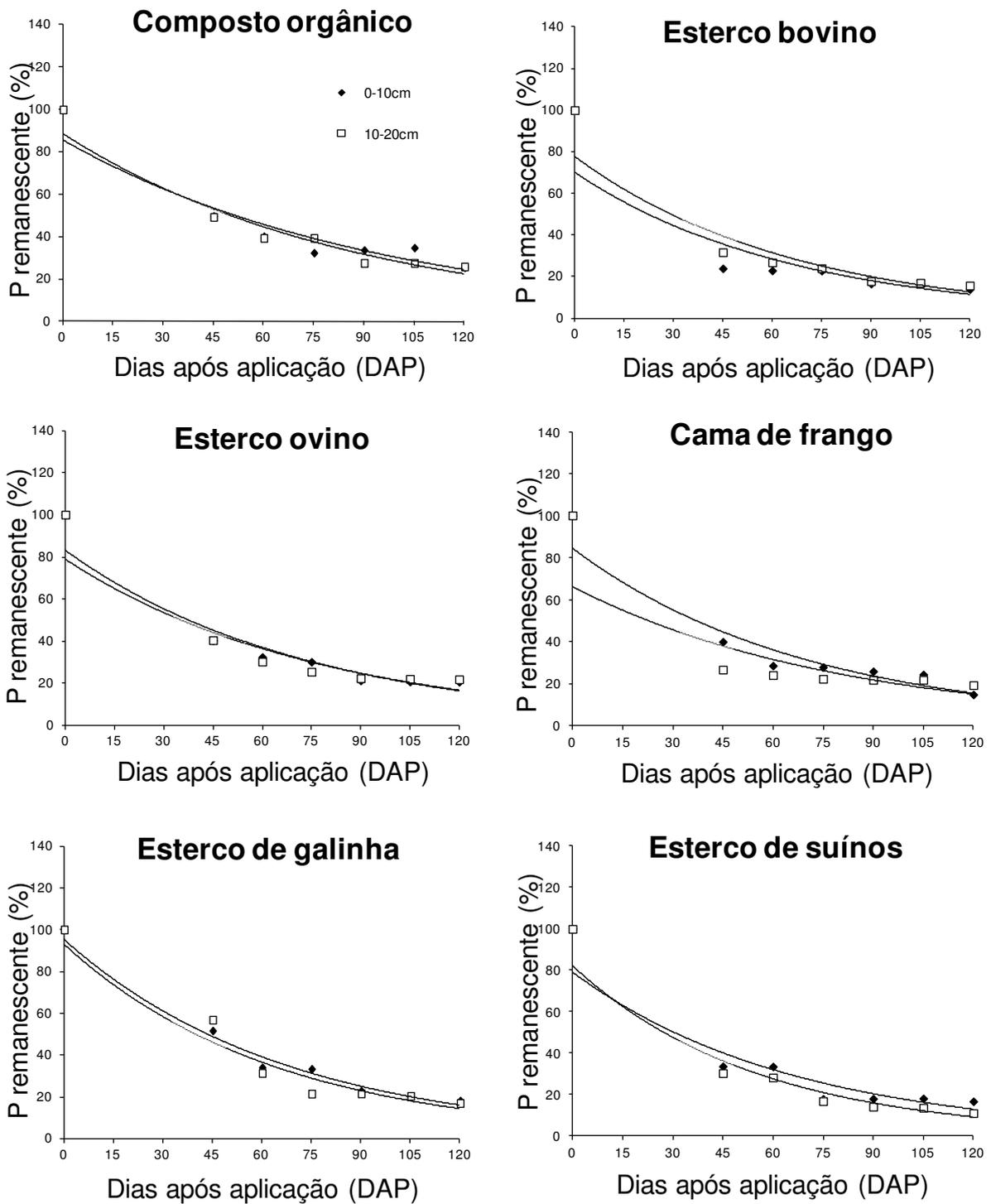
verificou-se que após 120 DAP, mais da metade da quantidade de N dos resíduos tinha sido mineralizada. Dessa forma, o percentual de N remanescente foi de 24% para o esterco de galinha e a cama de frango, 32% para o esterco ovino, 38% para os esterco suíno e bovino e 81% para o composto orgânico (Figura 3).

A mineralização de N a partir dos esterco bovino (62%) e ovino (68%) encontrada neste trabalho se mostrou superior aos 39,2 e 45,7% reportados por Freitas et al. (2012) para os respectivos resíduos após 210 DAP em Argissolo do submédio do São Francisco irrigado por microaspersão. Da mesma forma, a liberação de 76% para cama de frango superou os 54% registrados por Pitta et al. (2012) após 150 DAP. Por outro lado, a liberação de apenas 19% do N contido no composto orgânico está compatível com os 20% reportados por Eghball et al. (2002). Para os esterco de suíno e de galinha os referidos autores reportaram taxa de mineralização de N igual a 55%, mostrando-se, portanto, inferior as taxas de 76 e 62% encontrados neste trabalho para os respectivos resíduos.

Com base nos resultados obtidos e nos valores de literatura pode-se afirmar que a mineralização de N dos resíduos orgânicos avaliados, com exceção do composto orgânico, foi relativamente rápida ao considerar o período de avaliação de apenas 120 dias. Isto significa a presença de compostos nitrogenados lábeis nos resíduos e condições ambientais favoráveis a decomposição e mineralização dos mesmos. Contudo, deve-se ressaltar a necessidade de estratégias de manejo (incorporação, parcelamento, época de aplicação) para aumentar a eficiência de aproveitamento de N contido nesses resíduos (AZEEZ & VAN AVERBEKE et al., 2010).

#### **4.2.2. Liberação de P**

O percentual de P remanescente dos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação, os parâmetros dos modelos de regressão ajustados, e os valores de meia vida são apresentados na Figura 4 e na Tabela 5, respectivamente. Verificou-se que os dados ajustaram-se ao modelo exponencial, havendo liberação gradual de P em função do tempo (Figura 4 e Tabela 5).



**Figura 4.** Percentagem de P remanescente nos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos após a aplicação (DAP)

**Tabela 5.** Parâmetros dos modelos de regressão ajustados ( $X = X_0e^{-kt}$ ) aos teores de P remanescente e tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) dos teores de P nos resíduos orgânicos, nas profundidades 0-10 e 10-20 cm

Resíduo orgânico	Profundidade	Parâmetros da equação			$t_{1/2}$
		$\chi_0$	k	$R^2$	
Composto orgânico	0-10	85,51	0,010*	0,896	69
	10-20	88,51	0,011*	0,942	63
Esterco bovino	0-10	70,09	0,015*	0,850	46
	10-20	77,80	0,015*	0,918	46
Esterco ovino	0-10	83,23	0,013*	0,927	53
	10-20	79,00	0,013*	0,884	53
Cama de frango	0-10	84,54	0,014*	0,920	50
	10-20	66,23	0,012 <sup>o</sup>	0,751	58
Esterco de galinha	0-10	95,37	0,015*	0,976	46
	10-20	93,09	0,016*	0,919	40
Esterco suíno	0-10	79,07	0,015*	0,879	46
	10-20	82,21	0,018*	0,947	39

k=taxa de liberação de P;  $R^2$ =coeficiente de determinação; \* e <sup>o</sup> significativo a 5 e 10 %, respectivamente, pelo teste F

Constatou-se que a liberação de P apresentou comportamento semelhante ao de decomposição dos resíduos, ou seja, uma fase de liberação inicial mais rápida nos primeiros 45 DAP, seguida de uma fase de liberação constante e mais lenta entre 45 e 120 DAP (Figura 4). Esta tendência pode ser explicada pela rápida liberação das formas inorgânicas de P dos resíduos nos primeiros 45 DAP, seguida de aumento das formas orgânicas e de liberação mais lenta e pela exaustão das frações de P inorgânico e orgânico lábeis após os 45 DAP (PITTA et al., 2012).

Com relação aos resíduos orgânicos constatou-se que o esterco suíno apresentou a maior velocidade de liberação de P, seguido pelos resíduos orgânicos esterco bovino, cama de frango, esterco de galinha, esterco ovino e composto orgânico (Figura 4). Em relação aos valores de meia vida de P nos resíduos, registraram-se os seguintes valores médios: esterco suíno (42,5 dias); esterco de galinha (43 dias); esterco bovino (46 dias); esterco ovino (53 dias); cama de frango (54 dias) e composto orgânico (66 dias) (Tabela 5).

A tendência de maior liberação de P no esterco suíno e no esterco de galinha coincide com os maiores teores de P total deste resíduo (Tabela 2) e corrobora os resultados obtidos por Vanega Chacón et al. (2011) ao verificarem que o esterco suíno apresentou a maior mineralização de formas de P orgânicas lábeis durante as duas primeiras semanas de incubação, a qual se correlacionou positivamente com o teor inicial de P orgânico e negativamente com a relação C/P. Para Pitta et al. (2012) a mineralização de P dos resíduos orgânicos está relacionada também com a eficiência da comunidade microbiana em mineralizar frações orgânicas de P.

A menor liberação de P a partir do composto orgânico pode ser explicada, além dos fatores mencionados anteriormente, e pela maior quantidade de P em formas orgânicas mais estáveis e de difícil e/ou mais lenta mineralização (EGHBALL et al., 2002; VANEGAS CHACON et al. (2011), uma vez que a mineralização de P é maior em resíduos com maior teor inicial de P orgânico e menor relação C/P (VANEGA CHACÓN et al., 2011).

Com relação ao efeito da profundidade verificou-se que não houve diferença significativa entre as profundidades de incorporação (Figura 4). Estes resultados estão condizentes com os obtidos por diversos autores (FREITAS et al., 2012; SILVA et al., 2012b).

Quanto ao período de avaliação verificou-se que a liberação de P ocorreu de forma mais rápida do que a de N; no entanto, o período de avaliação também se mostrou insuficiente para que ocorresse a completa liberação de P dos resíduos orgânicos avaliados (Figura 4). Contudo, verificou-se que após 120 DAP cerca de 75% da quantidade de P dos resíduos tinha sido mineralizada, sendo registrados percentuais de P remanescente de 13,9% para o esterco suíno, 14,8% para o esterco bovino, 16,7% para a cama de frango, 17,5% para o esterco de galinha, 21,1% para o esterco ovino e 25,7% para o composto orgânico (Figura 4).

A mineralização de P dos resíduos orgânicos bovino (85%) e ovino (79%) encontrada neste trabalho se mostrou superior aos 35 e 10 % reportados por Freitas et al. (2012) para os respectivos resíduos após 210 DAP em Argissolo do sub-medio do São Francisco irrigado por microaspersão. Da mesma forma, a liberação de 83% para cama de frango superou os 51% registrados por Pitta et al. (2012) após 150 DAP. Para os esterco suíno e de galinha os percentuais de 86 e 83 %, respectivamente são compatíveis com os valores mencionados por Eghball et al.

(2012). Além disso, a liberação de 75% do P contido no composto orgânico está compatível com os 73% reportados por Eghball et al. (2002).

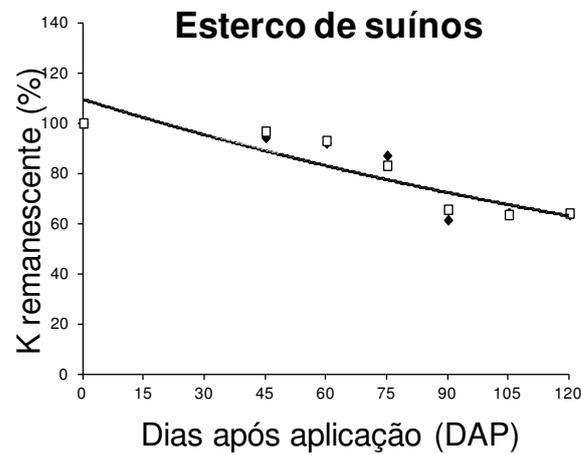
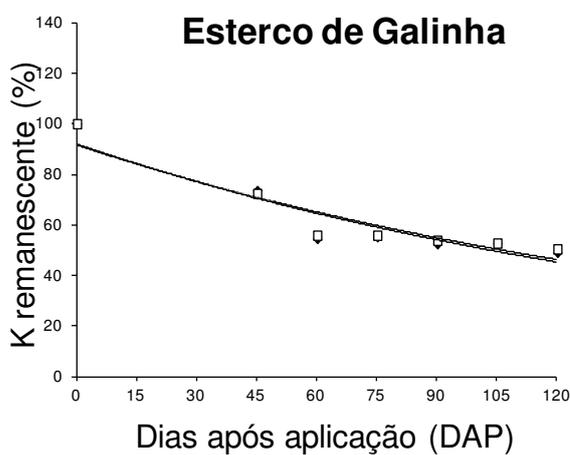
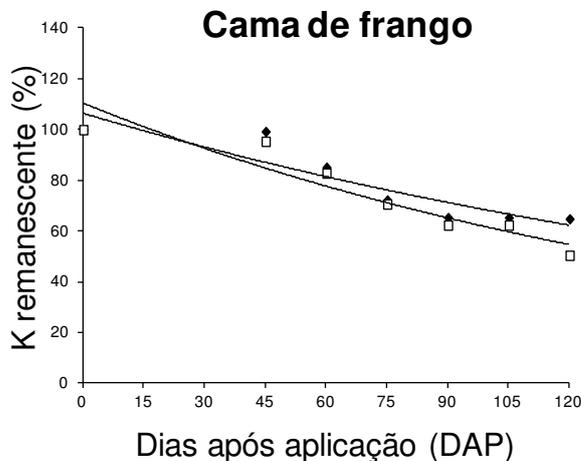
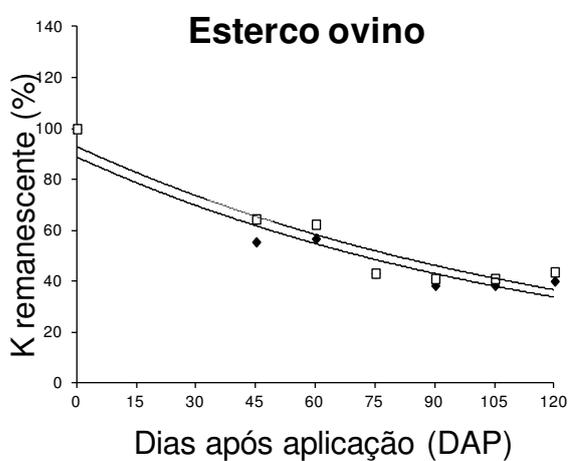
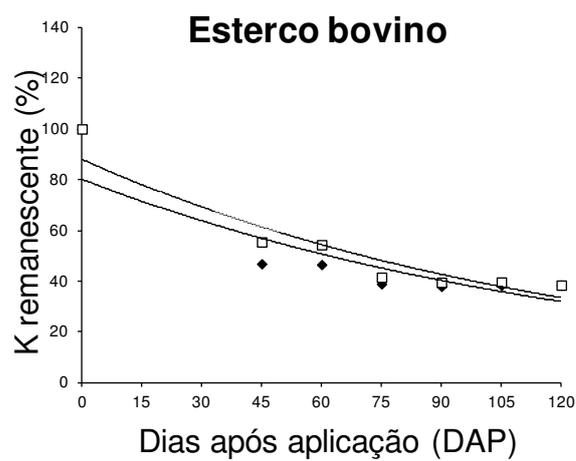
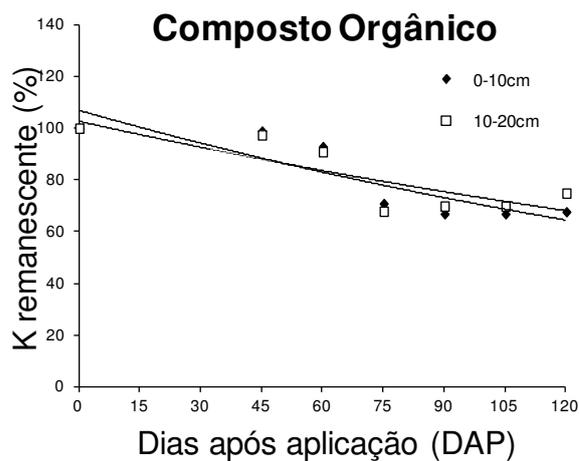
### **4.2.3. Liberação de K**

O percentual de K remanescente dos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos de avaliação, os parâmetros dos modelos de regressão ajustados, e os valores de meia vida são apresentados na Figura 5 e na Tabela 6, respectivamente. Observou-se que, com exceção do composto orgânico na profundidade de 10-20 cm, os dados ajustaram-se ao modelo exponencial (Figura 5 e Tabela 6).

Verificou-se que a liberação de K apresentou comportamento diferenciado entre os resíduos orgânicos avaliados (Figura 5). Para esterco bovino, esterco ovino e esterco de galinha observou-se uma fase de liberação inicial mais rápida nos primeiros 45 DAP, seguida de uma fase de liberação constante e mais lenta entre 45 e 120 DAP (Figura 5). Por outro lado, para o esterco suíno, cama de frango e composto orgânico a fase de liberação inicial e mais rápida ocorreu apenas aos 75, 45 e 60 DAP, respectivamente, seguida de uma fase de liberação constante e mais lenta (Figura 5).

Com relação aos resíduos orgânicos constatou-se que os esterco bovino e ovino apresentaram maior velocidade de liberação de K, seguidos pelo esterco de galinha, cama de frango, esterco suíno e composto orgânico. Quanto aos valores de meia vida de K nos resíduos registraram-se os seguintes valores médios: 87 dias para o esterco bovino e ovino; 115 dias para os esterco de galinha e suíno; 144 dias para cama de frango e 202 dias para composto orgânico (Tabela 6).

A tendência de maior liberação de K nos esterco bovino e ovino coincide com os maiores teores de K destes resíduos (Tabela 2), e refletem a dieta alimentar dos rebanhos alimentados à pasto (SILVA, 2008). Conforme Marschner (1995), a liberação de K dos resíduos orgânicos é muito simples e mais rápida do que a de N e P, uma vez que o K não integra compostos orgânicos, sendo determinada principalmente pela precipitação pluviométrica durante a decomposição (GIACOMINI et al., 2003).



**Figura 5.** Percentagem de K remanescente nos resíduos orgânicos avaliados, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em função dos períodos após a aplicação (DAP)

**Tabela 6.** Parâmetros dos modelos de regressão ajustados ( $X = X_0e^{-kt}$ ) aos teores de K remanescente e tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) dos teores de K nos resíduos orgânicos, nas profundidades 0-10 e 10-20 cm.

Resíduo orgânico	Profundidade	Parâmetros da equação			$t_{1/2}$
		$\chi_0$	k	$R^2$	
Composto orgânico	0-10	106,83	0,004 <sup>o</sup>	0,777	173
	10-20	102,56	0,003 <sup>o</sup>	0,662	231
Esterco bovino	0-10	80,17	0,008 <sup>*</sup>	0,786	87
	10-20	88,01	0,008 <sup>*</sup>	0,894	87
Esterco ovino	0-10	88,79	0,008 <sup>*</sup>	0,884	87
	10-20	92,86	0,008 <sup>*</sup>	0,862	87
Cama de frango	0-10	106,38	0,004	0,846	173
	10-20	110,36	0,006 <sup>*</sup>	0,898	115
Esterco de Galinha	0-10	92,03	0,006 <sup>*</sup>	0,866	115
	10-20	91,55	0,006 <sup>*</sup>	0,872	115
Esterco suíno	0-10	109,29	0,005 <sup>*</sup>	0,763	115
	10-20	109,83	0,005 <sup>*</sup>	0,816	115

k=taxa de liberação de K;  $R^2$ =coeficiente de determinação; \* e <sup>o</sup> significativo a 5 e 10 %, respectivamente, pelo teste F

Com relação ao efeito das profundidades de incorporação verificou-se que apesar dos maiores valores na profundidade de 10-20 para o composto orgânico e na profundidade de 0-10 para a cama de frango não houve diferença significativa entre as profundidades avaliadas (Figura 5). Estes resultados estão condizentes com os obtidos por Freitas et al. (2012) e Silva et al. (2012).

Quanto ao período de avaliação verificou-se que a liberação de K ocorreu de forma mais lenta do que a de N e P e que o período de avaliação foi insuficiente para que ocorresse a completa liberação de K dos resíduos orgânicos avaliados (Figura 5). Com base nas equações de regressão ajustadas registrou-se que após 120 DAP tinham sido mineralizados 62% do K do esterco bovino, 57% do esterco ovino, 50% do esterco de galinha, 42% da cama de frango, 36% do esterco suíno e apenas 29% do composto orgânico (Figura 5).

A liberação de K dos resíduos orgânicos avaliados neste trabalho se mostrou inferior àquelas obtidas por diversos autores (ESSE et al., 2001; SILVA & MENEZES, 2007; PITTA et al., 2012; EGHBALL et al., 2002; FREITAS et al., 2012).

De acordo com Egbahl et al. (2002), a liberação de K é rápida e pode ser atribuída ao fato do K não está associado a nenhum componente estrutural dos resíduos orgânicos estando em uma forma de íon solúvel em água, podendo ser utilizado como fonte de K similar aos fertilizantes sintéticos. Assim, é provável que a liberação gradual e lenta de K encontrada neste trabalho possa ter sido provocada por algum fenômeno de reposição do K nas sacolas de decomposição proveniente da movimentação de argilominerais do tipo 2:1 presentes na fração areia destes solos (CORRÊA et al., 2003).

Especula-se que apesar da limpeza dos resíduos contidos nas sacolas possam ter permanecido partículas de argila aderidas aos resíduos orgânicos, as quais foram submetidas à digestão nítrico-perclórica superestimando, assim, os teores de K e conseqüentemente os valores de K remanescente (Figura 5 e Tabela 6). Neste sentido, vale ressaltar as dificuldades do uso de litter bags no estudo de liberação de K de resíduos orgânicos.

## 5. CONCLUSÕES

1. A decomposição foi afetada pelo tipo de resíduo orgânico e obedeceu a seguinte sequência: Esterco suíno > Esterco ovino > Esterco bovino > Esterco de galinha > Cama de Frango > Composto orgânico;

2. A decomposição dos resíduos orgânicos foi maior na profundidade de 10-20 cm;

3. Após 120 DAP foram decompostos 71 % da massa de esterco suíno, 66 % de esterco bovino, de galinha e ovino, 58 % da cama de frango e 54 % do composto orgânico;

4. A mineralização de N, P e K foi influenciada pelo tipo de resíduo orgânico, havendo maior liberação de N e P no esterco suíno, e de K nos esterco bovino e ovino; o composto orgânico apresentou a menor liberação de N, P e K dentre os resíduos orgânicos avaliados;

5. A profundidade de incorporação não influenciou na liberação de N, P e K pelos resíduos;

6. A liberação de K dos resíduos orgânicos foi menor do que as de N e P.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZEEZ, J.O.; van AVERBEKE, W. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. **Bioresource Technology**, v.101, p.5645-5651, 2010.

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).

BUAINAIN, A.M.; BATALHA, M.O. **Cadeia Produtiva de Produtos Orgânicos**. Brasília: MAPA/SPA/IICA, 2007, 108 p.

CHAVES, S.R.M.; SENA, G.S.A.; SILVA, A.P.; SANTOS, D.; GOMES, E.M.; FRANCO, R.P. Alterações nos atributos químicos do solo em função da aplicação de materiais orgânicos, em sistemas de produção de manga orgânica, no semiárido paraibano. In: FERTBIO 2010. Guarapari. **Anais...** Guarapari, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. CD.

EGHBALL, B.; WIENHOLD, B.J.; GILLEY, J.E.; EIGENBERG, R.A. Mineralization of manure nutrients. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.57, p.469-473, 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília: EMBRAPA, 2009. 627p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2006. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212p

ERNANI, P.R.; ALMEIDA, J.A.; SANTOS, F.C. Potássio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.; CANTURATTI, R.B.; NEVES, J. C. L: **Fertilidade do solo**. UFV, Viçosa, 2007.p 551-594

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. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.83, p.55-63, 2001.

FEBRER, M.C.A.; MATOS, A.M.; SEDYAMA, M.A.N.; COSTA, L.M. Dinâmica da decomposição mesofílica de resíduos orgânicos misturados com águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Jaboticabal, v.10, p.18-30, 2002.

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. **Revista Semiárido De Visu**, v.2, n.1, p.150-161, 2012.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; MIOLA, CARVALHO, E. C.; RECOUS. S. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.32, Número Especial. p.2661-2668, 2008.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; HÜBNER, A.P.; LUNKES, A.; GUIDINI, E. & AMARAL, E.B. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, p.1097-1104, 2003.

HOFFMANN,I.; GERLING, D.; KYIOGWOM, U.B.; MANÉ-BIELFELDT, A. Farmers management strategies to maintain soil fertility in a remote area in northwest Nigeria. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.86, p.263-275, 2001.

IYER,C.P.A. Growing mango under organic system. **Acta Horticulturae**, Leuven, v.645, p.71-82, 2004.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C. & OLIVEIRA, S.S. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2 ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2 ed. San Diego, Academic Press, 1995. 889p.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005. 170p.

MENEZES, R.S.C.; SALCEDO, I.H. Mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, p.361-367, 2007.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2 ed. atual. e ampl. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729p.

NASCIMENTO, A.F. **Calibração e validação dos modelos Century, APSIM e NDICEA e decomposição de materiais orgânicos e mineralização de N para a Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2008, 100f.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego, Academic Press, 1996. 340p.

PINTO, P.A.C. **Avaliação do estado nutricional da mangueira 'Tommy Atkins' pelo DRIS e da qualidade pós-colheita de frutos no Submédio São Francisco**. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2002.124f.

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. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.36, p.1043-1053, 2012.

ROZANE, D.E.; NATALE, W.; PRADO, R.M.; BARBOSA, J.C. Amostragem para diagnose nutricional de mangueiras. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v.29, p.371-376, 2007.

SAEG. **Sistema para Análises Estatísticas**. Versão 9.0. Viçosa: Fundação Arthur Bernardes, 2007.

SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Matéria orgânica do solo no bioma caatinga. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 419-441

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**, Cruz das Almas-BA, v. 20, n. 4, p. 371-378, out./dez., 2008.

SANTOS, D.; SENA, G.S.A.; SILVA, A.P.; GOMES, E.M. Produção e nutrição mineral de manga 'Tommy Atkins', em função da adubação orgânica e mineral, no semiárido paraibano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 32., Fortaleza, 2009. **Anais...** Fortaleza, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. CD.

SANTOS, D.; SILVA, A. P.; JESUS, C.A.C. Princípios, potenciais e perspectivas da agricultura orgânica e a produção agroecológica de hortaliças no Agreste Paraibano. **Conceitos**, João Pessoa, v.8, p. 49-56, 2009.

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 and Soil**, v.356, p.1-12, 2012.

SILVA, C.A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.597-624.

SILVA, D.J.; LIMA, M.F. Influência de húmus de minhoca e de esterco de gado na concentração foliar de nutrientes e na produção de manga Tommy Atkins. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v.23, p.748-751, 2001.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.; V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p.275-374.

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, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.51-61, 2007

SILVA, V.S.; ARAUJO, C.A.S.; FRANCO, R.P. Taxa de decomposição de resíduos orgânicos em função da profundidade e do tempo de incorporação sob irrigação por gotejamento. In: II CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE

NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 2, 2007, João Pessoa. **Anais...**João Pessoa: SETEC/MEC, Brasil, 2007. CD.

SILVA, V.S.; SILVA, A.P.; DIAS, B.O.; ARAÚJO, J.L.; SANTOS, D.; SILVA, R.A.R. Taxa de decomposição de esterco bovino, cama de frango e esterco misto em solos da zona abacaxicultora paraibana. In: FERTBIO 2012, Maceió. **Anais...** Maceió: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. CD.

SILVA, V.S.; SILVA, A.P.; DIAS, B.O.; ARAÚJO, J.L.; MENDONÇA, R.M.N.; FRANCO, R.P. Taxa de liberação de N, P e K de esterco bovino, cama de frango e esterco misto em solos da zona abacaxicultora paraibana. In: FERTBIO 2012, Maceió. **Anais...** Maceió: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. CD.

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 semiárido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.125-30, 2005.

SOUZA, J. L.; RESENDE, P. **Manual de horticultura orgânica**. 2 ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2006. 843p.

STOCKDALE, E.A.; SHEPHERD, M.A.; FORTUNE, S.; CUTTLE, S.P. Soil fertility in organic farming systems – fundamentally different? **Soil Use and Management**, New Jersey, v.18, p.301-308, 2002.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, planta e outros materiais**. UFRGS: Departamento de Solos. Faculdade de Agronomia. Porto Alegre, 1995. 174p

TEKLU, E.; TEKLEWOLD, H. Agronomic and economics efficiency of manure and urea fertilizers use on vertisol in Ethiopian Highlands. **Agricultural Science in China**, v.8, p.352-360, 2009.

VANEGA CHACÓN, E.A. **Caracterização, decomposição e biodisponibilidade de nitrogênio e fósforo de materiais orgânicos de origem animal e vegetal**. 2005. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005. 143f

VANEGA CHACÓN, E.A.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, R.R.; LIMA, P.C.; SILVA, I.V.; CANTARUTTI, R.B. Decomposição de fontes orgânicas e mineralização de formas de nitrogênio e fósforo. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 58, n.3, p. 373-383, 2011.

WIEDER, R.K.; LANG, G.E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**. West Virginia, v. 63, p. 1636-1642. 1982.