

**LIBERAÇÃO DE POTÁSSIO EM
LATOSSOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS
ORGÂNICOS**

WALDETE SOUZA JAPIASSU DE OLIVEIRA

2008

WALDETE SOUZA JAPIASSU DE OLIVEIRA

**LIBERAÇÃO DE POTÁSSIO EM LATOSSOLOS TRATADOS COM
RESÍDUOS ORGÂNICOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. Dr. Carlos Alberto Silva

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2008

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Oliveira, Waldete Souza Japiassu de.

Liberação de potássio em latossolos tratados com resíduos orgânicos /
Waldete Souza Japiassu de Oliveira. -- Lavras : UFLA, 2008.

46 p. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2008.

Orientador: Carlos Alberto Silva.

Bibliografia.

1. Resíduos orgânicos. 2. Potássio. 3. Liberação. 4. Latossolos. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 631.422

WALDETE SOUZA JAPIASSU DE OLIVEIRA

**LIBERAÇÃO DE POTÁSSIO EM LATOSSOLOS TRATADOS COM
RESÍDUOS ORGÂNICOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 23 de Julho de 2008.

Prof. Dr. Luiz Roberto Guimarães Guilherme

UFLA

Prof. Dr. Mário César Guerreiro

UFLA

Prof. Dr. Carlos Alberto Silva
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL

A Deus, pela força nos momentos difíceis e por iluminar a cada dia o meu caminho.

Aos meus pais, Aidée e Washington Japiassu, pelo amor, dedicação e apoio na realização dos meus estudos.

As minhas irmãs, Cintia, Bárbara e Vanessa, pelo companheirismo, amor e cumplicidade.

A José Arthur, meu noivo, pelos gestos de carinho, incentivo, ensinamentos e compreensão.

Aos meus avós Osmar e Valdete Japiassu pelo incentivo e exemplo de vida
(*in memoriam*).

DEDICO E OFEREÇO

*" O melhor relacionamento é aquele no qual o amor de um pelo outro é maior
do que a necessidade que um tem do outro"*

Autor desconhecido

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder vida e saúde, pelas oportunidades oferecidas e me dar forças nas dificuldades enfrentadas.

Ao Departamento de Ciência do Solo, pela oportunidade de realizar o curso, a Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (Capes), pela concessão da bolsa de estudos e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo financiamento do projeto (processo CAG 1776/06).

Ao professor Carlos Alberto, pela orientação competente, profissionalismo, dedicação, incentivo e amizade.

Ao professor Joel e a Taciana, pela atenção e sugestões de trabalho.

A todos os professores do DCS, em especial João José, José Maria, Faquin, Luis Roberto e Mozart, pelos ensinamentos e contribuições.

Ao professor Anacleto (DCS/UFRB), pelos valiosos ensinamentos, apoio e amizade.

Aos membros da banca examinadora pela participação e sugestões no trabalho.

A equipe do LEMOS, pela colaboração e companheirismo nas etapas de desenvolvimento do trabalho, em especial Leônidas, Heitor, Talita e Satoshi pela contribuição indispensável.

Aos funcionários do DCS, especialmente Daniela, José Roberto (Pezão), Leninha e Emerson, por se mostrarem sempre dispostos a ajudar.

Aos laboratoristas Roberto, Carlinhos, Adalberto, João Gualberto e Ilton, pelo acompanhamento no laboratório, carinho e cooperação.

A minha irmã Bárbara, pela ajuda em alguns momentos de condução do experimento.

A todos os amigos, entre eles Bruno Dias, Euzelina e Évio, pela recepção e apoio na chegada a Lavras, pelo companheirismo e incentivo. A Ana Luiza, Adriana, Ciro e Vico, pela ajuda nos momentos necessários e conhecimentos

compartilhados no decorrer do curso. A Layne, Cleilton e Vitória, pelo apoio nos momentos mais difíceis, pelos agradáveis momentos de descontração e companhia. A Ed, Bibi, Ricardo e Paulo por compartilharem de momentos inesquecíveis.

Aos meus pais e irmãos, que aqui faço questão de homenagear, pelos ensinamentos de fé, luta e perseverança, além do amor e carinho que sempre me dedicaram.

Ao José Arthur, o meu noivo, pelo amor, incentivo e cumplicidade nestes anos de convivência e, principalmente, pela ajuda e compreensão, superando a distância.

Aos meus tios, primos, avós e sobrinhos pela união e apoio, entre eles tio Fernando, Luis, tia Inês e vó Amélia.

Às demais pessoas que, diretamente ou não, contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	i
ABSTRACT	ii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	5
2.1 Potássio e o uso de adubos orgânicos como fontes de nutrientes	5
2.2 Concentração de K nos resíduos orgânicos.....	10
2.3 Fatores que regulam a liberação de nutrientes.....	11
2.4 Interações potássio-solo.....	13
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	16
3.1 Local do estudo e materiais utilizados.....	16
3.2 Preparo e caracterização das amostras.....	16
3.3 Cálculo da dose dos materiais orgânicos aplicados e incubação com os solos.....	20
3.4 Avaliação da dinâmica de liberação do K	22
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
4.1 Dinâmica de liberação do K.....	24
4.2 Influência dos solos sobre as quantidades de K liberadas.....	35
5 CONCLUSÕES.....	39
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	40
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	41

RESUMO

OLIVEIRA, Waldete Souza Japiassu de. **Liberação de potássio em latossolos tratados com resíduos orgânicos**. 2008. 46 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG¹.

A taxa de liberação de K varia de um resíduo orgânico para outro e se mostra dependente do grau de humificação, da composição química e do teor e das formas de K no material estudado. Este estudo foi realizado com o objetivo de avaliar o potencial e a dinâmica de liberação de potássio de diferentes resíduos e adubos orgânicos incubados em amostras de areia e de latossolos. O experimento foi conduzido no Departamento de Ciência do Solo/UFLA, no Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (Lemos), de julho de 2007 a abril de 2008. Foram utilizados os seguintes resíduos/adubos orgânicos: lodo de esgoto de origens industrial e residencial, esterco de galinha, esterco de suíno, esterco de codorna, esterco de equino, esterco de bovino, composto de lixo, substrato orgânico comercial, turfa e composto orgânico. Os resíduos foram incubados em amostras de areia lavada com solução ácida, de um Latossolo Vermelho Amarelo e de um Latossolo Vermelho distroférico. A incubação se estendeu por 270 dias e os materiais testados foram acondicionados em colunas de PVC, a fim de se avaliar a liberação de K, por meio da quantificação dos teores de K liberados em coletas, a cada 15 ou 30 dias, de lixiviados dos diferentes materiais orgânicos incubados. O processo de liberação do K é dividido em duas fases distintas: uma de aproximadamente 30 dias, com liberação intensa e outra mais lenta, na seqüência, observando-se a tendência de redução e estabilização das quantidades de K liberadas.

¹Comitê Orientador: Carlos Alberto Silva – UFLA (Orientador), Luiz Roberto Guimarães Guilherme – UFLA, Mario César Guerreiro – UFLA.

Os resíduos/adubos orgânicos apresentaram diferentes padrões de liberação do K, de modo que o esterco de equino, esterco de codorna, esterco de galinha e substrato orgânico foram os resíduos que liberaram K as maiores quantidades de K. As quantidades de K liberadas nos lixiviados são reguladas pelos teores totais e solúveis de K nos materiais orgânicos.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Waldete Souza Japiassu de. **K release in Latosols treated with organic residues**. 2008. 46 p. Dissertation (M.Sc. in Soil Science) – Federal University of Lavras, MG.¹

The K release rate varies amongst organic residues and it is dependent on the humification degree, chemical composition, content and forms of K present in the analyzed organic material. This study was carried out in order to evaluate the potential and the K release of different organic residues incubated with sand and Latosol samples. The experiment was conducted at the Soil Science Department/Federal University of Lavras, from July 2007 to April 2008. The following organic residues/fertilizers were used: sewage sludge of industrial and residential origins, chicken manure, swine manure, quail manure, equine manure, bovine manure, garbage compost, commercial organic substratum, turf and organic compost. The treatments tested were: incubation of residues samples with sand washed with acid solution; incubation of organic residues with Yellow-Red Latosol samples; and with Red Latosol distroferic samples. Soil and sand/organic residues were incubated during 270 days in PVC columns.

Guidance Committee: Carlos Alberto Silva (Adviser), Luiz Roberto Guimarães Guilherme – DCS/UFLA, Mário César Guerreiro – DQI/UFLA.

The K release was evaluated in intervals of 15 or 30 days, through the analysis of K in leachates in a flame photometer. The process of K release is divided in two different phases: one of approximately thirty days, with intensive K release, and the other one, in the sequence, in a slower rate, with a tendency of reduction and stabilization of the amounts of K released. The organic residues/manures presented different patterns of K release, so that the manure of equine, quail manure, chicken manure and organic substratum liberated K in larger amount. The amounts of K released are regulated by the total and soluble contents of K in the organic material analyzed.

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, novos conceitos de sistemas de produção agrícola, baseados na conservação do solo, diversificação de culturas, reciclagem de nutrientes e outras práticas alternativas, têm sido desenvolvidas na tentativa de equilibrar a produtividade com a conservação do ambiente (Salmi et al., 2006). O uso de adubos orgânicos nas lavouras é uma das práticas de produção que atendem a esse conceito.

Além dos benefícios que podem ser gerados ao ambiente, o uso de adubos orgânicos é uma alternativa vantajosa, do ponto de vista econômico, por reduzir os custos com o uso de fertilizantes minerais, cujas matérias-primas de fabricação são caras, importadas e não-renováveis.

O Brasil situa-se, no contexto mundial, como grande importador de potássio fertilizante, em virtude da pequena produção interna, comparada à grande demanda do setor agrícola pelo produto. As reservas de minerais potássicos solúveis brasileiras representam 3,6% das reservas mundiais (Lopes, 2005).

Atualmente, no Brasil existe apenas uma mina de extração de K, que se encontra no estado de Sergipe no estado de Sergipe, a qual produziu 10,8% da demanda nacional deste nutriente em 2003. A área plantada no Brasil, de 60,7 milhões de hectares (Mha), em 2003, deverá atingir 80,1 Mha, em 2010. Essa perspectiva de aumento de área plantada, aliada ao aumento de consumo de N-P₂O₅-K₂O de 148 kg ha⁻¹ para 163 kg ha⁻¹, no mesmo período, com ênfase para o K, indica aumento da demanda deste nutriente de 3,6 milhões de toneladas (Mt) de K₂O, em 2003, para 5,2 milhões, em 2010 (Lopes, 2005). Essas projeções indicam um déficit de 26,7 Mt de K₂O, para o período de 2004-2010, a ser suprido por importações, ao preço médio, em 2003, de US\$ 220,0 por tonelada (Lopes, 2005).

Para algumas culturas, como as produtoras de fibras, o K é o nutriente mais requerido na adubação que, quase sempre, é realizada com a aplicação de

cloreto de potássio como fonte do nutriente. Contudo, informações de mercado indicam que o valor do cloreto de potássio aumentou 90% no mercado internacional, entre fevereiro de 2007 e 2008; e 42% no mercado interno (Instituto de Economia Agrícola – IEA, 2008), caracterizando-se, assim, como mais uma via de ciclagem de K.

Neste sentido, existe uma busca por novas fontes de K, sendo os resíduos orgânicos uma alternativa viável de reciclagem de K nas lavouras brasileiras. Como fontes não convencionais de potássio, podem ser citados os esterco em geral, casca de café, palhadas, principalmente de gramíneas, chorumes, vinhaça, cinzas, águas residuárias etc.

O interesse no uso de resíduos orgânicos na agricultura brasileira, dentre outros fatores, deve-se à concentração de nutrientes neles contidos (Abreu Junior et al., 2005). É importante ressaltar que de 60% a 99% dos nutrientes ingeridos pelos animais são liberados na forma de excreta (Nascimento Jr. & Cavalcanti, 2001). Aparentemente, quase todo o potássio excretado se encontra na forma iônica que, por sua vez, é solúvel e está prontamente disponível para as plantas (Nascimento Jr. & Cavalcanti, 2001).

Na utilização de adubos orgânicos para o fornecimento de diversos nutrientes, devem ser consideradas, além da exigência das plantas, a concentração dos nutrientes nos materiais, a umidade e o índice de conversão, que determina a velocidade de conversão do nutriente de sua forma orgânica para a mineral (Scherer, 2007). Dessa forma, não é correto generalizar índices de conversão para diferentes nutrientes e resíduos orgânicos, sendo necessário estudar, para cada substrato orgânico em específico, o padrão de liberação de nutrientes ao longo do tempo, dado que o teor de matéria orgânica, a natureza química das frações orgânicas, o grau de humificação e de maturação, as proporções de substâncias húmicas e o grau de oxidação da matéria orgânica

variam muito de um material orgânico para outro (Unsal & Ok, 2001; Moral et al., 2005).

Em função da diversidade de resíduos disponíveis para uso como fonte de K, é razoável supor que os teores de K nesses materiais e a velocidade de liberação do nutriente variam de um material para outro, quando esses materiais são adicionados no solo. A velocidade de liberação de K se mostra dependente das interações físico-químicas do nutriente no resíduo e com os diversos compartimentos de K presentes no solo, quando o resíduo é adicionado nessa matriz. O estudo da dinâmica do K em solos adubados com resíduos orgânicos diversificados permite avaliar essas interações e quantificar, ao longo do tempo, as quantidades de K que, de fato, estão presentes na fase líquida do solo ou retidas por ligações fracas nos colóides e que podem ser, portanto, prontamente aproveitadas pelas plantas.

Um maior conhecimento da liberação de nutrientes por resíduos e adubos orgânicos é fundamental para que haja sincronia entre as quantidades liberadas de K pelos resíduos com as fases de maior demanda nutricional do elemento químico pelas culturas. Ao contrário do N, P e S, o padrão de liberação de K pelos resíduos orgânicos foi pouco estudado, restringindo-se os estudos a materiais de origem vegetal, sendo essa uma das justificativas para a realização deste estudo. Há, também, uma carência de informações sobre o processo de liberação de nutrientes durante um período mais prolongado, para os resíduos de origem animal, principalmente quando o nutriente investigado é o potássio. A incubação de materiais orgânicos com amostras de solo pode auxiliar no entendimento das interações do K presente nos resíduos com o K de diferentes compartimentos do solo.

Ao contrário de nutrientes que predominantemente se encontram nos resíduos na forma de componentes orgânicos, é bastante provável que o K predomine, nos resíduos orgânicos, em formas que são prontamente liberadas

quando esses materiais são adicionados ao solo. Supõe-se que as quantidades de K liberadas sejam dependentes dos teores totais do nutriente no resíduo, de modo que a velocidade de liberação do nutriente depende da localização física, das formas de K presentes em cada resíduo e da energia de ligação do nutriente com as cargas elétricas disponíveis nas matrizes orgânicas. Isso porque a força iônica de soluções utilizadas em estudos que avaliam a dinâmica de liberação de K é baixa e interações mais fortes restringem as quantidades de K em lixiviados. Essas interações físico-químicas ocorrem, do mesmo modo, com a matriz solo, de modo que as menores quantidades e as menores velocidades de liberação de K são esperadas para as amostras de resíduos incubadas em solos com maior teor de argila.

Este estudo foi realizado com o objetivo de avaliar a capacidade de liberação de potássio por resíduos e adubos orgânicos incubados em amostras de latossolos com características químicas e teores de argila contrastantes.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Potássio e o uso de adubos orgânicos como fontes de nutrientes

Entre os macronutrientes, depois do nitrogênio, o potássio é o segundo elemento exigido em maiores quantidades pelas plantas cultivadas. Existem plantas produtoras de amido, açúcar e fibras que são particularmente exigentes em potássio (Taiz & Zeiger, 2006). Sua importância aumenta à medida que a agricultura torna-se mais intensiva e tecnificada, situação em que os maiores rendimentos obtidos demandam maior absorção de K pelas culturas (Nachtigall & Raij, 2005).

Para a obtenção de altos rendimentos agrícolas e produtos de boa qualidade, são exigidas maiores quantidades de K para que a adubação seja feita de modo equilibrado. As elevadas exigências de potássio pelas culturas contrastam com os teores, em geral, insuficientes deste nutriente que ocorrem nos solos brasileiros, o que tem levado a um grande aumento no consumo de fertilizantes potássicos, acompanhando o crescimento da produção agrícola brasileira nos últimos anos (Nachtigall & Raij, 2005).

O potássio tem inúmeras funções na planta, destacando-se, principalmente, a ativação de vários sistemas enzimáticos, muitos deles participantes dos processos de fotossíntese e respiração. O potássio atua não somente na síntese de proteínas, de carboidratos e da adenosina trifosfato (ATP), mas também na regulação osmótica, na manutenção de água na planta por meio do controle da abertura e do fechamento de estômatos, na resistência da planta à incidência de pragas e doenças, por meio do efeito na resistência e na permeabilidade das membranas plasmáticas (Ernani et al., 2007). A deficiência de potássio, normalmente, reduz o tamanho dos internódios, a dominância apical e o crescimento das plantas, retarda a frutificação, dando origem a frutos de menor tamanho e com menor intensidade de cor (Ernani et al., 2007). Em razão

de todas essas funções e da grande exigência pelo nutriente, o suprimento de K para as culturas deve ser feito no tempo e em quantidades corretas, para que a produtividade e a qualidade dos alimentos colhidos não sejam diminuídas, podendo ser o K suprido tanto por fontes minerais quanto orgânicas.

Não apenas no Brasil, mas também em outros países, grandes quantidades de resíduos têm sido depositadas sobre o solo de forma planejada, como fonte de nutrientes para as plantas (Nascimento et al., 2004). Como fonte de K, são utilizados diversos adubos, mas, o comum, é que sejam aplicados nas lavouras fertilizantes minerais, notadamente o cloreto de potássio.

Existem outras matrizes que podem ser utilizadas para suprir o K, como, por exemplo, as palhadas em geral, notadamente as de gramíneas, esterco, chorumes, vinhaça, cinzas, etc. (Kiehl, 1985). O uso desses materiais, de origem agrícola ou urbana, devidamente caracterizados, pode ter uma participação importante nos regimes de fornecimento de nutrientes às plantas. De acordo com Berton & Valadares (1991), um composto de lixo, quando aplicado na dose de 30 t ha⁻¹, com 40% de água, adiciona ao solo cerca de 200 kg de N, 36 kg de P, 56 kg de K e 54 kg de S.

A disponibilização de nutrientes pelos resíduos orgânicos, de modo geral, pode ser rápida e intensa (Rosolem et al., 2003), ou lenta e gradual, conforme a interação entre os fatores climáticos, as atividades macro e microbiológica do solo e a qualidade e a quantidade do resíduo vegetal (Alcântara et al., 2000; Oliveira et al., 2002). No caso do K, por convenção, já no primeiro ano de aplicação do adubo orgânico, toda a carga de nutriente presente no fertilizante já está disponibilizada no solo. Esse tipo de convenção é generalizada, mas, nem sempre, isso ocorre, uma vez que existe uma gama enorme de fontes orgânicas de K que se comportam de modo diferenciado, muitas vezes como fertilizantes minerais, por disponibilizarem, de modo

imediatamente, quase todo o K presente em suas matrizes. Daí a necessidade de novas pesquisas.

Comumente, há grande diversidade de resíduos orgânicos da indústria e da agricultura que são usados na agricultura, como, por exemplo, esterco bovino, esterco de galinha, esterco de porco, torta de filtro, torta de mamona, adubos verdes, turfa, etc. (Kiehl, 1985). Atendidas as disposições legais e descartada a possibilidade de esses materiais contaminarem o solo, a água e a planta, a opção da disposição de resíduos orgânicos em solos agrícolas é econômica, social e ambientalmente mais sustentável, em médio e longo prazo, comparada à incineração e à disposição em lixões, corpos d'água ou, mesmo, aterros planejados. Porém, para que haja eficácia na ciclagem de nutrientes, deve haver sincronia entre o fornecimento e a liberação do nutriente pelo resíduo da planta de cobertura com o aproveitamento e demanda pela cultura de interesse comercial, cultivada em sucessão à adição do adubo no solo (Braz et al., 2004).

Para a definição da taxa de aplicação de resíduo orgânico na agricultura, deve-se considerar a taxa de decomposição no solo da matéria orgânica adicionada, sem riscos de lixiviação pelo perfil do solo ou de transporte, por processos erosivos, de contaminantes inorgânicos e orgânicos, para os mananciais ou corpos d'água, sem a transmissão de vetores de doenças e, ainda, sem causar odores ou perturbações de ordem estética e social. (Raj et al., 1997).

Definidas a taxa máxima permitida pela legislação para o resíduo orgânico e as doses de nutrientes necessárias à cultura, procede-se à ponderação, pela diferença entre o total necessário e o fornecido pelo resíduo, das quantidades de nutrientes a serem complementadas no manejo químico, via uso de adubos minerais. Na ausência de norma específica para determinado resíduo orgânico, sugere-se, quando aplicável, que a taxa de aplicação anual seja estabelecida pelo critério do N, conforme preconizado para o lodo de esgoto pela Norma P 4.230, da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental –

CESTESB (1999) tendo como base o fato de a lixiviação de NO_3^- ser o principal fator poluente em curto prazo. De acordo com a norma citada, o pH, em CaCl_2 , do solo, após a aplicação do resíduo, deve ser mantido entre 5,5 e 7,0 (Abreu Junior et al., 2005). Quando a vinhaça é utilizada como fonte de K, as doses desse resíduo são definidas no sentido de que a porcentagem de saturação por K do solo não ultrapasse a 5%, conforme norma P 4.231 da CETESB (2005).

A vantagem do uso de adubo orgânico em relação à aplicação de fertilizantes químicos é a liberação gradual dos nutrientes, à medida que são demandados para o crescimento da planta. Isso, a princípio, não se aplicaria ao K, por esse nutriente não fazer parte da matriz orgânica de resíduos, estando somente ligado, ou livre, ou dentro das células e tecidos, às cargas dos colóides por ligações de baixa energia, do tipo eletrostática (Taiz & Zeiger, 2006). Portanto, para o K, o termo mineralização não se aplica, sendo comum a aplicação do termo liberação, simplesmente pelo fato de a disponibilização do K depender do rompimento de barreiras físicas ou de equilíbrios físico-químico entre a matriz orgânica e o substrato que a recebe. Se os nutrientes forem imediatamente disponibilizados no solo, como ocorre com os fertilizantes químicos, podem ser perdidos por volatilização, fixação ou lixiviação. Por outro lado, a mineralização de alguns materiais orgânicos pode ser excessivamente lenta, como ocorre com o bagaço de cana e outros materiais mais recalcitrantes, lignificados e pobres em nutrientes, de forma que os nutrientes não são disponibilizados em quantidade suficiente e o crescimento da planta é limitado por carência nutricional (Severino et al., 2004).

Contudo, diferentemente do que se pensava, grande parte do K nos resíduos orgânicos de origem animal já se encontra disponível, tendo, por isso, o mesmo comportamento do potássio oriundo dos fertilizantes minerais (Ernani et al., 2007).

Neste sentido, para que qualquer sistema agrícola adubado com resíduos orgânicos constitua um sistema auto-sustentável, é necessário que, por um lado, as quantidades retiradas pelas plantas sejam repostas, por meio de adubações orgânicas ou químicas e, por outro lado, que as quantidades de nutrientes adicionadas não sejam maiores do que aquelas requeridas pelas plantas. Se as quantidades adicionadas forem menores, haverá diminuição da produtividade e, por consequência, da lucratividade, o que inviabiliza o sistema do ponto de vista econômico. Se as quantidades adicionadas forem maiores, no entanto, haverá acúmulo de nutrientes no solo, resultando, em médio e longo prazos, na deterioração da qualidade do solo e da água (Seganfredo, 2007).

Enquanto os fertilizantes químicos podem ser formulados para cada tipo de solo e cultura, os resíduos orgânicos apresentam, simultaneamente, vários nutrientes, que se encontram em quantidades desproporcionais em relação às necessárias para as plantas. Com isso, as adubações contínuas com resíduos podem ocasionar desequilíbrios químicos, físicos e biológicos no solo, cuja gravidade dependerá da composição desses resíduos, da quantidade aplicada, da capacidade de extração das plantas, do tipo de solo e do tempo de utilização dos resíduos (Seganfredo, 2007).

Na utilização de adubos orgânicos para o fornecimento de diversos nutrientes, devem-se considerar, além da exigência das plantas, a concentração dos nutrientes nos materiais, a umidade e os índices de conversão de cada nutriente (Scherer, 2007). Contudo, em função da diferença na composição de cada material, não é correto generalizar índices de conversão para diferentes nutrientes presentes em resíduos orgânicos. Dessa forma, torna-se necessário, estudar o padrão de liberação de nutrientes ao longo do tempo, para cada resíduo orgânico (Scherer, 2007).

2.2 Concentração de K nos resíduos orgânicos

Quase todos os fertilizantes orgânicos possuem K, contudo, a concentração de K nesses materiais é baixa; seus teores variam de um resíduo orgânico para outro normalmente entre 0,2% a 4% (Ernani et al., 2007). A concentração de K presente nos resíduos orgânicos depende da origem, das etapas de processamento dos materiais, do tipo e da quantidade de ração fornecida aos animais, e da eficiência de uso da ração, no caso dos esterco, dos insumos adicionados em processos industriais. Além disso, a concentração de K em resíduos se mostra dependente dos aspectos sócio-econômico-culturais, no caso dos compostos de lixo, dos ingredientes utilizados na fabricação de adubos orgânicos e dos efluentes depositados na rede de esgoto (Garg et al., 2006).

Os menores teores são verificados em resíduos compostados separados de matrizes predominantemente líquidas, como é o caso do lodo de esgoto e de esterco separados de chorumes. Isso ocorre devido ao alto teor de potássio presente na forma solúvel, sendo, dessa forma, este nutriente, muito suscetível à lixiviação (Malavolta, 1980). Além disso, as reservas de K presentes em materiais orgânicos são facilmente lixiviadas desses materiais em diferentes formas de tratamento e processamento que separam a matriz sólida da líquida, pelo fato de o K ser um elemento que não está associado a nenhum componente estrutural do tecido vegetal, encontrando-se na forma iônica no vacúolo das células das plantas (Marschner, 1995).

No caso de resíduos de gramíneas, grande parte do K, em alguns casos mais de 60%, está associada à palhada; assim, as quantidades de K na parte aérea dessas plantas podem constituir uma fonte expressiva do nutriente e a liberação de K da palha, depositada na superfície do solo, pode ser relativamente rápida. Isso porque esse nutriente permanece quase que totalmente na forma iônica, dentro do tecido vegetal (Rosolem et al., 2006).

2.3 Fatores que regulam a liberação de nutrientes

Os resíduos vegetais e animais contêm muitos dos nutrientes predominantemente sob a forma de compostos orgânicos. Para que as plantas possam absorver esses nutrientes dos resíduos, os compostos orgânicos precisam ser degradados, normalmente pela ação de microrganismos do solo, segundo um processo que se denomina mineralização (Taiz & Zeiger, 2006). A mineralização depende de muitos fatores, incluindo temperatura, disponibilidade de água e oxigênio, tipo e número de microrganismos existentes no solo e qualidade do resíduo (Taiz & Zeiger, 2006; Siqueira & Moreira, 2006).

As características do solo também exercem grande influência na velocidade de decomposição e na liberação de nutrientes, pois, condições físicas e químicas do solo que maximizem a atividade biológica aceleram a decomposição de materiais orgânicos no solo e, conseqüentemente, a taxa de liberação de nutrientes (Siqueira & Moreira, 2006).

Da mesma forma, o grau de maturação dos resíduos está relacionado à velocidade de liberação de nutrientes, à medida que o grau de humificação do material orgânico controla a taxa de decomposição e a liberação de nutrientes pelos materiais orgânicos (Ayuso et al., 1996).

Outro fator de grande importância está relacionado à localização e à forma em que esses nutrientes se encontram no tecido vegetal (Marschner, 1995). Nesse sentido, o potássio apresenta comportamento peculiar por não estar relacionado a componentes orgânicos e, então, apresenta-se prontamente suscetível à liberação, não dependendo, portanto, de atividades microbiológicas para a conversão para formas inorgânicas (Braz et al., 2004).

De fato, a velocidade de liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos, durante o processo de decomposição, dentre outros fatores, depende da localização e da forma na qual esses nutrientes se encontram no tecido vegetal. (Giacomini et al., 2003). Diferentemente do que acontece para os outros

nutrientes, como N, P e S, a liberação do potássio, já no primeiro ano, é plena. Segundo Malavolta (1980), mais de 80% do K encontra-se na forma solúvel na planta, sendo, portanto, passível de lixiviação.

Além disso, de acordo com Ernani et al. (2007), como este elemento químico não integra nenhum composto orgânico, o K é passível de ser liberado do material orgânico, tão logo ocorra a morte das células, por simples rompimento de barreiras físicas contrárias à sua exposição e disponibilização no solo. No caso do K, há somente ligação do nutriente às cargas associadas à matéria orgânica, por ligações eletrostáticas de baixa energia, o que implica em índice de conversão igual a 100% (Taiz & Zeiger, 2006).

Esta rápida liberação do potássio é confirmada por muitos trabalhos realizados com resíduos de plantas. Salmi et al. (2006), avaliando a dinâmica da decomposição e liberação de N, P e K de resíduos culturais, observaram que as constantes de mineralização e liberação de nutrientes apresentaram a seguinte ordem decrescente: K>P>N. Esses resultados corroboram os de Giacomini et al. (2003) que, ao avaliar a liberação de P e K de resíduos culturais de aveia-preta, ervilhaca comum e nabo forrageiro, em sistema plantio direto, observaram que a taxa de liberação do K foi 4,5 vezes maior do que a de fósforo.

Marcon et al. (1999), avaliando a liberação de nutrientes de restos vegetais de nabo forrageiro, constataram que, após 53 dias do manejo das plantas, o conteúdo de K diminuiu em 99%. Moraes (2001) verificou mineralização de 95% do nitrogênio, de 88% para o fósforo e de 96% para o potássio, ao estudar a mineralização de nutrientes das palhadas de sorgo, ao final de 168 dias de avaliação. Boer et al. (2007) avaliaram o acúmulo e a liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura e observaram que, em todas as espécies estudadas, o K foi o nutriente mais rapidamente liberado, com tempos de meia-vida de 10 a 27 dias, apresentando comportamento diferenciado, em relação à velocidade de liberação, entre as espécies.

2.4 Interações potássio-solo

O potássio é um elemento muito abundante em rochas e em solos. Os teores totais, em solos bem supridos, podem superar 1%. Grande parte desse potássio encontra-se em minerais que contêm o elemento nas estruturas cristalinas (Raij, 1991).

Os minerais primários mais importantes, portadores de potássio, encontrados em rochas ígneas, são os feldspatos e as duas micas, muscovita e biotita. Os minerais secundários são as argilas do tipo 2:1, ilita e vermiculita, bem como minerais interestratificados, que se situam entre a ilita e micas e a vermiculita (Raij, 1991).

De acordo com Bissani et al. (2004), o potássio contido nos minerais primários e secundários constitui a quase totalidade do elemento no solo e representa a capacidade potencial de suprimento desse nutriente às plantas.

O intemperismo do material de origem e o grau de intemperismo do próprio solo afetam os minerais e, conseqüentemente, as formas e as quantidades de potássio existentes no solo. Os feldspatos são facilmente intemperizáveis, seguidos da biotita, sendo a muscovita o mineral mais persistente em solos (Raij, 1991).

Cátions minerais, como o potássio, adsorvem-se às cargas negativas de superfície das partículas inorgânicas e orgânicas do solo. Os cátions minerais, adsorvidos à superfície das partículas de solo, não são facilmente perdidos quando o solo é lavado pela água e proporcionam uma reserva de nutrientes disponível as raízes das plantas (Taiz & Zeiger, 2006). Os nutrientes minerais adsorvidos dessa forma podem ser substituídos por outros cátions, em um processo conhecido como troca catiônica. O grau com que um solo pode adsorver ou trocar íons é altamente dependente do tipo de solo. Dessa forma, um solo com grande capacidade de troca de cátions, geralmente, tem maior reserva de nutrientes (Taiz & Zeiger, 2006).

A retenção de K é dependente da composição física do solo, que influencia a sua adsorção e liberação, bem como a sua lixiviação no perfil do solo (Viana, 2007).

Com relação ao potássio, não há dependência da atividade microbiana, pelo fato de o K não estar presente na forma orgânica nos resíduos em geral e, dessa forma, o termo mineralização não se aplica. Nesse sentido, as características do solo interferem nas taxas de liberação do potássio por meio da proteção física e química das partículas orgânicas. A proteção física se refere à oclusão de partículas orgânicas em macro e microagregados e a proteção química envolve adsorção e recalitrância de partículas orgânicas (Canqui & Lal, 2004). De acordo com Bayer et al. (2000), a proteção química, que se manifesta devido à sua interação com óxidos e hidróxidos de Fe e Al.

Segundo Ceretta (1995), o fator que mais influencia a persistência da matéria orgânica no solo é a sua própria proteção física, originada da interação com argilominerais e óxidos de Fe e Al. Logo, em solo com pastagem natural e com baixo teor de argila, a proteção física da matéria orgânica é pequena, favorecendo a sua decomposição e proporcionando um estado estacionário da matéria orgânica no tempo, com quantidades adicionadas e perdas equivalentes (Bayer & Mielniczuk, 1999).

Wiseman & Puttmann (2006), em estudo que objetivou avaliar possíveis interações entre minerais da fração argila e óxidos no armazenamento da matéria orgânica do solo, concluíram que essas interações exercem papel significativo na estabilização da matéria orgânica.

De acordo com Roscoe & Machado (2002), a fração areia apresenta pouco ou nenhum material orgânico fortemente ligado, de modo que a matéria orgânica é perdida rapidamente do solo devido à reduzida superfície específica e à densidade de carga superficial da areia.

Pelo exposto, mesmo que o K seja liberado rapidamente pelo resíduo, quando aplicado no solo, os mecanismos de adsorção e ligações químicas diversas na superfície das argilas podem implicar em uma retenção temporária ou atraso na liberação do nutriente para as plantas. Por outro lado, se a interação do K com a matriz solo é reduzida, existe sempre a possibilidade de o K permanecer em grandes quantidades na solução do solo, o que pode significar grandes perdas do nutriente por lixiviação, se o nutriente não for aproveitado no tempo adequado pelas culturas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local do estudo e materiais utilizados

O experimento foi conduzido no Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo (LEMOS), do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, MG, de julho de 2007 a abril de 2008. Foram utilizadas amostras da camada superficial (0-20 cm) de um Latossolo Vermelho distroférico e um Latossolo Vermelho Amarelo com as seguintes características: 240 g kg⁻¹ de argila (textura média); pH em água = 5,4; Al³⁺ = 0,2 cmol_c dm⁻³; Ca²⁺ = 0,4 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,2 cmol_c dm⁻³; P = 0,4 mg dm⁻³; K = 20 mg dm⁻³; MO = 0,4 dag kg⁻¹ (Latosolo Vermelho Amarelo) e 670 g kg⁻¹ de argila (textura muito argilosa); pH em água = 4,3; Al³⁺ = 1,4 cmol_c dm⁻³; Ca²⁺ = 1,0 cmol_c dm⁻³; Mg²⁺ = 0,4 cmol_c dm⁻³; P = 2,3 mg dm⁻³; K = 53 mg dm⁻³; MO = 3,3 dag kg⁻¹ (Latosolo Vermelho distroférico).

A areia foi coletada no município de Itutinga, MG e submetida a várias lavagens com solução ácida de HCl diluído em água na proporção de 1:1, sendo, em seguida, lavada, em repetidas vezes, com água desmineralizada. Trata-se, portanto, de material inerte e com reduzida disponibilidade de nutrientes.

Os materiais orgânicos foram coletados em municípios do Sul de Minas Gerais, sendo analisados os seguintes resíduos: amostras de lodo de esgoto oriundas das estações de tratamento de esgoto de duas cidades de médio porte, localizadas em municípios de Minas Gerais, esterco de aves, composto orgânico, esterco de suíno, esterco de codorna, esterco de bovino, substrato orgânico, esterco de equino, composto de lixo e turfa.

3.2 Preparo e caracterização das amostras

Após a etapa de coleta, as amostras foram secas (70°C), peneiradas (>0,25 mm) e armazenadas em dessecador, para posterior análise. A

caracterização físico-química desses resíduos foi realizada por Melo (2007), sendo os resultados apresentados nos Quadros 1 e 2.

Os teores de K total dos resíduos foram determinados, em forno microondas, em frasco de alta pressão de polietileno modificado (TFM) com volume de 50 mL. Nesses frascos, foram acondicionadas 200 mg de amostra de cada resíduo e, em seguida, adicionaram-se 10 mL de HNO₃ p.a. Os frascos foram fechados e conduzidos ao forno para aquecimento durante dez minutos seguindo-se o protocolo EPA 3051. Após a etapa de digestão, no extrato obtido, foram adicionadas mais 10 mL de água bidestilada, sendo o extrato, posteriormente, filtrado, para proceder à análise do K por fotometria de chama, segundo Tedesco et al. (1995).

Para a análise do teor de K total em solo, foram pesadas 500 mg de amostra dos latossolos e da areia, que foram transferidos para os frascos (TFM), em seguida, adicionaram-se 10 mL de HF, 5mL de HNO₃ e 5 mL de HCl. Os frascos foram fechados e aquecidos durante 40 minutos, seguindo marcha descrita no protocolo EPA 3052 modificado. Após a etapa de digestão, procedeu-se a leitura dos teores de K nos extratos em fotômetro de chama, conforme Tedesco et al. (1995).

Para a determinação do K solúvel presente nos resíduos e nos solos, utilizaram-se 0,5 g de resíduo e 1 g de solo, que foram misturadas a 50 mL de água destilada e agitadas durante 30 minutos (Aita, 1996). A seguir, o sobrenadante foi filtrado e o teor de K determinado em fotômetro de chama.

A capacidade de troca de cátions (CTC) dos materiais orgânicos foi determinada segundo o método analítico descrito em Williams (1984), com pequenas adaptações, ou seja, com uso de ácido clorídrico para saturação dos sítios de troca e adição de carvão ativado à amostra, no sentido de prevenir perdas de material orgânico passível de solubilização. Foi feita, também, a substituição da solução de acetato de bário por acetato de cálcio.

QUADRO1 Atributos avaliados para a caracterização dos resíduos orgânicos.

Material orgânico	pH H ₂ O	pH CaCl ₂	CRA %	CE* dS m ⁻¹	CTC cmol _c kg ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ mg kg ⁻¹	N-NO ₃ ⁻	NH ₄ /NO ₃
Esterco suíno	7,2±0,1	6,5±0,1	80±3,5	0,7±0,02	20,4±2,2	28±3	13±3	2,2
Esterco bovino	9,1±0,1	8,0±0,1	82±4,0	3,2±0,12	25,9±2,3	27±3	30±3	0,9
Esterco galinha	7,9±0,1	7,4±0,1	81±1,5	9,5±0,02	45,8±0,4	608±21	58±16	10,5
Esterco codorna	8,4±0,1	7,9±0,1	80±1,1	11,6±0,10	44,1±1,4	533±14	17±1	31,4
Composto orgânico	9,6±0,1	8,5±0,1	81±1,8	5,8±0,04	31,1±0,6	27±3	135±11	0,2
Composto de lixo	9,0±0,1	8,4±0,1	60±1,5	1,4±0,02	35,0±0,6	46,6±3	513± 3	0,1
Substrato orgânico	5,8±0,1	5,4±0,1	82±1,3	3,9±0,04	67,4±3,1	15±1,8	87±13	0,2
Lodo de esgoto 1	3,4±0,1	3,3±0,1	33±1,6	3,9±0,04	62,5±2,1	207±14	566±50	0,4
Lodo de esgoto 2	7,6±0,1	7,3±0,1	74±1,2	5,1±0,10	4,9±0,9	335±13	360±16	0,9
Turfa	5,7±0,1	4,7±0,1	90±4,0	0,1±0,01	14,0±0,4	20±1	20±1	1,0
Esterco de equino	7,6±0,1	7,1±0,1	55±1,6	5,7±0,02	20,0±0,6	100±3	233±4	0,4

*CE - Condutividade eletrolítica; Média /± - desvio padrão.

*CRA - Capacidade de retenção de água.

* CTC - Capacidade de troca de cátions

Fonte: Melo (2007)

QUADRO 2 Teores de matéria orgânica, C orgânico, relação C/N e C em frações da matéria orgânica dos diversos resíduos orgânicos estudados.

Material orgânico	MO*	C orgânico	N-total	C/N	C-FAH	C-FAF
	-----%-----				-----g kg ⁻¹ -----	
Esterco suíno	46,6±0,4	23,3±0,2	2,1±0,1	11	3,9±0,5	6,0±0,9
Esterco bovino	39,6±1,4	19,8±0,7	1,5±0,1	13	4,7±0,3	9,0±0,5
Esterco galinha	54,9± 0,7	27,5±0,3	5,9±0,1	5	11,5±0,4	35,7±0,3
Esterco codorna	62,4±1,2	31,2±0,6	3,4±0,1	9	15,3±1,2	28,3±0,6
Composto orgânico	42,1±1,4	21,1±0,1	1,3±0,1	16	2,5±0,5	3,7±0,4
Composto de lixo	43,6±0,1	21,8±0,1	2,7±0,1	8	2,2±0,5	1,5±0,3
Substrato orgânico	87,7±0,6	43,8±0,3	1,0±0,1	44	2,3±0,4	6,9±0,6
Lodo de esgoto 1	43,3±0,4	21,7±0,6	2,5±0,1	9	22,3±0,5	25,9±0,4
Lodo de esgoto 2	23,26±0,1	11,6±0,1	0,8±0,2	14	0,2±0,0	3,1±0,4
Turfa	20,0±0,3	10,0±0,1	0,84±0,1	12	0,2±0,0	0,6±0,0
Esterco de equino	68,54±0,5	34,3±0,2	3,1±0,1	11	0,2±0,0	0,1±0,0

* MO – matéria orgânica; C-FAH – carbono-fração ácido húmico; C-FAF – carbono-fração ácido fúlvico.

Fonte: Melo (2007)

3.3 Cálculo da dose dos materiais orgânicos aplicados e incubação com os solos

A dose de resíduo orgânico aplicada no solo visou suprir 100 kg ha⁻¹ de N, quantidade suficiente para o crescimento pleno da maioria das culturas. O cálculo foi feito com base nos teores total e disponível de N nos materiais orgânicos, no teor de água do resíduo e no índice de conversão do nitrogênio orgânico para mineral, para cada material orgânico utilizado no estudo.

Para este cálculo, foi utilizada a fórmula descrita a seguir:

$$W = \frac{A}{(B/100) \times (C/100) \times (D/100)}$$

em que:

W= quantidade do adubo aplicado (kg ha⁻¹)

A= quantidade do nutriente a ser aplicada (kg ha⁻¹)

B= matéria seca do resíduo (%)

C= teor de N no resíduo (%)

D= índice de conversão do nitrogênio (%)

As quantidades dos resíduos adicionadas em cada parcela experimental são apresentadas no Quadro 3.

QUADRO 3 Material orgânico aplicado em cada parcela experimental.

Material orgânico	Quantidade aplicada por parcela
	-----g kg ⁻¹ -----
Lodo de esgoto 1	1,72
Lodo de esgoto 2	5,08
Esterco de galinha	0,90
Composto de lixo	1,86
Composto orgânico	3,54
Esterco de suíno	2,16
Esterco de codorna	1,28
Esterco de equino	2,68
Esterco de bovino	3,74
Substrato orgânico	8,12
Turfa	7,18

Foram testados os seguintes tratamentos: 1) incubação de amostras de resíduos misturada com areia lavada em solução ácida; 2) incubação de resíduos com amostras de Latossolo Amarelo (textura média) e 3) incubação de resíduos com amostras de Latossolo Vermelho distroférico (textura muito argilosa).

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso em esquema fatorial [(11x3) +2], constituído de onze resíduos orgânicos incubados com dois solos (textura média e muito argilosa) e com areia (tratamento controle), mais um tratamento adicional constituído da incubação dos solos de textura média e de textura muito argilosa em três repetições totalizando 105 parcelas.

Foram incubadas 200 g de solo e areia lavada por 270 dias em colunas de PVC com 20 cm de altura e diâmetro de 75 mm, os quais foram fixados em bancadas de madeira (Figura 1). A acidez das amostras dos solos foi corrigida

visando atingir saturação por bases igual a 60%. A umidade das amostras foi mantida próximo de 70% da capacidade de campo, por meio de pesagens diárias das amostras incubadas. A temperatura média ao longo do período de incubação foi de 24°C, com variação média de $\pm 4^\circ\text{C}$.

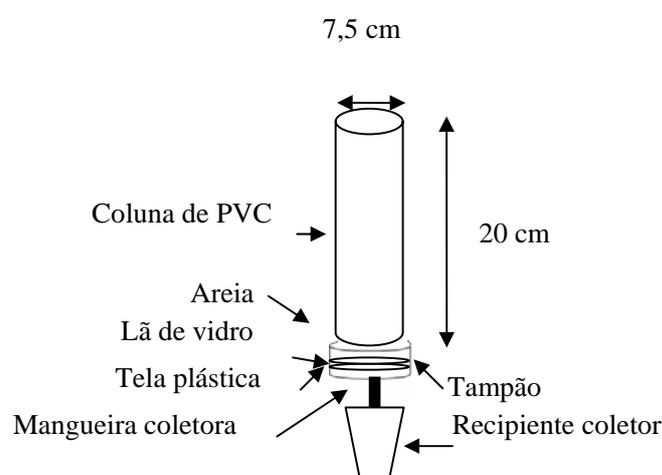


FIGURA 1 Esquema de montagem das colunas de PVC utilizadas no experimento.

3.4 Avaliação da dinâmica de liberação do K

A dinâmica de liberação do K foi realizada por meio da coleta periódica de lixiviados, a cada 15 dias, durante os três primeiros meses de incubação e a cada 30 dias, até o final do experimento.

Para a extração do nutriente, foi realizada a lavagem dos solos e areia com solução de CaCl_2 0,01 mol L^{-1} . O lixiviado foi coletado em recipientes posicionados abaixo de cada coluna de PVC e teve seu volume tabulado, sendo,

em seguida, filtrado (filtro de 0,45 μm) e armazenado em refrigerador (4°C) para posterior análise do teor de K.

A determinação do K foi realizada em leitura direta do extrato em fotômetro de chamas, baseando-se em Tedesco et al. (1995).

Aos valores obtidos das quantidades acumuladas de potássio liberado, foi ajustado a um modelo de cinética de primeira ordem proposto por Stanford & Smith (1972), conforme equação mostrada a seguir:

$$K_m = K_0 [1 - \exp(-ct)] + \varepsilon ,$$

em que:

K_m é potássio lixiviado, em mg kg^{-1} ;

K_0 é o potássio com potencial de liberação, em mg kg^{-1} ;

c é uma taxa ou constante de liberação do nutriente, em $\text{mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$;

t é o tempo de incubação, em dias.

ε é um vetor de erros.

Para a obtenção de um melhor ajuste dos dados, subtraíram-se das quantidades acumuladas de potássio liberadas pelos resíduos as quantidades de K liberadas no tempo 0 de incubação.

A escolha desse tipo de modelo foi feita tendo em vista ter sido essa a equação matemática que, em geral, melhor se ajustou ao conjunto de dados obtidos, em razão dos coeficientes de determinação (R^2) superiores a 0,8.

A partir dos valores da constante de liberação do K, calculou-se o tempo de meia-vida ($t_{1/2} = \ln(2)/c$), cuja dedução é apresentada em Paul & Clark (1996). O $t_{1/2}$ corresponde ao tempo necessário para que ocorra a liberação de metade do potássio adicionado ao solo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Dinâmica de liberação do K

Em todos os tratamentos, o processo de liberação do potássio dos resíduos orgânicos apresentou padrão semelhante, com uma fase inicial de rápida liberação de K, nos primeiros trinta dias de incubação, seguida de outra fase mais lenta. Isso porque houve, nas coletas subseqüentes, redução acentuada na taxa de liberação do nutriente (Figura 2).

A elevada velocidade de liberação do K pelos resíduos e adubos orgânicos estudados, no início da incubação, também foi observada quando se avaliaram as taxas de liberação diária dos resíduos orgânicos (Figura 3). Estes resultados confirmam os obtidos em estudo realizados com resíduos de plantas, por Giacomini et al. (2003), Estes autores, ao estudarem a decomposição de resíduos culturais e a ciclagem de nutrientes de plantas de cobertura solteiras e consorciadas, observaram que, dentre outros nutrientes, o K foi o nutriente mais rapidamente liberado pelos resíduos culturais estudados. Na amostragem realizada 15 dias após o manejo das plantas de cobertura, apenas 10% do K da ervilhaca e 15% do nabo forrageiro ainda permaneciam nos resíduos culturais dessas espécies incubados.

Espindola et al. (2006) estudaram a decomposição e a liberação de nutrientes de resíduos da parte aérea de algumas leguminosas herbáceas perenes consorciadas com bananeira Estes autores observaram que a percentagem de K remanescente, encontrado 30 dias após o corte, variou de 2% a 15% do K presente nos resíduos vegetais analisados, indicando alta velocidade de liberação desse nutriente, independentemente da época do corte.

Cottica et al. (1999), avaliando a decomposição e a concentração de nutrientes na palha de aveia preta ao longo do tempo, observaram que,

passados 55 dias do manejo da cultura, o conteúdo de K da palha havia diminuído em 92%.

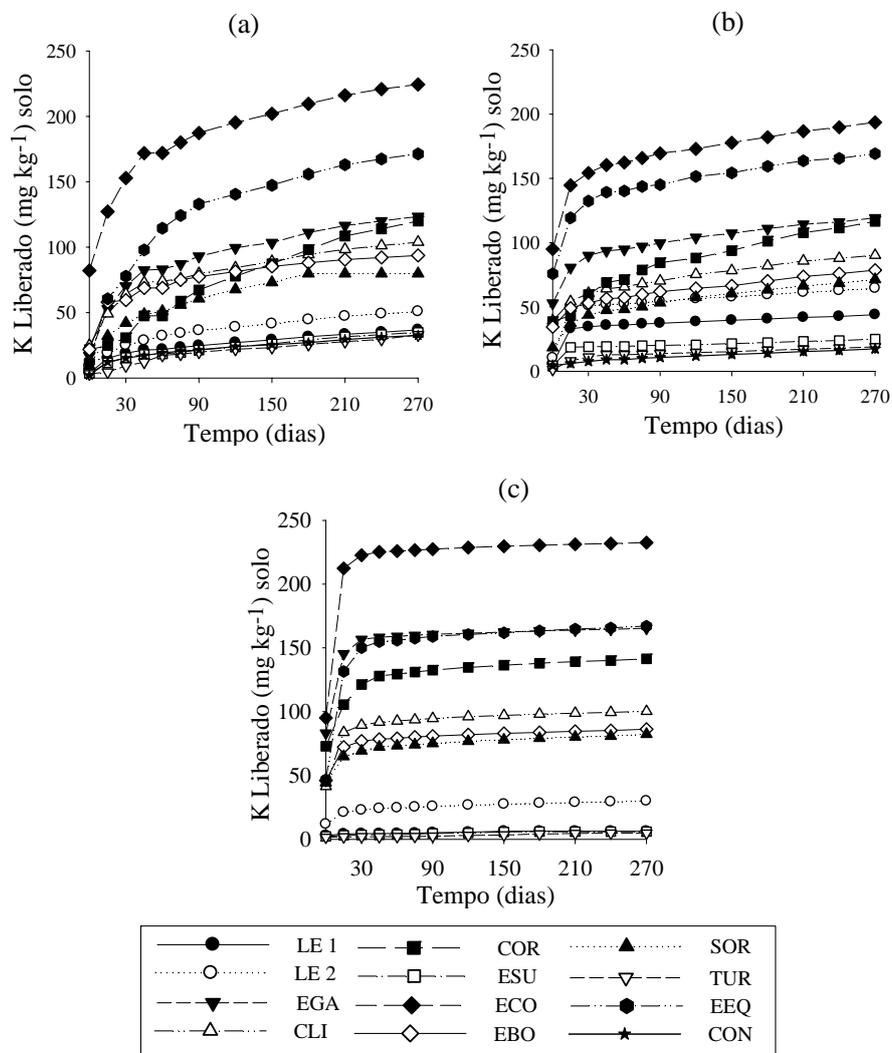


FIGURA 2 Liberação acumulada de K dos resíduos e adubos orgânicos incubados com (a) Latossolo Vermelho distroférico, (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) areia lavada, até os 270 dias de incubação. LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle.

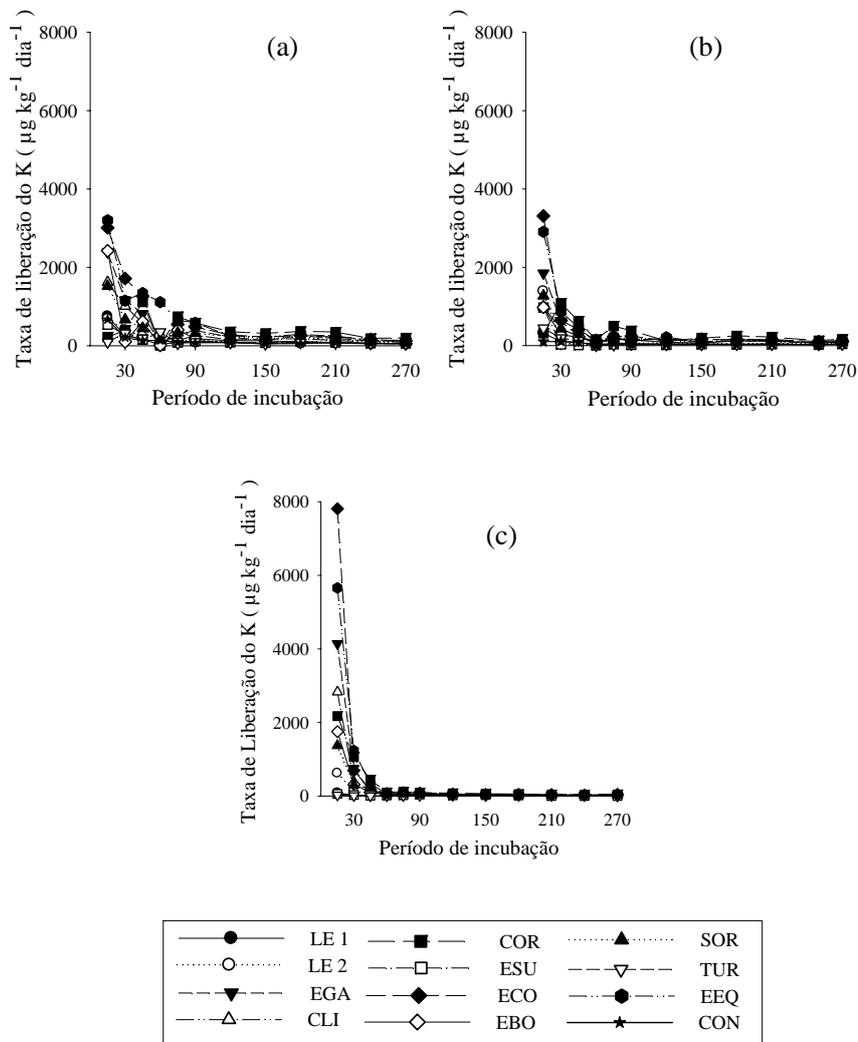


FIGURA 3 Taxas de liberação diária do K dos resíduos e adubos orgânicos incubados com (a) Latossolo Vermelho distroférico, (b) Latossolo Vermelho Amarelo e (c) areia lavada, até os 270 dias de incubação. LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de eqüino; CON = tratamento controle.

Com relação à dinâmica de liberação de K, os dados se ajustaram ao modelo de Stanford & Smith (Quadro 4). Os valores de potássio com potencial de liberação (K_o) foram maiores para os resíduos esterco de galinha, esterco de codorna, esterco de equino e composto orgânico, independentemente de os materiais orgânicos terem sido misturados à areia ou a amostras de solo.

Em virtude dos maiores valores da constante de liberação do potássio, quando os resíduos foram incubados com areia (tratamento controle), os tempos de meia-vida do K foram baixos. Esses resultados confirmam os obtidos por estudos realizados com resíduos de plantas.

A alta velocidade de liberação do K foi demonstrada em estudo realizado por Padovan et al. (2006) que, ao avaliar a dinâmica de decomposição e a liberação de nutrientes da parte aérea de plantas de soja, observaram tempos de meia-vida entre 7 e 20 dias. Em estudo com resíduos de plantas, realizados por Giacomini et al. (2003), os tempos de meia-vida encontrados também evidenciaram rápida liberação do potássio, tendo sido observados $t_{1/2}$ de 13 dias para a aveia preta e de 4 dias para ervilhaca e para o nabo forrageiro. Resultados semelhantes foram encontrados por Espindola et al. (2006), em estudo que objetivou avaliar a decomposição e a liberação de nutrientes pela parte aérea de leguminosas herbáceas perenes, as quais apresentaram tempos de meia-vida menores que 13 dias para todas as plantas de cobertura avaliadas.

Tempo de meia-vida de 2,76 dias para o K referente à fitomassa da parte aérea de *Crotalaria juncea* foi observado por Oliveira et al. (2003). Estes autores avaliaram os efeitos da adubação verde, na forma de pré-cultivo com *Crotalaria juncea* e da aplicação suplementar de doses crescentes de esterco de “cama” de aviário na produtividade e no padrão comercial do repolho cultivado em sistema orgânico.

Entretanto, neste estudo, os tempos de meia-vida ($t_{1/2}$) do K foram influenciados pelas características dos solos, uma vez que, quanto maior o teor

de argila presente no solo, maiores foram os tempos de meia-vida do K dos resíduos (Figura 4), que apresentaram $t_{1/2}$ obedecendo à seguinte ordem: LV(df) (textura muito argilosa)>LVA (textura média)>areia (tratamento controle).

É importante salientar que, quando os resíduos foram incubados com areia, foi verificada uma maior constante de liberação do K (Quadro 4), em virtude da baixa interação do nutriente com essa matriz, o que implicou em menores tempos de meia-vida do nutriente.

Entretanto, quando os resíduos estudados foram incubados com os solos, os tempos de meia-vida foram maiores, principalmente no Latossolo Vermelho distroférico, solo com maior teor de argila. Nesse sentido, em solos mais argilosos, há tendência de reduzir os riscos de perdas por lixiviação do K, em função dos mecanismos de adsorção e ligações químicas inerentes à superfície das argilas que implicam em uma retenção temporária do nutriente.

QUADRO 4 Estimativa dos parâmetros do modelo de Stanford & Smith para os resíduos e os adubos orgânicos incubados.

Resíduos incubados	K ₀	c	R ²
	mg.kg ⁻¹	dia ⁻¹	
	LV(df)		
Lodo de esgoto 1	30,14	0,0111	0,93
Lodo de esgoto 2	40,34	0,0135	0,98
Esterco de galinha	97,95	0,0205	0,95
Composto de lixo	72,73	0,0195	0,95
Composto orgânico	177,26	0,0070	0,99
Esterco de suíno	30,81	0,0108	0,95
Esterco de codorna	132,68	0,0208	0,97
Esterco de equino	152,42	0,0179	0,99
Esterco de bovino	66,44	0,0265	0,92
Substrato orgânico	71,06	0,0163	0,97
Turfa	31,67	0,0077	0,98
Controle	28,10	0,0090	0,94
LVA			
Lodo de esgoto 1	14,52	0,0127	0,93
Lodo de esgoto 2	29,30	0,0435	0,82
Esterco de galinha	59,22	0,0243	0,91
Composto de lixo	48,80	0,0432	0,95
Composto orgânico	84,22	0,0081	0,99
Esterco de suíno	17,41	0,0988	0,87
Esterco de codorna	86,79	0,0333	0,90
Esterco de equino	79,34	0,0371	0,84
Esterco de bovino	40,68	0,0444	0,92
Substrato orgânico	29,83	0,0154	0,99
Turfa	15,28	0,0267	0,92
Controle	15,59	0,0011	0,99
AREIA			
Lodo de esgoto 1	3,67	0,0122	0,94
Lodo de esgoto 2	16,21	0,0338	0,92
Esterco de galinha	78,64	0,0993	0,99
Composto de lixo	55,02	0,0852	0,97
Composto orgânico	64,36	0,0429	0,98
Esterco de suíno	4,54	0,0789	0,97
Esterco de codorna	133,59	0,1350	0,99
Esterco de equino	114,75	0,0837	0,99
Esterco de bovino	36,69	0,0689	0,96
Substrato orgânico	34,14	0,0434	0,94
Turfa	3,58	0,0370	0,97

LV (df) = Latossolo Vermelho distroférico; LVA= Latossolo Vermelho Amarelo.

K₀ = Potássio com potencial de liberação c = Constante de liberação do K.

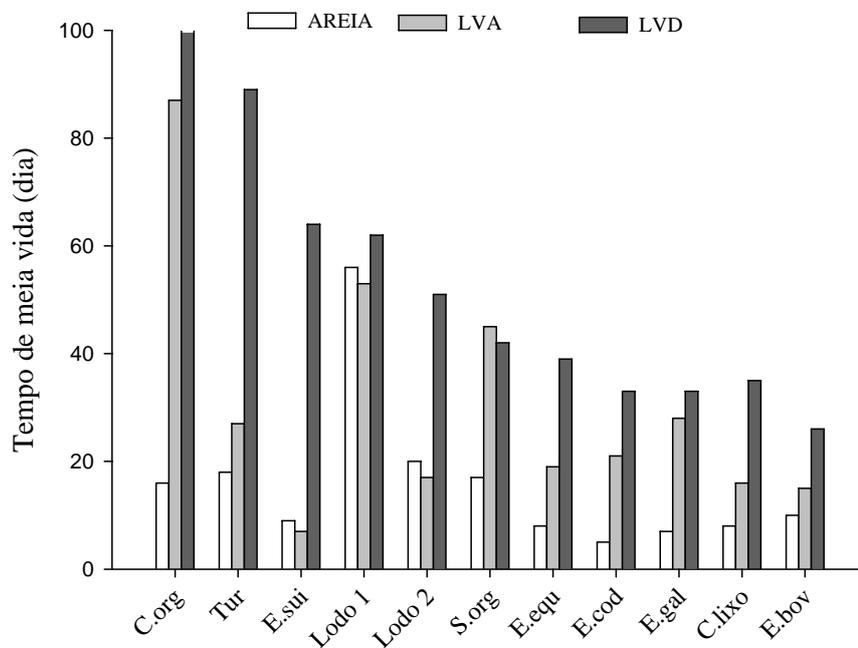


FIGURA 4 Tempo de meia vida dos resíduos e dos adubos orgânicos incubados por 270 dias de incubação, em misturas com areia e com amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo e um Latossolo Vermelho distroférico. LVA = Latossolo Vermelho Amarelo; LVD = Latossolo Vermelho distroférico; Lodo 1 = lodo de esgoto 1; Lodo 2 = lodo de esgoto 2; E.gal = esterco de galinha; C.lixo = composto de lixo; C.org = composto orgânico; S.org = substrato orgânico; Tur = turfa; Eeq = esterco de equino).

Com relação aos resíduos orgânicos estudados, as maiores quantidades de K liberado foram verificadas para os resíduos que tinham maior concentração inicial deste nutriente (Quadro 5).

O efeito dos teores totais de K nos resíduos, condicionando a liberação desse nutriente, ficou evidenciado quando se avaliou a correlação linear entre as quantidades liberadas de potássio e os teores de K total presente nos resíduos (Figura 5).

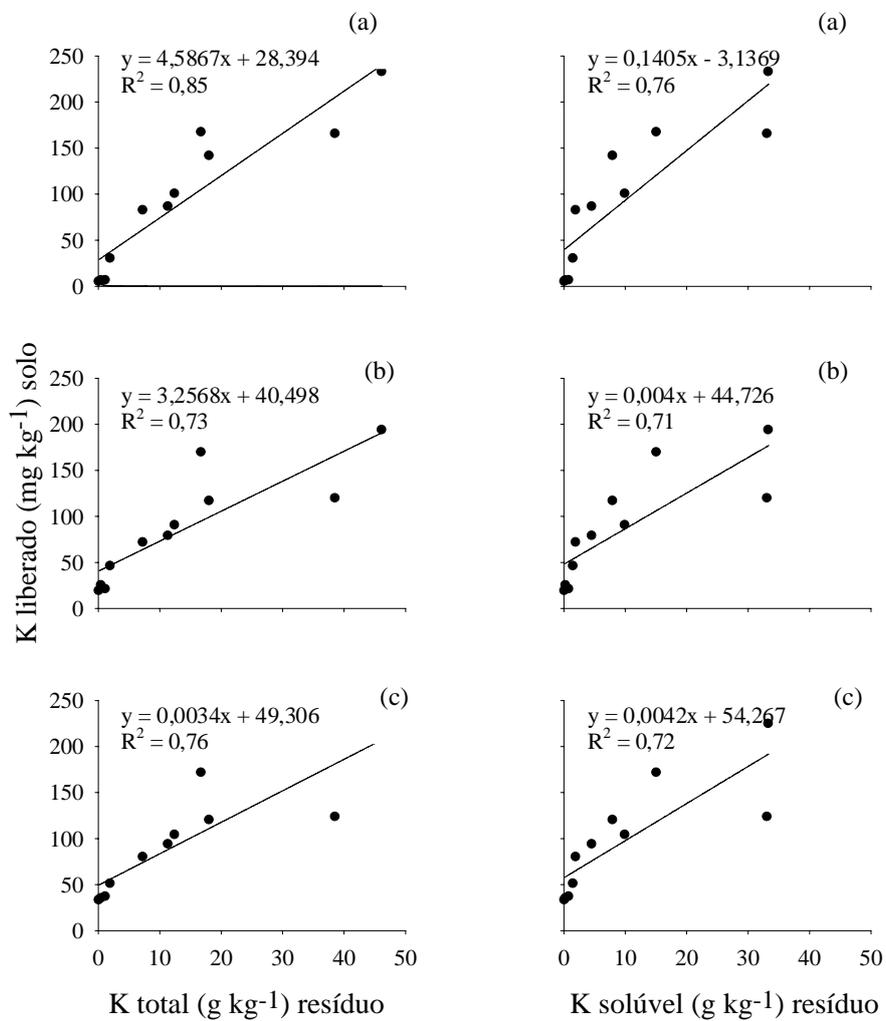


FIGURA 5 Relação entre as quantidades liberadas de K e os teores de K total e solúvel dos resíduos incubados com areia (a), Latossolo Vermelho Amarelo (b) e Latossolo Vermelho distroférrico (c).

A liberação do K de restos de seis espécies vegetais usadas como plantas de cobertura do solo, submetidos a diferentes regimes de precipitação, foi objeto de um estudo realizado por Rosolem et al. (2003). A máxima lixiviação de K diferiu entre as espécies estudadas, de modo que o triticale e a aveia preta, com a aplicação de lâmina de água de 69,8 mm, liberaram mais K do que as demais espécies estudadas, com 23,5 e 18,9 kg ha⁻¹, respectivamente, ao passo que o sorgo e a crotalária liberaram apenas 7,0 e 8,0 kg ha⁻¹ de K. Esse resultado foi atribuído à maior concentração deste nutriente no tecido vegetal do triticale e da aveia, o que está de acordo como os resultados obtidos neste estudo.

Os resíduos com menor concentração de K foram os que apresentaram as menores quantidades liberadas de potássio, sendo exemplos as menores quantidades de K liberadas pelo lodo de esgoto 1, no esterco de suíno e na turfa, quando estes resíduos foram misturados com solo ou areia. O baixo teor de K total presente no esterco de suíno pode ser atribuído às condições de coleta e de produção do mesmo, que foi retirado de uma lagoa de decantação de resíduos. Esse tipo de manejo acarreta baixos teores de K na parte sólida depositada no fundo da lagoa, que foi a utilizada, e maiores concentrações de K na parte líquida da lagoa anaeróbia, o que se caracteriza em uma lixiviação parcial do K presente no esterco de suíno original.

A rápida liberação de potássio observada neste estudo também pode ser atribuída aos elevados teores de K solúvel encontrados nos resíduos analisados (Quadro 5) e, para este atributo, também foi evidenciada alta correlação com as quantidades liberadas de K (Figura 5).

QUADRO 5 Teores totais e solúveis de K dos resíduos orgânicos e dos solos estudados.

	Ktotal	Ksa*	K aplicado	Ksa/Ktotal x100
	mg kg ⁻¹	%	mg kg ⁻¹	
Esterco de suíno	0,50	0,33	5	66
Esterco de bovino	11,40	5,60	207	49
Esterco de galinha	38,60	33,14	166	86
Esterco de codorna	46,20	33,34	284	72
Esterco de equino	16,80	16,80	153	100
Turfa	0,15	0,15	5	100
Composto de lixo	12,48	10,00	114	80
Composto orgânico	18,10	8,99	301	50
Substrato orgânico	7,30	3,56	30	49
Lodo de esgoto 1	1,20	0,80	6	66
Lodo de esgoto 2	2,00	1,55	30	77
LVA	7,78	0,05	-	0,6
LV (df)	2,45	0,07	-	0,1
Areia	4,88	0,00	-	0

*Ksa = Potássio solúvel em água.

LVA = Latossolo Vermelho Amarelo.

LV(df) = Latossolo Vermelho distroférico.

4.2 Influência dos solos sobre as quantidades de K liberadas

Para se avaliar quantidades de K liberadas ao final dos 270 dias de incubação entre os diferentes solos, subtraíram-se das quantidades acumuladas de potássio liberadas pelos resíduos as quantidades de K liberadas pelos tratamentos controle (Quadro 6).

Observa-se que as características dos solos exerceram influência significativa ($p < 0,05$) sobre a liberação do K por condicionarem, possivelmente, de forma diferenciada, o balanço entre os processos de adsorção/liberação do nutriente na solução do solo. O K dos resíduos incubados com areia, devido à sua reduzida superfície específica e baixa densidade de carga superficial, foi liberado rapidamente e em maior quantidade, obedecendo à seguinte ordem de

liberação de nutrientes: areia>Latossolo Vermelho Amarelo>Latossolo Vermelho distroférico.

QUADRO 6 Quantidades acumuladas de K liberado após 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos com areia e amostras de latossolos.

Resíduo	K liberado		
	Areia	LVA*	LV(df)*
	-----mg kg ⁻¹ -----		
Lodo de esgoto 1	6,3a	3,4a	4,2a
Lodo de esgoto 2	29,9a	28,3a	18,2a
Esterco de galinha	165,3a	101,9b	90,8c
Composto de lixo	100,2a	72,8b	71,2b
Composto orgânico	141,4a	99,0b	87,4c
Esterco de suíno	6,0a	7,5a	2,2a
Esterco de codorna	232,6a	180,2b	190,8b
Esterco de bovino	86,3a	61,2b	61,0b
Substrato orgânico	82,3a	23,8b	14,6b
Turfa	4,8a	1,4a	0,4a
Esterco de equino	167,0a	151,8b	138,7c
Controle	-	17,46b	32,6a

*Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% significância. LVA = Latossolo Vermelho Amarelo; LV(df) = Latossolo Vermelho distroférico.

As taxas de liberação do K, entretanto, alcançaram níveis de estabilização próximo aos 90 dias de incubação, quando incubados com areia, o que não foi observado para os resíduos incubados com os solos. Isso favoreceu um balanço nas taxas de liberação desses solos, chegando a atingir, para alguns resíduos, ao final dos 270 dias de incubação, níveis próximos aos liberação de potássio obtidos quando incubados com areia (Figura 2).

Nesse sentido, as quantidades totais de K recuperado ao final do período de incubação dos resíduos (obtidas pelo cálculo da quantidade de potássio adicionada pela aplicação do resíduo orgânico em relação à quantidade liberada pelo resíduo ao final dos 270 dias de incubação) atingiram níveis em torno de

80% a 100% de liberação, quando incubado com areia ou com os solos (Figura 6).

Observa-se que houve forte interação entre os resíduos orgânicos e os solos estudados, pois, quando os resíduos orgânicos foram incubados com os solos, foram verificadas menores taxas de recuperação do K, em relação às amostras incubadas com areia. De acordo com Bissani et al. (2004), solos com maior CTC retêm mais potássio na fase sólida, diminuindo as perdas por lixiviação.

As menores recuperações de K adicionado apresentadas pelo esterco de bovino, pelo composto orgânico e pelo substrato orgânico, possivelmente estão relacionadas ao menor teor de K solúvel presente nesses resíduos (Quadro 5).

A rápida liberação de nutrientes relacionada aos seus teores na forma solúvel em água é relatada em alguns estudos de decomposição e liberação de nutrientes por resíduos orgânicos. Buchanan & King (1993) atribuíram a rápida liberação de P no período inicial da decomposição de resíduos culturais ao elevado teor de P solúvel em água presentes nos mesmos. Com relação ao potássio, em estudo no qual se objetivou avaliar a liberação de nutrientes em resíduos culturais, realizado por Giacomini et al. (2003), a rápida liberação do nutriente foi atribuída ao elevado teor de K solúvel em água no tecido vegetal das diferentes espécies estudadas.

A baixa recuperação obtida para os resíduos esterco de galinha, esterco de codorna e composto de lixo, quando incubados com os solos, pode estar relacionada a uma maior interação entre os solos e os resíduos incubados e à elevada CTC destes materiais (Quadro 1) que, por sua vez, reflete na capacidade que esses materiais orgânicos têm de se ligar às cargas do complexo sortivo do solo.

Em relação ao lodo de esgoto 1, mesmo com elevada CTC, houve alta recuperação de potássio ao final dos 270 dias de incubação. Contudo, este fato

pode ter ocorrido em função da pouca quantidade de K presente neste resíduo que, ao final do experimento, já se apresentava totalmente liberada.

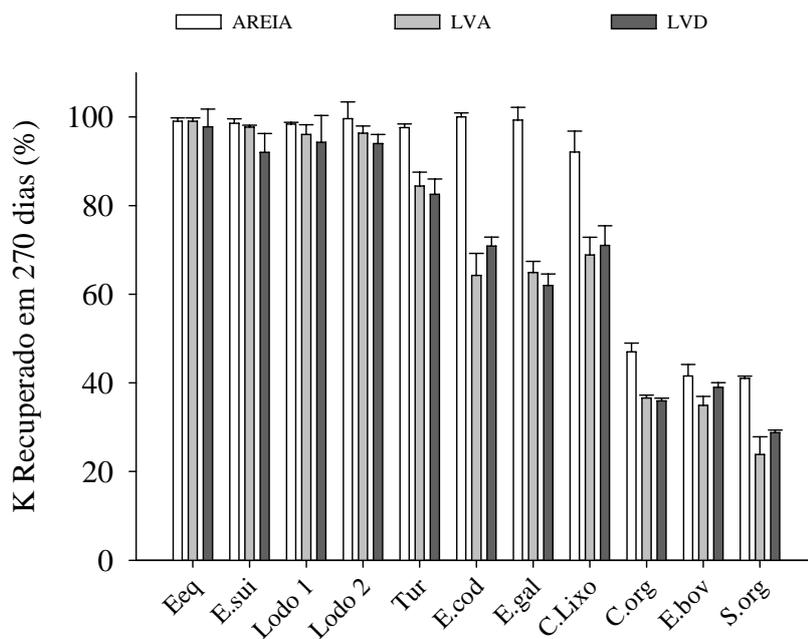


FIGURA 6 Potássio recuperado, em relação ao total de K aplicado, para os resíduos e adubos orgânicos incubados, por 270 dias, em misturas com areia e com amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo e um Latossolo Vermelho distroférico. LE 1 = lodo de esgoto 1; LE 2 = lodo de esgoto 2; EGA= esterco de galinha; CLI = composto de lixo; COR = composto orgânico; ESU = esterco de suíno; ECO = esterco de codorna; EBO = esterco de bovino; SOR = substrato orgânico; TUR = turfa; EEQ = esterco de equino; CON = tratamento controle.

CONCLUSÕES

A maior liberação de K ocorre nos 30 dias iniciais de incubação e os esterco de galinha, de codorna e de eqüinos e o composto orgânico são os resíduos que proporcionam maior liberação de K.

Para cada resíduo analisado, as quantidades acumuladas de K liberado para a mistura do material orgânico com a areia igualam-se ou são superiores às verificadas para as amostras de latossolos incubadas.

Considerando-se o período de 270 dias de incubação dos resíduos orgânicos, os teores solúveis e totais de K, nesses materiais, podem ser utilizados como bons preditores das quantidades acumuladas de K liberado, em função da elevada correlação observada entre esses atributos.

Em função dos reduzidos tempos de meia-vida, a maior parte do K presente nos resíduos já se encontra em formas que podem ser disponibilizadas no solo e ou aproveitadas pelas plantas. São elevados os riscos de perdas de K por lixiviação, notadamente em solos arenosos e para os resíduos com maiores teores de K total, em razão das quantidades elevadas de K liberadas no solo.

Em relação ao K adicionado ao solo e à areia, a recuperação desse nutriente nos lixiviados se aproximou, após 270 dias de incubação, de 100%, para os lodos 1 e 2, esterco de suíno e de eqüino e turfa. As quantidades recuperadas de K para composto orgânico, esterco de bovino e substrato orgânico foram reduzidas, na faixa de 25%-50%.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A maior parte do K presente nos resíduos já se encontra em formas que podem ser disponibilizadas no solo, o que indica elevados riscos de perdas de K por lixiviação, principalmente em solos arenosos. A maior velocidade de liberação do potássio em resíduos de origem orgânica denota o seu comportamento similar aos de fertilizantes minerais. Por isso, no manejo das adubações com materiais orgânicos, pelo menos para o fornecimento de potássio, a depender da necessidade da cultura implantada, talvez seja necessário parcelamento de adubações, no sentido de se obter um aproveitamento adequado do nutriente pelas culturas, do mesmo modo que é feito com fertilizantes minerais.

Como sugestão para estudos futuros, poderia ser realizada a determinação das quantidades de K encontradas nos diferentes compartimentos dos resíduos orgânicos. Assim seria possível conhecer a possibilidade de liberação do potássio de compartimentos menos lábeis que, possivelmente, possam ser disponibilizados e aproveitados pelas plantas, ainda em um período de forte demanda nutricional do nutriente, a fim de direcionar a aplicação dos resíduos com segurança.

Por se tratar de elemento químico cuja dinâmica de liberação se diferencia de outros nutrientes (N, P, S etc.) eminentemente de caráter orgânico, outra opção de pesquisa seria o estudo de novos modelos matemáticos que propiciem melhor ajuste em relação aos dados de liberação do potássio.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU JUNIOR, C.H.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J.C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 4, n.1, p. 91-490, 2005.

AITA, C. **Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols cultivés: étude, au champ, des processus de décomposition après apport de matière organique fraîche**. 1996. 196 p. Tese (Doctorat en Sciences de la Terre) – Université de Paris VI, Paris.

ALCÂNTARA, F.A.; FURTINI NETO, A.E.; PAULA, M.B. de; MESQUITA, H.A. de; MUNIZ, J.A. Adubação verde na recuperação da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 2, p. 277-288, 2000.

AYUSO, M.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C.; PASCUAL, J.A. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 57, n. 2, p. 201-207, 1996.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 9-26.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 599-607, jul./set. 2000.

BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S. Potencial agrícola do composto de lixo urbano no Estado de São Paulo. **O Agrônomo**, Campinas, v. 4, n. 3, p. 87-93, 1991.

BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fertilidade dos solos e manejo da adubação das culturas**. Porto Alegre: Gênese, 2004. 328 p.

BOER, C.A.; ASSIS, R.L.; SILVA, G.P.; BRAZ, A.J.B.P.; BARROSO, A.L.M.; CARGNELUTTI FILHO, A.; PIRES, F.R. Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura na entressafra em um solo de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 9, p. 1269-1276, 2007.

BRAZ, A.J.B.P.; SILVEIRA, P.M. da; KLIEMANN, H.J.; ZIMMERMANN, F.J.P. Acumulação de nutrientes em folhas de milho e dos capins braquiária e mombaça. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiás, v. 34, n. 2, p. 83-87, 2004.

BUCHANAN, M.; KING, L. Carbon and phosphorus losses from decomposing crop residues in no-till and conventional till agroecosystems. **Agronomy Journal**, Washington, v. 85, n. 2, p. 631-638, 1993.

CAMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Aplicação de bio sólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas**: critérios para projeto e operações. São Paulo, 1999. (Manual técnico, P 4.230).

CAMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Crêterios e procedimentos para aplicação de vinhaça no solo agrícola**. São Paulo, 2005. (Manual técnico, P 4.231).

CANQUI, H.B.; LAL, R. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Philadelphia, v. 23, n. 6, p. 481-504, 2004.

CERETTA, C.A. **Fracionamento de N orgânico, substâncias húmicas e caracterização de ácidos húmicos de solo em sistemas de cultura sob plantio direto**. 1995. 127 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.

COTTICA, R.L.; PESSOA, A.C.S.; CRUSCIOL, C.A.C.; MARCON, E.; MORO, E.; SOUZA, M.A. Persistência de cobertura morta e liberação de nutrientes de palhada de aveia preta em Latossolo Roxo cultivado com milho em plantio direto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília. **Programas e Resumos...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. 1 CD-ROM.

ERNANI, P. R.; ALMEIDA, J.A. de; SANTOS, F.C. dos. Potássio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V. H; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 551-594.

ESPINDOLA, J.A.A.; GUERREIRA, D.L.A de; TEIXEIRA, M.G; URQUIAGA, S. Decomposição e liberação de nutrientes acumulados em leguminosas herbáceas perenes consorciadas com bananeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 321-328, 2006.

GARG, P.; GUPTA, A.; SATYA, S. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: a comparative study. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 97, n. 3, p. 391-395, 2006.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; HUBNER, 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**, Brasília, v. 38, n. 9, p. 1097-1104, 2003.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. **Fertilizantes**: escalada das cotações e novo recorde nas vendas. 2008. 5 p. Disponível em: <<http://www.iewa.gov.br>>. Acesso em: 28 jul. 2008.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

LOPES, A.S. Reservas de minerais potássicos e produção de fertilizantes potássicos no Brasil. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T.L. (Ed.). **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba: Potafós, 2005. p. 21-32.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 1980. 251 p.

MARCON, E.; PESSOA, A.C.S.; CRUSCIOL, C.A.C.; COTTICA, R.L.; MORO, E.; MÂNICA, M. Persistência e liberação de nutrientes de palhada de nabo forrageiro em condições de lavoura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília. **Programa e Resumos...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. 1 CD-ROM

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. ed. California: Academic, 1995. 340 p.

MELO, L.C.A. **Caracterização físico-química e comparação de métodos de digestão de resíduos orgânicos**. 2007. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MORAES, R.N.S. de. **Decomposição das palhadas de sorgo e milho e mineralização de nutrientes e seus efeitos no solo e na cultura do milho em plantio direto**. 2001. 90 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MORAL, R.; MORENO-CASELLES, J.; PERREZ-MURCIA, M.D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; RUFETE, B.; PAREDES, C. Characterization of the organic matter pool in manures. **Bioresource Technology**, Essex, v. 96, n. 3, p. 153-158, 2005.

NACHTIGALL, G.R; RAIJ, B. van. Análise e interpretação de potássio no solo. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T.L. **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba: Potafós, 2005. p. 21-32.

NASCIMENTO, C.W.A.; BARROS, D.A.S.; MELO, E.E.C.; OLIVEIRA, A.B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 385-392, 2004.

NASCIMENTO JR., D.; CAVALCANTI, M.A.B. **Reciclagem de excreções animais na pastagem**. 2001. 11 p. Disponível em: <<http://www.forragicultura.com.br/arquivos/reciclagemexcrecoesanimaisnaspastagem.pdf>>. Acesso em: 27 jul. 2008.

OLIVEIRA, F.L.; RIBAS, R.G.T.; JUNQUEIRA, R.M.; PADOVAN, M.P.; GUERRA, J.G.M.; ALMEIDA, D.L.; RIBEIRO, R.L.D.; OLIVEIRA, T.K.; CARVALHO, G.J.; MORAES, R.N.S. Plantas de cobertura e seus efeitos sobre o feijoeiro em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 8, p. 1079-1087, 2002.

OLIVEIRA, F.L.; RIBAS, R.G.T.; JUNQUEIRA, R.M.; PADOVAN, M.P.; GUERRA, J.G.M.; ALMEIDA, D.L.; RIBEIRO, R.L.D. Uso do pré-cultivo de *Crotalaria juncea* e de doses crescentes de “Cama” de aviário na produção do repolho sob manejo orgânico. **Agronomia**, Garça, v. 37, n. 2, p. 60-66, 2003.

PADOVAN, M.P.; ALMEIDA, D.L.; GUERRA, J.G.M.; RIBEIRO, R.L.D.; OLIVEIRA, F.L.; SANTOS, L.A.; ALVES, B.J.R.; SOUTO, S.M. Decomposição e liberação de nutrientes de soja cortada em diferentes estádios de desenvolvimento. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 667-672, 2006.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2. ed. Califórnia: Academic, 1996. 340 p.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1997. 285 p.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. 2. ed. Piracicaba: Agronômica Ceres-Potafós, 1991. 343 p.

ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O. de A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Rio de Janeiro: Embrapa Agropecuária Oeste, 2002. 86p.

ROSOLEM, C.A.; CALONEGO, J.C.; FOLONI, J.S.S. Lixiviação de potássio da palha de espécies de cobertura de solo de acordo com a quantidade de chuva aplicada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 355-362, 2003.

ROSOLEM, C.A.; SANTOS, F.P.; FOLONI, J.S.S.; CALONEGO, J.C. Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 6, p. 1033-1040, jun. 2006.

SALMI, G.P.; SALMI, A.P.; ABBO UD, A.C. de S.D. Dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes de genótipos de guandu sob cultivo em aléias. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 673-678, abr. 2006.

SCHERER, E.E. **Aproveitamento do esterco de suínos como fertilizante**. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf_doc/9_EloiScherer.pdf>. Acesso em: 07 jun. 2007.

SEGANFREDO, M.A. **Equação dos dejetos**. Disponível em: <<http://www.bichoonline.com.br/artigos/embrapave008.htm>>. Acesso em: 20 mar. 2007.

SEVERINO, L.S.; COSTA, F.X.; BELTRÃO, N.E.M.; LUCENA, M.A.; GUIMARÃES, M.M.B. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Paraíba, v. 5, n. 1, p. 1-6, 2004.

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

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science of America Journal**, Madison, v. 36, n. 1, p. 465-472, 1972.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 719 p.

TEDESCO, M.J.; GIANELO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174 p. (Boletim técnico, 5).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY- USEPA. In: **SW-846**: test methods for evaluating solid waste, physical and chemical methods. Washington, 1998. 846 p.

UNSAI, T.; OK, S.S. Description of characteristics of humic substances from different waste materials. **Bioresource Technology**, Essex, v. 78, n. 3, p. 239-242, 2001.

VIANA, E.M. **Interação de nitrogênio potássio na nutrição, no teor de clorofila e na atividade da redutase do nitrato em plantas de trigo**. 2007. 95 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP.

WILLIAMS, S. (Ed.). **Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists**. EUA: Ed. Arlington, 1984. 1141 p.

WISEMAN, C.L.S.; PUTTMANN, W. Interactions between mineral phases in the preservation of soil organic matter. **Geoderma**, Elsevier, v. 134, n. 2, p. 109-118, 2006.