

3



Mara Cristina Pessôa da Cruz, Carlos Alberto Kenji Taniguchi

Fertilidade em solos

capítulo 3.

Alterações na fertilidade em solos tratados com resíduos orgânicos



Introdução

O aproveitamento de subprodutos ou resíduos para aplicação em solos, buscando melhorar ou manter a qualidade de atributos químicos, respeitando as normas vigentes e conhecendo previamente seus efeitos nos componentes da fertilidade do solo, é uma atitude inteligente, que em longo prazo contribuirá com a sustentabilidade dos sistemas de produção. No entanto, do mesmo modo que nos sistemas nos quais não se faz uso de resíduos, o solo tem que ser respeitado como componente da paisagem que se formou ao longo de milhares de anos, pois uma vez degradado, dificilmente terá seus atributos originais reconstituídos.

A diversidade de resíduos disponíveis para aplicação nos solos é muito grande e o benefício econômico e ambiental que pode resultar dessa prática é considerável. No entanto, é possível que alguns resíduos apresentem determinados elementos que podem resultar em impactos negativos após aplicações sucessivas. Mesmo os resíduos que não trazem na composição concentrações limitantes de alguns componentes, uma vez aplicados em quantidade excessiva ou com frequência inadequada, podem ocasionar perda de qualidade do solo.

De modo geral, resíduos derivados de plantas não contêm componentes indesejáveis, ou se contêm, a maior parte veio do próprio solo e a ele retornará. Durante muitos anos a vinhaça foi considerada um grande problema para a indústria da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. Atualmente, combinada com outros subprodutos da própria indústria, ajuda a sustentar a produção com parte dos nutrientes e conta com norma técnica específica que regula a quantidade a ser aplicada em cada área, considerando as características do resíduo e do próprio solo (CETESB, 2006). Os resíduos de origem animal, particularmente os esterco bovino, suíno e avícola, são usados há milênios. Esses resíduos, produzidos em grande quantidade, trazem benefícios quando aplicados em dose e frequência adequada.

Não se pode, no entanto, afirmar o mesmo em relação aos resíduos gerados

diretamente da atividade humana, particularmente lodo de esgoto e composto de lixo. Ambos têm potencial de produção generalizado, em grande quantidade e de qualidade, muitas vezes, duvidosa. O lodo de esgoto e composto de lixo contêm nutrientes de plantas, mas podem carrear para o solo metais não nutrientes, patógenos e compostos orgânicos tóxicos capazes de inutilizar áreas agrícolas, em curto espaço de tempo. Não é racional resolver um problema criando outro, mas deixar de usar os resíduos também não é a solução. Uma possibilidade para resolver esse problema é melhorar a qualidade dos produtos, para que sejam vistos com a mesma atitude com a qual as pessoas veem os esterco. Obviamente haverá custos, mas pagar por eles é preservar o solo.

No Brasil, a vastidão das áreas de solos com aptidão agrícola adequada para a maioria das culturas dá a ideia de que o solo é inesgotável, ao contrário do que ocorre com os recursos hídricos. Além disso, por serem sistemas-tampão, os solos demoram mais para mostrar os efeitos do mau uso. O fato é que água e solo não são inesgotáveis e o custo da recuperação de ambos é muito alto. Em qualquer circunstância, porém particularmente em áreas de uso mais recente dos recursos naturais, onde tanto solo quanto água ainda estão preservados, o manejo dos resíduos deve ser feito de forma adequada, com conhecimento das transformações que sofrerão e dos seus reflexos na qualidade do solo e da água.

Neste capítulo serão abordadas as alterações em atributos químicos de solos em áreas que receberam aplicação de resíduos orgânicos, as quais embasam, em parte, a definição do potencial de uso dos resíduos para fins agrícolas como fonte de nutrientes às plantas. Na abordagem serão considerados primordialmente os nutrientes C, N, P, S e a acidez.

Aduos orgânicos

O termo adubo orgânico (ou fertilizante orgânico) será usado com o significado a ele atribuído por Kiehl (1985), ou seja, todo produto de origem vegetal ou animal, que aplicado ao solo em quantidade, época e de maneira adequada, proporciona melhoria de suas qualidades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas. De acordo com a Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009

(BRASIL, 2009), os fertilizantes orgânicos são classificados em classes de A a D, incluindo-se na classe C produtos de utilização segura na agricultura derivados de lixo domiciliar e, na classe D, produtos do tratamento de despejos sanitários.

Pela própria diversidade de origem, os teores de nutrientes nos adubos orgânicos são muito variáveis, mesmo quando se considera um único tipo, o que gera um grau de incerteza razoável no momento de estabelecer as doses de aplicação. Nos textos publicados por Abreu Júnior et al. (2005) e Tedesco et al. (2008) há levantamentos detalhados da composição química de vários fertilizantes orgânicos.

Adubação orgânica e atributos químicos de solos

Carbono orgânico

A aplicação de adubos orgânicos em solos agrícolas tem por finalidades primárias aumentar e/ou manter o teor de matéria orgânica do solo (MOS) e fornecer nutrientes às plantas. Para que qualquer das finalidades seja atingida o material precisa passar pelos processos de transformação microbiana. As principais transformações que ocorrem durante a decomposição e a humificação das substâncias orgânicas são perda de polissacarídeos e compostos fenólicos, modificação na estrutura da lignina e enriquecimento em compostos aromáticos recalcitrantes não lignínicos (ZECH et al., 1997).

A biodegradabilidade de resíduos orgânicos em solos depende da taxa de degradação de cada um dos seus componentes bioquímicos, ou seja, carboidratos, aminoácidos, ácidos graxos, lignina, etc. (AJWA; TABATABAI, 1994). A taxa de transformação é controlada principalmente pelos fatores climáticos e, em menor extensão, por fatores químicos como pH, relação C/N e qualidade das substâncias (ZECH et al., 1997). De modo geral, apenas 50% do C do substrato são incorporados às células microbianas, enquanto o restante é utilizado para obtenção de energia e perdido na respiração na forma de CO₂ (KUZYSKOV et al., 2000).

Muitos modelos já foram propostos para calcular as taxas de decomposição de resíduos e da matéria orgânica do solo, todos baseados em equações com funções exponenciais (AJWA; TABATABAI, 1994). O modelo mais usado é o de cinética química de primeira ordem, em duas ou mais fases, o que sugere a presença

de uma fração orgânica lábil, rapidamente mineralizável durante a primeira fase e, no mínimo, mais uma fração de maior resistência, que se decompõe na sequência, porém mais lentamente.

Estudos têm demonstrado que a degradação de compostos (produzidos a partir da combinação de vários materiais) e de lodo de esgoto obedece ao modelo com duas fases (ANDRADE et al., 2006; BERNAL et al., 1998b). No estudo com lodo de esgoto, Andrade et al. (2006) admitiram que compostos mais lábeis de carbono foram esgotados na primeira fase, a qual apresenta maior intensidade, mas curta duração (média de 8 dias), enquanto na segunda fase, de menor velocidade de degradação e mais longa, maior quantidade de carbono foi mineralizada (65% do C total adicionado, em 70 dias). Mesmo para resíduos de maior facilidade de degradação o comportamento se mantém.

No caso de vinhaça aplicada ao solo, observou-se mineralização rápida em 2 semanas, seguida de mineralização lenta até 6 meses de incubação. As porcentagens de carbono e de nitrogênio mineralizadas foram de 71% a 46%, respectivamente, em 6 meses. As frações mais lábeis, decompostas na primeira fase, incluíam aminoácidos livres, peptídeos e proteínas, enquanto nas frações mais resistentes à decomposição estavam compostos aromáticos, especialmente compostos fenólicos provenientes da matéria-prima de origem ou de moléculas complexas como melanoidinas (PARNAUDEAU et al., 2008).

O pré-tratamento aplicado ao resíduo antes da sua disposição no solo afeta a cinética da decomposição. Em estudo em que a vinhaça foi concentrada por meio de evaporação, a quantidade de compostos fenólicos e das frações insolúveis em ácido aumentou e, conseqüentemente, a fração lábil diminuiu, induzindo a imobilização do N do solo no início da incubação, até os 40 dias (PARNAUDEAU et al., 2008).

No solo, a decomposição de substratos de maior resistência é iniciada por exoenzimas, que o hidrolisam, formando produtos solúveis, mais facilmente decomponíveis (DALENBERG; JAGER, 1989). A degradação de resíduos com alta porcentagem de carbono orgânico solúvel (aminoácidos, carboidratos, etc.) leva à liberação imediata de CO₂ no solo. Simultaneamente ao aumento da concentração

de CO_2 ocorre diminuição da concentração de O_2 , deficiência de O_2 na rizosfera e, então, condições anaeróbias e redutoras.

A atividade microbiana intensa pode resultar em degradação da matéria orgânica preexistente no solo, o chamado efeito *priming*¹. O nitrogênio inorgânico pode ser imobilizado pela incorporação aos tecidos microbianos e ficar temporariamente indisponível às plantas. Produtos intermediários da degradação do resíduo orgânico, como ácidos graxos voláteis, álcoois e fenóis, são tóxicos para plantas e, em condições redutoras, podem solubilizar metais. Devido a esses efeitos, é comum adicionar resíduos orgânicos ao solo algumas semanas antes da semeadura, para que os microrganismos degradem a fração orgânica lábil, reduzam a fitotoxicidade e liberem os nutrientes de plantas (BERNAL et al., 1998a).

A prática que substitui o tempo de reação do resíduo orgânico com o solo é a compostagem – um processo biológico de decomposição aeróbia. Nesse processo ocorre transformação da fração orgânica lábil a CO_2 , vapor de água e nutrientes na forma inorgânica, do qual resulta uma fração orgânica mais estável, que após aplicação ao solo continuará se transformando lentamente. Dessa forma, os efeitos colaterais da fase de máxima decomposição do resíduo ocorrem fora do solo.

A determinação da respiração permite avaliar se um resíduo orgânico é biodegradável no solo, bem como a rapidez e a extensão a qual ele é mineralizado (ANDERSON, 1982). É por meio dos ensaios respirométricos que o efeito *priming* é detectado.

O efeito *priming* positivo ocorre quando a adição de substâncias orgânicas ao solo causa mineralização do carbono orgânico (CO) preexistente. Nesse caso, a quantidade de CO_2 evoluída do tratamento em que foi feita adição de resíduo é maior do que a quantidade de CO adicionada com o resíduo.

O efeito *priming* negativo ocorre quando há redução ou imobilização do C (Figura 1) (KUZUYAKOV et al., 2000). Em ambos os casos, as variações no CO do solo, para mais ou para menos, são pequenas, da ordem de miligramas de carbono por quilograma de solo. Quando se determina o CO total do solo por oxidação por via úmida, de modo geral a variação não é detectável, devido à menor sensibilidade do método.

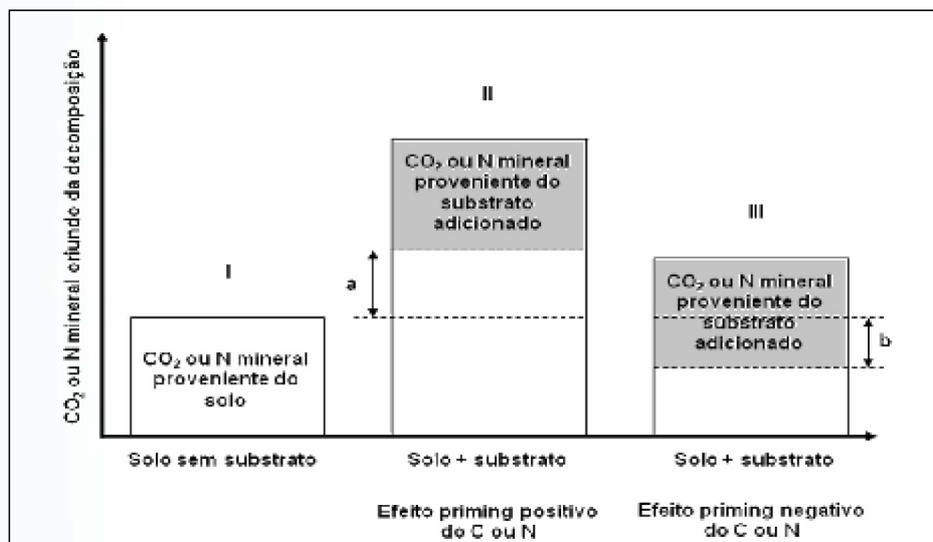


Figura 1. Esquema do efeito priming: I) decomposição da MOS, sem adição do substrato; II) efeito priming positivo: aceleração da decomposição, em que a variação positiva da decomposição da MOS, com a adição do substrato, é representada pela letra a; e III) efeito priming negativo: retardamento da decomposição, em que a letra b representa a variação negativa da decomposição da MOS, com a adição do substrato.

Fonte: Adaptado de Kuzyakov et al. (2000).

A degradação de compostos orgânicos diminui à medida que seu grau de maturação aumenta (BERNAL et al., 1998b). Isso significa que menor quantidade de CO é liberada como CO_2 e maior quantidade é incorporada à matéria orgânica do solo.

Trabalhando com diversos tipos de resíduos, Reis e Rodella (2002) determinaram que a ordem de liberação de CO_2 foi vinhaça > esterco bovino > lodo de esgoto > turfa, correspondendo a 65%, 19%, 17% e 2%, respectivamente, do CO adicionado, durante 38 dias de incubação, a 30 °C. Em outro estudo, Yagi et al. (2003) concluíram que o vermicomposto foi 80% mais eficiente em aumentar o teor de MOS de um Latossolo Vermelho de textura média, comparativamente ao esterco bovino que lhe deu origem. A equivalência entre os resíduos para gerar a mesma quantidade de MOS ($21,6 \text{ t ha}^{-1}$) foi de 70 t ha^{-1} de esterco para 39 t ha^{-1} de vermicomposto, ambos em base seca.

Com aplicação de composto de lixo (0 t ha^{-1} a 120 t ha^{-1} , base seca), Mantovani

et al. (2006) determinaram liberação de menos de 2% do CO adicionado em 168 dias de incubação. Como quase todo carbono orgânico adicionado na forma de composto permaneceu no solo, houve aumento linear dos teores de CO do solo em relação às quantidades aplicadas. Andrade et al. (2006) determinaram taxas de degradação de 7,16%, para lodo de esgoto que foi estabilizado em lagoa de decantação por cerca de 1 ano e submetido à compostagem e desidratação em pilhas aeradas por 120 dias, e de 21,63% para lodos ativados, submetidos a tratamento anaeróbico com condicionadores.

De modo geral, o aumento da MOS do solo só é conseguido com aplicações repetidas e frequentes de adubos orgânicos em uma mesma área ou com aplicação de materiais previamente compostados. Do ponto de vista da fertilidade do solo, a consequência mais importante do aumento da MOS é o aumento da capacidade de troca de cátions (CTC). A maior parte da CTC dos solos cauliniticos-oxídicos é originada da MOS, fazendo com que a manutenção e/ou aumento da MOS em solos de regiões tropicais seja mais importante do que em solos de regiões temperadas (ZECH et al., 1997).

Aplicações isoladas em ensaios de incubação de solos com resíduos podem resultar em aumento da MOS e da CTC. Quando os experimentos são conduzidos em sistema fechado, sem lixiviação, mesmo não havendo aumento no teor de MOS, pode-se observar aumento no valor de CTC obtido por soma das bases trocáveis mais a acidez total do solo.

Esse efeito deve-se ao acúmulo de íons Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} liberados da decomposição do resíduo, que permanecem no sistema e são quantificados na análise, mas estão dissolvidos, fora do complexo de troca do solo. Esse aspecto foi demonstrado por Guimarães (2009) em amostras de solos tratadas com lodo biológico de indústria de gelatina, em sistema sem lixiviação. O resíduo não aumentou o teor de MOS e, portanto, a CTC determinada em pH 7,0, mas aumentou o pH e, com isso, a CTC efetiva. No entanto, o aumento no teor de bases obtido por soma das determinações isoladas ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+}$) foi maior do que o aumento na CTC efetiva, indicando que a maior parte dos cátions adicionados com o lodo permaneceu em solução e pode ser perdida por lixiviação.

Vários trabalhos têm sido realizados visando determinar o efeito da aplicação de adubos orgânicos na CTC do solo. Em um deles, com a aplicação de 70 t ha^{-1} de esterco bovino (base seca), a CTC determinada com solução de acetato de cálcio, pH 7,0, aumentou $13 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, após 180 dias de incubação em condição controlada, como consequência de aumento de $3,5 \text{ g dm}^{-3}$ de CO (YAGI et al., 2003).

Em condições de campo, a obtenção de aumentos dessa magnitude é mais difícil. Em solo argilo-arenoso de região temperada, após 90 anos de aplicação de esterco, o CO total aumentou $3,2 \text{ g kg}^{-1}$ e a CTC $16,7 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (SCHJØNNING et al., 1994); após 100 anos de aplicação de esterco o CO total do solo aumentou $3,5 \text{ g kg}^{-1}$ (CHRISTENSEN, 1988). O experimento teve início em 1894, em Askov (Minnesota, EUA). Até 1972 o esterco foi adicionado nas doses de 5 t ha^{-1} , 10 t ha^{-1} e 15 t ha^{-1} (base úmida). De 1923 a 1972, as parcelas receberam também 2 t ha^{-1} , 4 t ha^{-1} e 6 t ha^{-1} de esterco líquido e, a partir de 1972, os materiais foram substituídos por esterco bovino com 60% do N total já na forma amoniacal, nas doses $12,5 \text{ t ha}^{-1}$, $25,0 \text{ t ha}^{-1}$ e $37,5 \text{ t ha}^{-1}$ (base úmida) (CHRISTENSEN; JOHNSTON, 1997).

Por outro lado, aplicações de 90 t ha^{-1} de esterco bovino (base úmida), anualmente, por 25 anos, elevaram o teor de CO em $26,7 \text{ g kg}^{-1}$ em parcelas não irrigadas, enquanto aplicações de 180 t ha^{-1} aumentaram o teor em $57,1 \text{ g kg}^{-1}$ em parcelas irrigadas (XIYING et al., 2003). Nesse caso, os autores observaram, no 25º ano, que para cada tonelada de CO incorporada por hectare, na forma de esterco, o CO do solo aumentou $0,181 \text{ g kg}^{-1}$ na camada de 0 cm a 15 cm de profundidade e $0,0679 \text{ g kg}^{-1}$, na camada de 15 cm a 30 cm, indicando mobilização vertical de CO dissolvido. No mesmo experimento, aos 30 anos de adubação, o CO havia aumentado $44,5 \text{ g kg}^{-1}$ nas parcelas não irrigadas e $94,9 \text{ g kg}^{-1}$ nas parcelas irrigadas (XIYING et al., 2008).

Mesmo após aplicações repetidas por muitos anos, a interrupção das adubações leva a uma diminuição imediata do CO do solo, mas o novo teor de equilíbrio é acima do teor inicial e se mantém por vários anos (HAYNES; NAIDU, 1998). No entanto, em experimento com 30 anos de duração, nas parcelas em que a adubação com esterco bovino foi interrompida aos 14 anos, a avaliação feita 16 anos após a interrupção já não revelou diferenças no CO do solo entre as parcelas adubadas e não adubadas (XIYING et al., 2008).

A justificativa para diminuir o teor de CO no solo ao se interromper a aplicação do resíduo é que o CO acumulado no solo é função da razão taxa de aplicação/taxa de decomposição. Quando a taxa de aplicação diminui, se a taxa de decomposição não baixar na mesma proporção, o teor de CO acumulado no solo diminui, e isso justifica o comportamento relatado por Xiyang et al. (2008).

No Brasil não há, praticamente, experimentos de longa duração em áreas com aplicações de resíduos orgânicos repetidas no tempo, embora sejam necessários para avaliar o comportamento e quantificar os efeitos dos resíduos na MOS. De qualquer modo, espera-se que os efeitos da aplicação dos resíduos sejam menos persistentes do que os relatos apresentados para solos de regiões de climas mais frios. A região Amazônica, em função das temperaturas altas e da precipitação abundante, é particularmente favorável à decomposição dos resíduos e da MOS e o conhecimento teórico indica que a aplicação frequente de resíduos orgânicos torna-se uma condição para manter os teores de MOS. Outros processos, como a formação de terra preta de índio por meio da pirólise parcial de resíduos orgânicos, que resultaram em áreas com elevados teores de carbono no solo, em condições termodinamicamente estáveis, não serão tratadas neste capítulo.

Reação do solo

A diminuição da acidez do solo, ou seja, aumento no valor de pH, após a aplicação de adubos orgânicos, é frequentemente relatada na literatura especializada (ALVES et al., 1999; FERREIRA; CRUZ, 1992; HERNANDO et al., 1989; MANTOVANI et al., 2005; MAZUR et al., 1983; REIS; RODELLA, 2002; SCHNITZER, 1991; WHALEN et al., 2000; YAGI et al., 2003), embora nem sempre seja observada (BOEIRA; SOUZA, 2007; CHANG et al., 1990).

Vários mecanismos de reação já foram propostos e, provavelmente em todos os casos, o resultado (aumento ou diminuição do valor de pH) reflete o balanço de vários processos simultâneos que geram e consomem H^+ e Al^{3+} , acompanhados de liberação, consumo e perda de cátions básicos (K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}).

Quando há diminuição no valor de pH, o principal mecanismo associado é a produção de H^+ na reação de nitrificação (BOEIRA; SOUZA, 2007). Chang et al. (1990) observaram decréscimo no valor de pH do solo adubado com esterco bovino, após

11 aplicações anuais. A diminuição foi maior em áreas irrigadas, demonstrando que, além da nitrificação, o aumento na acidificação foi decorrente de maior lixiviação de NO_3^- e de cátions básicos acompanhantes.

Os mecanismos de elevação do pH dependem da composição química dos materiais (REIS; RODELLA, 2002). Esterco bovino, vinhaça e lodo de esgoto tratado com cal causaram elevação do pH já nos primeiros dias após o início da incubação. Dos três materiais, o esterco bovino e o lodo de esgoto resultaram em menor e maior variação no pH, respectivamente.

O efeito do lodo de esgoto foi atribuído à sua grande quantidade de componentes alcalinos (íons carbonato provenientes da higienização com cal), que reagem rapidamente com os íons ácidos do solo, aumentando o pH, de forma independente das transformações microbianas da fração orgânica (REIS; RODELLA, 2002).

A variação no pH de amostras de solo tratadas com vinhaça acompanhou as variações na atividade microbiana (LEAL et al., 1983; REIS; RODELLA, 2002). Na primeira semana, após a aplicação de $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça, o $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ aumentou de 5,4 para 8,5, diminuindo na semana seguinte e estabilizando-se a partir da quinta semana em valor pouco acima do inicial. Do consumo de O_2 e da liberação de CO_2 em taxas elevadas resultou um ambiente redutor capaz de consumir prótons (H^+) do meio ao reduzir compostos oxidados (LEAL et al., 1983).

Durante a decomposição de esterco e outros adubos orgânicos, a concentração de HCO_3^- no solo aumenta, como resultado do aumento da concentração de CO_2 . O ânion HCO_3^- é uma base fraca (QUAGGIO, 2000), que pode auxiliar na correção da acidez do solo. Whalen et al. (2000) calcularam que a quantidade de bicarbonato presente em amostras de solo adubadas com esterco bovino correspondeu a 5% da quantidade necessária para elevar o pH ao valor obtido com a dose de esterco aplicada.

Em experimento em colunas (tubos de PVC) preenchidas com solo das camadas de 0 cm a 20 cm, 20 cm a 40 cm e 40 cm a 60 cm, Mantovani et al. (2005) observaram aumento do valor de pH na camada de incorporação do composto de lixo (0 cm a 20 cm), bem como na camada de 20 cm a 40 cm de profundidade. Esse

efeito no pH do solo, inclusive em profundidade, foi atribuído à presença de ligantes (COO^- e O^-) no composto, que, ao serem liberados, adsorveram H^+ da solução do solo por meio de reação de troca, principalmente com íons Ca^{2+} . Esses compostos orgânicos podem ser oxidados, liberando CO_2 e H_2O .

Outras teorias propostas para explicar o efeito corretivo do composto de lixo são: presença de humatos alcalinos no composto; produção de OH^- , quando o oxigênio da solução do solo atua como receptor de elétrons provenientes da oxidação microbiana do carbono orgânico do resíduo; consumo de H^+ e complexação de H^+ e Al^{3+} pelo composto (ABREU JUNIOR et al., 2000; OLIVEIRA et al., 2002).

O alumínio é componente dos adubos orgânicos e a sua aplicação ao solo faz o teor total aumentar. Simultaneamente ao aumento do teor total, com o do pH provocado pelo próprio adubo, a concentração da forma mais tóxica (Al^{3+}) diminui e a concentração das formas associadas à MOS aumenta, assim como a concentração associada às formas minerais não cristalinas (VIEIRA et al., 2008).

O valor de pH do solo varia durante o processo de transformação dos adubos orgânicos. A aplicação de dose equivalente a 20 t ha^{-1} , em base seca, com incorporação na camada de 0 cm a 20 cm, de esterco de frango, suíno e bovino, e de lodo de esgoto, causou aumento no valor de pH, seguido de diminuição com o tempo de incubação.

Esse aumento foi relacionado às características dos resíduos (pH entre 6,1 e 7,8 e teor de CaCO_3 entre 2,1% e 21,7%) e ao consumo de prótons por grupos fenólicos, carboxílicos e enólicos dos materiais humificados, enquanto a diminuição do pH foi associada à nitrificação. Simultaneamente ao aumento do pH do solo, os teores de alumínio trocável e da solução do solo (total e monomérico) diminuíram, provavelmente em decorrência da complexação do alumínio monomérico pelas substâncias orgânicas solúveis presentes nos resíduos (NARAMABUYE; HAYNES, 2007).

O grau de maturação do adubo orgânico também ajuda a definir o seu efeito na reação do solo e, de modo geral, materiais compostados causam maior aumento no valor de pH, ou seja, a reação do solo torna-se menos ácida. Esterco e vermicomposto

de esterco, ambos em doses equivalentes a 70 t ha^{-1} , aumentaram o valor de pH de amostras de solo, independentemente do pH inicial; porém o vermicomposto resultou em valores cerca de 0,5 unidade maiores (YAGI et al., 2003, Figura 2).

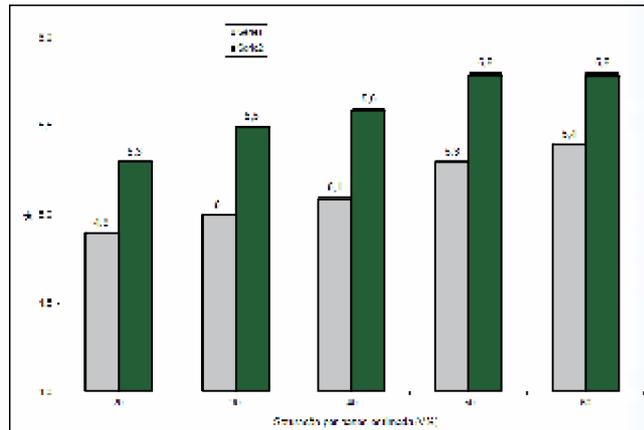


Figura 2. Comparação entre os efeitos da aplicação de 70 t ha^{-1} (base seca) de vermicomposto e esterco, na reação do solo, em amostras com acidez corrigida para valores de V entre 20% e 60%. Letras diferentes indicam efeito significativo pelo teste de Tukey a 5% (YAGI et al., 2003).

O efeito dos adubos orgânicos na correção da acidez, mesmo que pequeno e temporário, deve ser

aproveitado. No entanto, devem-se usar também corretivos de acidez específicos para manter a reação do solo em condições adequadas às culturas. Por outro lado, é preciso ter avaliações locais do comportamento da reação do solo frente à aplicação de resíduos para, inclusive, prever a necessidade de aplicar calcário adicional, nos casos em que o resíduo causa acidificação.

Nitrogênio

O ciclo do nitrogênio pode ser dividido em externo e interno. No ciclo externo estão incluídos os processos de adição e remoção do N aos solos: fixação biológica de N_2 , deposição atmosférica, adubação, lixiviação, erosão, desnitrificação e volatilização da amônia.

O ciclo interno inclui os processos que convertem o N de uma forma química para outra e o transferem entre os reservatórios orgânico e mineral do solo (HART et al., 1994). Entre os processos do ciclo interno estão a absorção de N pelas plantas e a devolução e reciclagem dos resíduos vegetais.

Na reciclagem dos resíduos estão incluídas a mineralização (conversão do N orgânico a N inorgânico), a nitrificação (conversão de N orgânico ou N-NH_4^+ a nitrito, N-NO_2^- , e posteriormente, a nitrato, N-NO_3^-) e a imobilização microbiana (absorção

do N inorgânico pelos microrganismos e conversão a N orgânico). Na Figura 3 encontram-se as transformações do ciclo interno do N (portanto, excluindo as entradas por adubação e precipitação pluvial e as saídas por volatilização de NH_3 e lixiviação de NO_3^-), conforme esquema de Davidson et al. (1992).

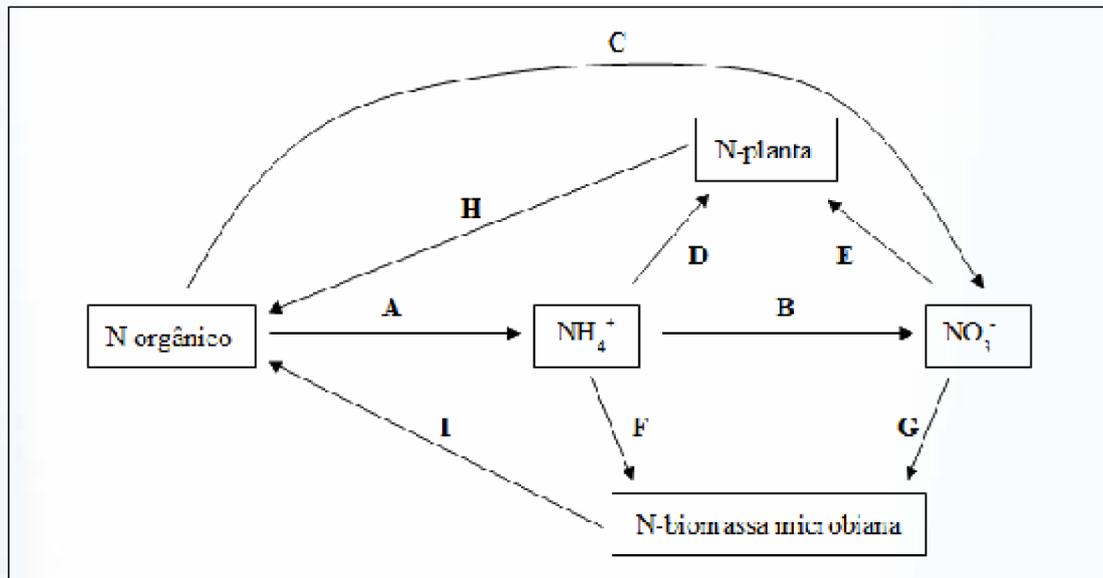


Figura 3. Transformações relevantes do ciclo interno do N no solo.

Onde:

A: mineralização bruta; B: nitrificação bruta com o NH_4^+ como substrato (microrganismos autótrofos e possivelmente heterótrofos); C: nitrificação bruta com o N-orgânico como substrato (apenas heterótrofos); D e E: absorção de NH_4^+ e de NO_3^- pelas plantas, respectivamente; F e G: imobilização bruta (assimilação microbiana) de NH_4^+ e de NO_3^- , respectivamente; H e I: adição de N-orgânico das plantas e microrganismos, respectivamente, via morte, descamação e exsudação. A mineralização líquida medida por métodos de incubação em laboratório e em sacos enterrados no campo é $[(A + C) - (F + G)]$, ou seja, N mineralizado – N imobilizado. Similarmente, a nitrificação líquida é $[(B + C) - G]$, ou seja, N- NO_3^- produzido – N- NO_3^- imobilizado (DAVIDSON et al., 1992).

O N orgânico (N-org) do solo, constituído por proteínas, quitinas, aminoaçúcares e ácidos nucleicos, representa mais de 95% do N-total (PIERZYNSKI

et al., 2005). Se, como já comentado, para a fertilidade do solo a implicação mais importante do aumento do CO é o aumento da CTC, a segunda é o aumento do N-total do solo decorrente do aumento do N-org.

A aplicação anual de esterco bovino por 25 anos em solo argiloso resultou, para cada tonelada de N aplicado por hectare, em aumento do N-total de 0,192 g kg⁻¹ na camada de 0 cm-15 cm de profundidade, e de 0,0721 g kg⁻¹, de 15 cm-30 cm de profundidade, acompanhando o aumento no CO (XIYING et al., 2003). Aos 30 anos de adubações sucessivas com 180 t ha⁻¹ de esterco (base úmida), a variação no N-total entre as áreas não adubadas e adubadas passou de 2,71 g kg⁻¹ para 13,1 g kg⁻¹, na camada de 0 cm-15 cm de profundidade, e de 1,84 g kg⁻¹ para 10,07 g kg⁻¹, na camada de 15 cm-30 cm (XIYING et al., 2008).

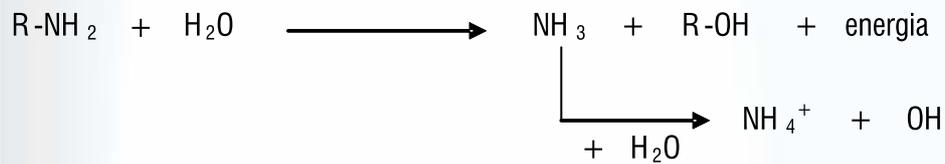
A mineralização do N orgânico (Figura 3, A) ocorre em duas etapas: aminização e amonificação. Na primeira, as proteínas são convertidas em aminoácidos, aminas e ureia. Na etapa seguinte, as formas derivadas das proteínas são convertidas em N-NH₄⁺. Nas duas etapas atuam numerosas espécies de microrganismos heterótrofos. As reações são conhecidas e foram resumidas por Havlin et al. (2005):

Condições ótimas de ocorrência das reações são associadas com 50% a 70% de umidade nos solos e temperatura entre 25 °C e 35 °C (HAVLIN et al., 2005). O N-NH₄⁺, decorrente da hidrólise da NH₃ e considerado o primeiro produto mineral do processo, pode ser absorvido pelas plantas ou microrganismos (Figura 3, D e F, respectivamente), adsorvido aos coloides, perdido por volatilização na forma de NH₃ ou, preferencialmente, em solos aerados, convertido a N-NO₃⁻ (Figura 3, B).

A conversão de N-NH₄⁺ ou N-NH₃ a N-NO₃⁻ é conhecida como nitrificação e ocorre em duas etapas: inicialmente N-NH₄⁺ ou N-NH₃ é convertido a N-NO₂⁻, o qual, em seguida, é convertido a N-NO₃⁻. As duas etapas ocorrem sob a atuação de bactérias autótrofas específicas, respectivamente, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Nessas reações, poucos heterótrofos podem ter participação, com eficiência muito menor, e as bactérias autótrofas atuam em condições adversas, como acidez alta, por exemplo (SAHRAWAT, 2008). Também nesse caso as reações são conhecidas e foram apresentadas por Havlin et al. (2005):

3. ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS

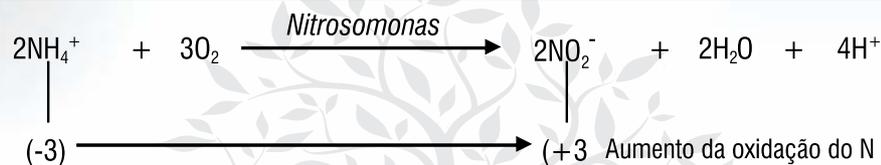
Etapa 2: Amonificação



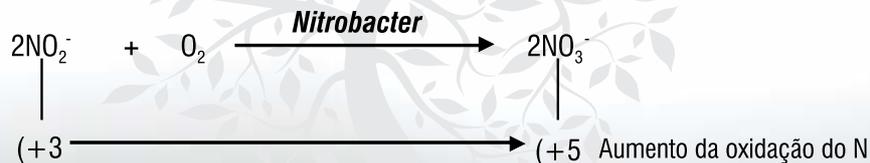
Etapa 1: Aminização



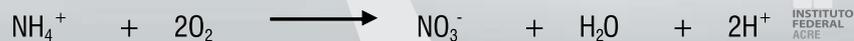
Etapa 1:



Etapa 2:



Resultado final:



INSTITUTO
FEDERAL
ACRE

A aeração (oxigênio), temperatura, umidade, abundância de íons amônio e população e diversidade de organismos nitrificadores são os fatores ambientais que mais afetam a nitrificação. A nitrificação máxima é atingida quando a concentração de oxigênio no ar é de cerca de 20% (semelhante à concentração do ar atmosférico) e a umidade está próxima da capacidade de campo (-33 kPa em solos de textura argilosa média, e 0 kPa a -10 kPa em solos arenosos) (SAHRAWAT, 2008).

O intervalo de temperatura do solo para que a nitrificação ocorra varia entre 25 °C e 30 °C, sendo o ótimo a 25 °C (HAVLIN et al., 2005; SAHRAWAT, 2008). Há inclusive uma relação entre clima e temperatura ótima para nitrificação, de modo que em solos tropicais a temperatura ótima parece ser maior do que em solos de regiões temperadas (SAHRAWAT, 2008).

A reação do solo é o principal fator que regula o processo de nitrificação, o qual ocorre entre valores de pH de 4,5 a 10,0, com o ótimo em torno de 8,5 (HAVLIN et al., 2005). Como um dos produtos da reação de nitrificação é o H⁺, a acidez autoinduzida pode reduzir a taxa de nitrificação (STRONG et al., 1997).

O nitrato produzido, além de ser absorvido pelas plantas (Figura 3, E), imobilizado pelos microrganismos (Figura 3, G) e desnitrificado, é facilmente perdido por lixiviação.

Nos resíduos orgânicos, o nitrogênio predomina em formas orgânicas e na forma inorgânica de NH₄⁺ (Tabela 1). A forma nítrica ocorre em concentrações muito baixas, de modo geral desprezíveis, ou está ausente. Para amostras de esterco de gado de corte confinado, Eghball (2002) relatou teores médios de 11,7 g kg⁻¹ de N total, 752 mg kg⁻¹ de N-NH₄⁺ e 47 mg kg⁻¹ de N-NO₃⁻ (base seca). Também em amostras de esterco bovino, Xiyang et al. (2003) obtiveram teor médio de N-NO₃⁻ de 0,2 g kg⁻¹, o que representou apenas 1,4% do N-total médio e foi cerca de sete vezes menor do que o N-NH₄⁺.

Após compostagem dos resíduos orgânicos, a forma mineral predominante do nitrogênio deixa de ser o NH₄⁺, devido à conversão em N-NO₃⁻ e às perdas de NH₃. Em amostras de esterco de gado de corte submetidas à compostagem, Eghball (2002) determinou 8,5 g kg⁻¹ de N, 89 mg kg⁻¹ de N-NH₄⁺ e 208 mg kg⁻¹ de N-NO₃⁻ (base seca).

De modo geral, as formas orgânicas de nitrogênio predominam nos resíduos orgânicos, mas dependendo do resíduo pode haver inversão, como é o caso dos dejetos líquidos de suínos (Tabela 1).

Os atributos dos adubos orgânicos os quais influenciam as transformações que o nitrogênio sofrerá no solo são a concentração de N e a proporção entre as formas orgânica e amoniacal, a relação C/N, o grau de maturação e a biodegradabilidade do carbono do material.

3. ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS

Tabela 1. Teores de N total, orgânico e amoniacal em resíduos orgânicos, expressos com base em matéria seca.

| Adubo orgânico | N total | N orgânico | N-NH ₄ ⁺ | | | |
|---|--------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------|------|----------------------------|
| | g kg ⁻¹ | g kg ⁻¹ | % | g kg ⁻¹ | % | |
| Esterco bovino (gado de corte) ¹ | 15,9 | 14,26 | 89,7 | 1,43 | 8,9 | Xiying et al. (2003) |
| Esterco de galinha | 45,9 | 44,37 | 96,7 | 1,53 | 3,3 | Castellanos e Pratt (1981) |
| Esterco suíno | 38,6 | 37,18 | 96,3 | 1,42 | 3,7 | Castellanos e Pratt (1981) |
| Esterco bovino (gado de leite) | 28,7 | 27,92 | 97,3 | 0,78 | 2,7 | Castellanos e Pratt (1981) |
| Dejeto líquido de suínos | 79,8 | 27,30 | 34,2 | 52,44 | 65,7 | Dendooven et al. (1998) |
| Lodo de indústria de gelatina | 67,9 | 52,00 | 76,6 | 15,9 | 23,4 | Taniguchi et al. (2008) |

¹Valores médios obtidos de amostras provenientes de aplicações anuais, por 25 anos. Nesse caso, como foi feita a determinação de N-NO₃⁻ nas amostras, a soma dos valores percentuais de Norg e N-NH₄⁺ da tabela não resulta em 100%, e a diferença aproximada é N-NO₃⁻. Nos demais casos citados, o N-NO₃⁻ não foi determinado e, por isso, na totalização (somando as colunas Norg+N-NH₄⁺, em %) tem-se 100%.

Um dos principais atributos é a relação C/N (SIMS, 1995). Uma vez aplicadas aos solos, as formas orgânicas de N, dependendo da relação C/N do resíduo, sofrerão as transformações resumidas nas reações de mineralização e nitrificação, ou sofrerão imobilização microbiana.

Quando a relação C/N do resíduo é alta, uma parte do carbono será assimilada pelos microrganismos e outra será mineralizada e perdida na forma de CO₂, em ambientes aerados. Simultaneamente à assimilação do C pelos microrganismos, ocorre a assimilação do N, mas se o resíduo for pobre em N (relação C/N alta), parte do N será fornecido pelo reservatório de N disponível (NH₄⁺ e NO₃⁻) do solo, o que resulta em imobilização (Figura 3, C). Como o reservatório de N disponível no solo, de modo geral, é pequeno, a velocidade de decomposição de resíduos de relação C/N alta é normalmente limitada pela deficiência de N.

Ao contrário, resíduos com relação C/N baixa resultam em mineralização do nitrogênio e se decompõem mais rapidamente. Valores de relação C/N maiores do

que 30 são considerados altos e menores do que 20, baixos, sendo respectivamente associados com imobilização e mineralização de nitrogênio. Nesse intervalo, as taxas de mineralização e imobilização são consideradas equivalentes (STEVENSON, 1986).

Apesar dos intervalos, a aplicação de grandes quantidades de resíduos ricos em CO solúvel pode resultar em imobilização na fase inicial do processo de decomposição por um período (1 a 2 semanas). Por exemplo, em estudo em que houve a aplicação de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suínos, ocorreu a imobilização microbiana nos primeiros 7 dias de incubação, constatada pela diminuição no teor de N-inorgânico do solo em relação ao tempo zero. Após esse período, houve aumento dos teores de N-inorgânico no solo até os 129 dias de incubação, indicando a mineralização do N (PLAZA et al., 2005).

No N-orgânico dos esterco há uma fração relativamente instável, na forma de ureia dissolvida, e uma fração relativamente mais estável, componente do material sólido. A ureia hidrolisa rapidamente a N-NH_4^+ e é, em curto intervalo de tempo, convertida a NH_3 quando o pH aumenta. A fração orgânica das fezes é mais estável e mineraliza mais lentamente. Em função disso, é possível definir uma taxa de decomposição para o N do resíduo que considera a quantidade de N que será disponibilizada no primeiro cultivo e a quantidade que sofrerá mineralização gradual e será disponibilizada nos anos subsequentes. Para esterco bovino (gado de leite) foi determinada a série 21, 9, 3, 3 e 2. O primeiro número representa a quantidade mineralizada no primeiro ano, expressa como porcentagem do N total aplicado na forma de esterco, o segundo número representa a porcentagem do N residual do primeiro ano que mineralizou no segundo ano, e assim sucessivamente (KLAUSNER et al., 1994). Em experimento de longa duração, 56% do N aplicado foi disponibilizado durante um período de quase 20 anos (CHANG; JANZEN, 1996).

As formas de N também variam em função da fase da decomposição. Nos primeiros dias, após a aplicação de adubos orgânicos aos solos, há predominância da forma de N-NH_4^+ sobre a de N-NO_3^- . A persistência de N-NH_4^+ , durante o período inicial de incubação nos solos que receberam dejetos de suínos, tem sido atribuída à quantidade adicionada dessa forma nitrogenada (Tabela 1), a qual inibe o crescimento de microrganismos nitrificadores ou de comunidades capazes de imobilizá-lo (PLAZA et al., 2005).

3. ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS

No entanto, mesmo resíduos nos quais a forma de N predominante é a orgânica e a relação C/N é baixa, independentemente do grau de estabilidade dos compostos de CO do material, há predominância de $N-NH_4^+$ na fase inicial de decomposição, como relataram Calderón et al. (2004) para esterco bovino; Mantovani et al. (2006) para composto de lixo; e Taniguchi et al. (2008) para lodo biológico.

Em solos tratados com composto de lixo (MANTOVANI et al., 2006) e com lodo biológico de indústria de gelatina (TANIGUCHI et al., 2008) foi constatado que o pico na concentração de $N-NH_4^+$ ocorreu 7 dias após o início da incubação, porém houve maior concentração desse íon no solo tratado com lodo (Figura 4).

Para isso contribuíram a maior concentração de compostos orgânicos solúveis no lodo de gelatina e a proporção elevada de $N-NH_4^+$ em relação ao N-total no próprio lodo (23,4%, Tabela 1). Nessa fase que há aumento na concentração de $N-NH_4^+$, dependendo do pH do solo e do resíduo, ou do aumento do pH do solo causado pelo resíduo, há risco de perda de maiores quantidades de NH_3 por volatilização (conversão de NH_4^+ a NH_3 em meio alcalino). Amanullah (2007) observou que a aplicação de esterco de aves, na dose de 5 g kg^{-1} , apresentou rápida mineralização e o máximo teor de N disponível no solo foi determinado aos 15 dias de incubação. Entretanto, devido à reação alcalina do solo, houve redução no teor de N disponível com o aumento do tempo de reação do esterco com o solo, provavelmente devido às perdas por volatilização.

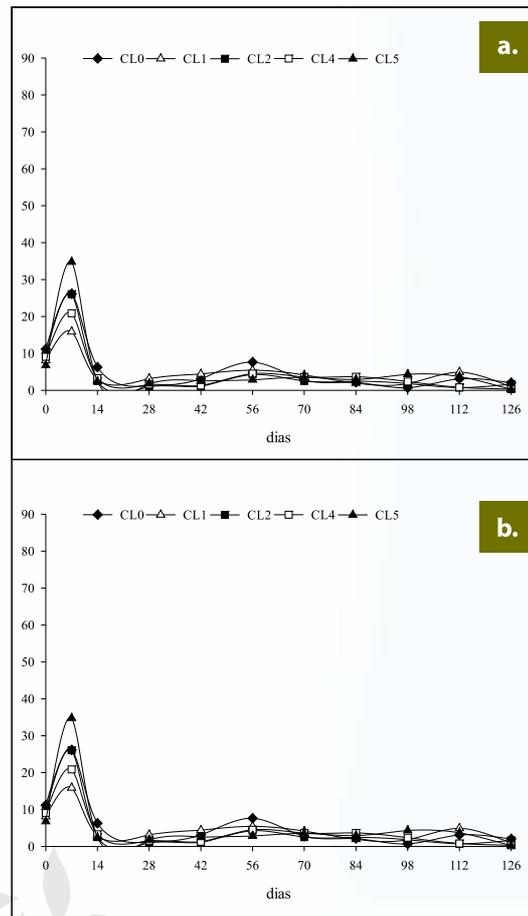


Figura 4. Teores de $N-NH_4^+$ em solos fertilizados com composto de lixo urbano (a) e lodo biológico de indústria de gelatina (b), após 126 dias de incubação.

Fonte: Mantovani et al. (2006) e Taniguchi et al. (2008).

Concluída a fase inicial de decomposição, que dura em média 15 dias em condições adequadas para mineralização, a forma nítrica passa a predominar e, quanto maior a rapidez de liberação de N-NO_3^- a partir do resíduo, maior o potencial para perdas por lixiviação.

Os esterco mais comumente utilizados como fertilizantes orgânicos (bovino, suíno e avícola) apresentam concentrações consideráveis de N e as relações C/N são comumente médias ou baixas. Os animais usam somente cerca de 20% a 25% do N ingerido, sendo o restante do N fornecido na alimentação excretado nas fezes (CHANG; JANZEN, 1996). Na criação extensiva de gado, a redistribuição e a reciclagem ocorrem naturalmente. Na criação intensiva de aves e suínos, como o custo do transporte limita o raio de aplicação viável dos esterco, há tendência de aumento da quantidade e do número de aplicações dessa matéria orgânica em locais próximos às áreas de geração. Nessas áreas em que as aplicações de grandes quantidades de resíduos orgânicos se repetem no tempo, há maior risco de contaminação ambiental provocada pela lixiviação de grandes quantidades de NO_3^- , devido ao uso excessivo do nitrogênio. Mesmo em áreas de agricultura familiar, no Nordeste do Brasil, foi detectada aplicação de nutrientes na forma de esterco bovino em quantidade superior à exigida pelas culturas, com acúmulo de macronutrientes no solo (GALVÃO et al., 2008).

A determinação da mineralização líquida do N orgânico, que é obtida subtraindo do N-mineralizado, o N-imobilizado [(A+C)-(F+G) da Figura 3], é feita mais frequentemente empregando métodos de incubação de amostras de solo em condições controladas de temperatura, umidade e disponibilidade de nutrientes. O potencial de mineralização líquida do N orgânico é estimado por meio de ajuste a modelos matemáticos, entre os quais o mais utilizado é o exponencial de crescimento, ou modelo exponencial simples, proposto por Stanford e Smith (1972) para o ajuste dos resultados obtidos com método de incubação aeróbia de solo de longa duração.

Nesse modelo admite-se que a taxa de mineralização do N orgânico é proporcional ao substrato mineralizável, sendo expresso pela equação: $N_{\text{mac}} = N_0 (1 - e^{-kt})$, em que N_{mac} = N mineralizado acumulado; N_0 = N potencialmente mineralizável; k = constante da taxa de mineralização e t = tempo. Mantovani et al. (2006) e Taniguchi et al. (2008) obtiveram ajustes dos dados de mineralização de N obtidos em ensaios de incubação de solo com composto de lixo e lodo biológico de indústria de gelatina, respectivamente, ao modelo de Stanford e Smith (1972) (Figura 5). Os parâmetros das equações encontram-se na Tabela 2.

3. ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS

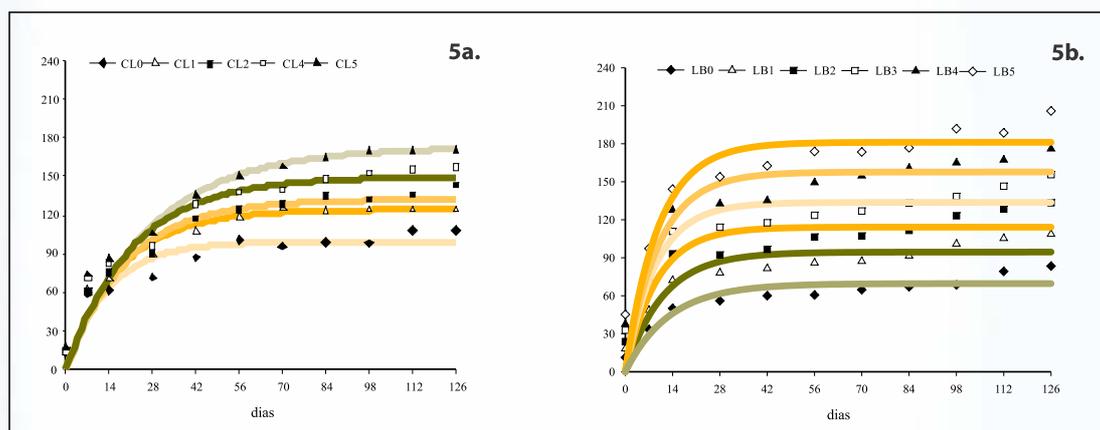


Figura 5. N-inorgânico em solos fertilizados com composto de lixo urbano (a) e lodo biológico de indústria de gelatina (b), após 126 dias de incubação.

Fonte: Mantovani et al. (2006) e Taniguchi et al. (2008).

Tabela 2. Quantidade de N aplicado no solo, parâmetros N_0 e k de ajuste ao modelo cinético de primeira ordem, meia-vida ($T_{1/2}$) e fração de mineralização (FM) de doses de composto de lixo urbano e de lodo biológico de indústria de gelatina.

| Resíduo | N aplicado no solo | N_0 | k | $T_{1/2}$ | FM |
|-------------------------------|---------------------|---------------------|-------------------|-----------|----|
| | mg kg ⁻¹ | mg kg ⁻¹ | dia ⁻¹ | dias | % |
| Composto de lixo ¹ | | | | | |
| CL0 | - | 99 | 0,0735 | 9 | - |
| CL1 | 157 | 124 | 0,0572 | 12 | 18 |
| CL2 | 315 | 132 | 0,0516 | 13 | 11 |
| CL3 | 472 | 150 | 0,0468 | 15 | 10 |
| CL4 | 629 | 172 | 0,0374 | 19 | 12 |
| Lodo biológico ² | | | | | |
| LB0 | - | 70 | 0,0772 | 9 | - |
| LB1 | 27 | 95 | 0,0901 | 8 | 94 |
| LB2 | 54 | 114 | 0,1078 | 6 | 93 |
| LB3 | 81 | 134 | 0,1111 | 6 | 89 |
| LB4 | 108 | 158 | 0,1021 | 7 | 88 |
| LB5 | 135 | 181 | 0,1020 | 7 | 91 |

Modelo: $N_m = N_0 \cdot (1 - e^{-kt})$, em que N_m é o N-inorgânico mineralizado (mg kg⁻¹) no tempo t (dias); N_0 é o N-potencialmente mineralizável (mg kg⁻¹); k é a constante de mineralização (dia⁻¹).

$T_{1/2} = (\ln 2)/k$.

$FM = (N - N_0) \cdot 100 / N_{\text{adicionado}}$, em que FM é a fração de mineralização (%); N é o N-inorgânico no tratamento com composto ou lodo (mg kg⁻¹); N_0 é o N-inorgânico no tratamento sem composto ou lodo (mg kg⁻¹); $N_{\text{adicionado}}$ é quantidade de N adicionada (mg kg⁻¹).

¹CL0; CL1; CL2; CL3 e CL4: 0 t ha⁻¹; 30 t ha⁻¹; 60 t ha⁻¹; 90 t ha⁻¹ e 120 t ha⁻¹ de composto de lixo urbano (base seca), respectivamente.

²LB0; LB1; LB2; LB3; LB4 e LB5: 0 m³ ha⁻¹; 100 m³ ha⁻¹; 200 m³ ha⁻¹; 300 m³ ha⁻¹; 400 m³ ha⁻¹ e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico de indústria de gelatina, respectivamente.

Fonte: modificado de Mantovani et al. (2006) e Taniguchi et al. (2008).

A fração do N-orgânico, transformada em N-inorgânico, é denominada pela Cetesb (1999) de fração de mineralização de nitrogênio. A partir dela e da quantidade do nutriente recomendada para determinada cultura é possível calcular a dose de adubo orgânico ideal (taxa de aplicação), de modo a satisfazer as necessidades de nitrogênio das plantas e evitar a produção de nitrato em quantidades excessivas, que podem lixiviar e comprometer a qualidade das águas subsuperficiais.

Na Tabela 2 estão apresentadas as frações de mineralização do composto de lixo avaliado por Mantovani et al. (2006) e do lodo biológico de indústria de gelatina estudado por Taniguchi et al. (2008). A fração de mineralização média do N-org de composto de lixo (cerca de 12%) coloca o material na condição de fertilizante de liberação lenta de N para as culturas. Por outro lado, a fração de mineralização do lodo biológico (cerca de 90%) implica que praticamente todo N aplicado na forma de lodo pode ser disponibilizado durante o ciclo de crescimento de uma cultura anual.

A meia-vida (Tabela 2) indica que com 1 semana, no caso do lodo e 2 no caso do composto de lixo, 50% do N potencialmente mineralizável dos resíduos terá sido mineralizado, em condições favoráveis. Os exemplos apresentados evidenciam a necessidade de estudos que particularizem resíduos e condições locais de solo e clima e que, na medida do possível, sejam validados em condições de campo, em experimentos que contemplem aplicações repetidas no tempo.

A medida da mineralização real de N somente pode ser feita em condições de campo. Considerando a complexidade das transformações, mais as entradas e saídas de N do solo, é fácil admitir que o valor real é muito difícil de ser obtido, mas há métodos que permitem avaliação em condições de campo, entre os quais estão o método dos sacos de polietileno enterrados (ENO, 1960), o dos tubos cobertos (ADAMS; ATTIWILL, 1986) e o dos tubos abertos com resina trocadora de íons (DISTEFANO; GHOLZ, 1986).

Eno (1960) propôs o uso de sacos de polietileno, material que permite troca de gases, para incubação de amostras de solo que são enterradas a profundidade desejada, por alguns dias ou semanas. A umidade do solo é ajustada antes da

implantação do sistema e permanece praticamente constante durante a incubação, mas o método é sensível às flutuações de temperatura.

O método dos tubos cobertos (ADAMS; ATTIWILL, 1986) foi desenvolvido como uma alternativa para os sacos enterrados, porque pode permanecer no solo por mais tempo e é menos sujeito a danos (HANSELMAN et al., 2004). Nesse caso são enterrados tubos de PVC ou metal, com perfurações laterais para permitir aeração, e tampados na parte superior a fim de evitar a entrada da água das chuvas. Tanto no método dos sacos enterrados como no dos tubos cobertos há risco de perda de N mineralizado e, particularmente no último caso, pode haver perda de N mineralizado por absorção pelas raízes que penetram pelos orifícios do tubo, subestimando, desse modo, o valor final de N mineralizado.

O método da resina trocadora de íons é a técnica *in situ* mais adequada para avaliar o N mineralizado (HANSELMAN et al., 2004). Nele (DISTEFANO; GHOLZ, 1986) a incubação de amostra intacta de solo é feita em tubo de PVC ou metal com sacos de material permeável na base contendo resinas trocadoras de íons, que adsorvem o N-inorgânico mineralizado e lixiviado da amostra. Com esse método, a temperatura, a umidade e a aeração do solo contido no tubo sofrem flutuações semelhantes às do solo que está do lado externo (HANSELMAN et al., 2004; WIENHOLD et al., 2007).

Quando resíduos orgânicos são aplicados aos solos, de todos os processos desencadeados, as transformações do carbono e do nitrogênio são as mais relevantes do ponto de vista agrônomo e ambiental. No caso particular do nitrogênio, as pesquisas no Brasil têm avançado de forma relativamente rápida nos últimos anos, com ênfase em resíduos como lodo de esgoto e composto de lixo. De fato, como esses resíduos podem e serão produzidos em todos os municípios, o acúmulo de informações sobre seu comportamento no solo é necessário para nortear a definição ou a readequação das regras de uso.

No entanto, outros resíduos importantes do ponto de vista agrícola, apesar do uso milenar, como é o caso dos esterco, foram pouco estudados até hoje no Brasil, ou a pesquisa foi feita enfatizando a produção agrícola, sem preocupação com os reflexos do uso no ambiente. Na literatura comentada neste item, no qual foram, de forma proposital, enfatizados os esterco de animais, há predomínio absoluto de

relatos de pesquisas feitas fora do País, pela ausência de pesquisas locais, sobretudo com resultados obtidos em experimentos de longa duração. Essas lacunas precisam ser preenchidas para que, em áreas de uso agrícola mais recente, como ocorre na região Amazônica, não se cometam erros como em outras regiões do País.

Por isso, a aplicação dos métodos apresentados neste item para estimar a mineralização do nitrogênio em áreas de aplicação de resíduos na região Amazônica, inicialmente em laboratório, mas com complementação em campo, precisa ser implementada em intervalo de tempo relativamente curto, para que a pesquisa auxilie na reutilização adequada dos nutrientes e na sustentabilidade dos sistemas de produção.

Enxofre

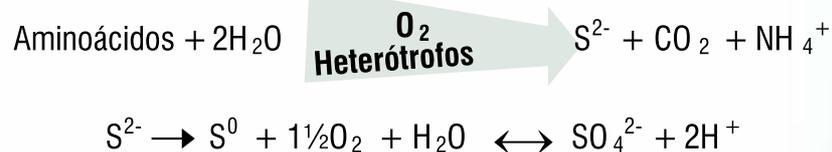
Do mesmo modo como ocorre com o nitrogênio, o enxofre predomina nos solos na forma orgânica. Em solos do Brasil, a forma orgânica representa 89% do S total (NEPTUNE et al., 1975). As formas inorgânicas de enxofre são transformadas em orgânicas, e as formas imobilizadas podem ser mineralizadas, produzindo enxofre inorgânico disponível para a absorção das plantas. Esses processos ocorrem simultaneamente e são mediados por microrganismos do solo (KERTESZ; MIRLEAU, 2004). Assim, as semelhanças entre N e S vão além da predominância da forma orgânica. A diferença é que, pela importância, as transformações do N no solo são mais bem conhecidas e já foram estudadas à exaustão, mas ambas ocorrem simultaneamente e todos os fatores que afetam a atividade microbiana e as transformações do N exercerão efeito nas transformações do S.

O S orgânico encontra-se no solo principalmente nas formas redutíveis e não redutíveis pelo ácido iodídrico (HI). A fração redutível pelo HI é composta basicamente por ésteres de sulfato. Entretanto, outras formas podem ocorrer no solo, uma vez que o HI faz a redução do S de ésteres de sulfato (-C-O-S-), do ácido sulfâmico (-C-N-S) e do segundo S* da S-sulfocisteína (-C-S-S*-) a H₂S. A fração não reduzida pelo HI, obtida pela diferença entre o S orgânico total e o redutível pelo HI, é o S ligado ao C, e nela incluem-se os aminoácidos, as mercaptanas, os dissulfetos, as sulfonas e os ácidos sulfônicos (FRENEY, 1986). Nos solos do Brasil, as frações ésteres de sulfato, S ligado ao C e outras formas orgânicas não identificadas corresponderam a 45%, 8% e 47% do S orgânico, respectivamente (NEPTUNE et al., 1975).

3. ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS

A mineralização do S no solo ocorre tanto biológica quanto bioquimicamente. Na mineralização biológica, o S inorgânico é um subproduto proveniente da oxidação de compostos orgânicos (S ligado ao C) a CO_2 , devido à necessidade de energia por parte dos microrganismos. Na bioquímica, o S inorgânico é liberado das formas orgânicas (ésteres de sulfato), por meio de catálise enzimática externa à membrana das células e controlada pelo suprimento e pela necessidade de S inorgânico (MCGILL; COLE, 1981).

Havlin et al. (2005) resumiram a mineralização do S orgânico nas seguintes reações:



As frações de S ligado ao C e de ésteres de sulfato são responsáveis por controlar a disponibilidade de enxofre para as plantas. Em experimento de incubação do solo com a adição de N-NO_3^- , S-SO_4^{2-} e C-glucose, Ghani et al. (1992) verificaram que a diminuição do S ligado ao C dos solos foi associada ao processo de mineralização dessa fração, bem como a sua redistribuição a ésteres de sulfato. A aplicação contínua de esterco causou a predominância das formas de estado de oxidação intermediária e reduzida de S orgânico em relação às mais oxidadas (ésteres de sulfato). As formas de oxidação intermediária e reduzida de S orgânico foram mais bem correlacionadas com a mineralização do S do que com as mais oxidadas, indicando que as formas ligadas ao C foram as principais fontes de S orgânico para a mineralização (ZHAO et al., 2006).

A mineralização do S deve obedecer a uma das seguintes tendências: a) imobilização do S no início da incubação, seguida de mineralização; b) diminuição da taxa de mineralização com o tempo; c) mineralização estável e linear ao longo de todo o período de incubação; d) liberação rápida de sulfato durante os primeiros dias, seguida de mineralização mais lenta e linear; ou e) liberação inicial lenta, seguida de mineralização rápida e lenta (curva em formato de S) (TABATABAI; CHAE, 1991).

Em estudo de incubação de solos com resíduos orgânicos por 26 semanas, Tabatabai e Chae (1991) observaram que a quantidade de S mineralizada era dependente do tipo de resíduo, da relação C/N/S e do tipo de solo. Para os lodos de esgoto, a liberação de SO_4^{2-} foi rápida durante as 6 semanas iniciais, seguida de tendência de decréscimo linear. Em um dos solos avaliados, a quantidade de S que foi mineralizada variou de 105 mg kg^{-1} a 324 mg kg^{-1} (Figura 6a) e foi dependente da relação C/S do lodo de esgoto (entre 18 e 77), ou seja, quanto maior a relação C/S, menor a mineralização do S. Para os esterco de animais que apresentaram comportamentos semelhantes ao tratamento testemunha, houve aumento na liberação de SO_4^{2-} com o tempo de incubação (Figura 6b). A porcentagem de S orgânico mineralizada de esterco bovino, de frangos, de suínos e de equinos, no final da incubação, foi respectivamente de 28%, 6%, 4% e -3%, e os valores positivos e negativos indicam a ocorrência de mineralização e de imobilização do

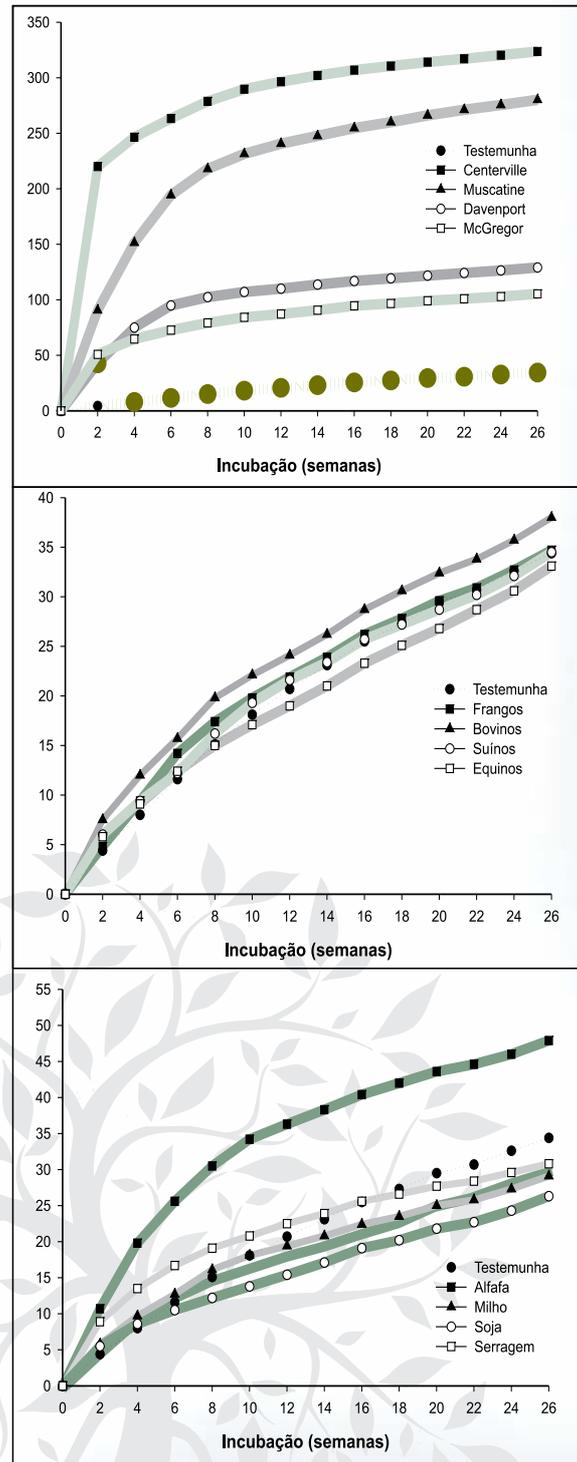


Figura 6. Quantidade de S mineralizada em solo que recebeu lodo de esgoto de quatro localidades (a), esterco animal (b) e resíduos de plantas (c), em função do tempo de incubação.

Fonte: adaptado de Tabatabai e Chae (1991).

S. Com exceção da alfafa, os demais resíduos de plantas causaram imobilização do S (Figura 6c), com valores variando de -76% a -510% (TABATABAI; CHAE, 1991).

A exemplo do efeito da relação C/N na mineralização do N, a relação C/S parece ser um dos fatores de maior influência na mineralização do S, que ocorre com relação C/S inicial < 200 e a imobilização com relação > 420. No entanto, nas relações intermediárias, tanto a mineralização quanto a imobilização do S podem ocorrer (BARROW, 1960). Confirmando os limites apresentados, a aplicação de composto de esterco bovino com relação C/S de 86 aumentou a disponibilidade do S no solo e a absorção de S pelas plantas. Por outro lado, a adição de compostos à base de serragem ou de casca de arroz, com relações C/S de 255 e 286, respectivamente, resultou em diminuição do S disponível do solo e limitação no desenvolvimento de plantas devido à imobilização microbiana (CHOWDHURY et al., 2000). A aplicação de esterco bovino e de resíduo de *Sesbania*, que apresentavam relação C/S de 150 e 135, respectivamente, promoveu aumento na disponibilidade de SO_4^{2-} . Por outro lado, a aplicação de palha de arroz (relação C/S de 328) promoveu imobilização do S pela biomassa microbiana (CHOWDHURY et al., 2002).

A relação C/S crítica no solo, ou seja, acima da qual a mineralização do C pode ser limitada pela deficiência de S, é de 1.110, <720 e 490 para glicose, amido e celulose, respectivamente (CHAPMAN, 1997b). Entretanto, não apenas a relação, mas também a concentração de S no resíduo pode ser limitante. Em solo com baixo teor de S, a mineralização do C de palha de cevada foi influenciada pela concentração de S no resíduo. A quantidade de C mineralizada foi maior quando a concentração de S na palha era de $1,11 \text{ g kg}^{-1}$ ou $1,48 \text{ g kg}^{-1}$, em relação a $0,41 \text{ g kg}^{-1}$ ou $0,68 \text{ g kg}^{-1}$. Com aplicação de 15 mg kg^{-1} de S houve aumento na quantidade de C mineralizada somente nas concentrações menores de S na palha de cevada (CHAPMAN, 1997a).

Foi determinado que, quanto mais os teores de S extraíveis do solo ($S-SO_4^{2-}$, principalmente, e S orgânico solúvel, em menor proporção) aumentam, a taxa de decomposição de glicose também aumenta, com a aplicação ou não de S, indicando que, com a adição de C, a população microbiana se desenvolve, mesmo em solo deficiente em S, desde que os outros nutrientes estejam em suficiência, e cresce na

proporção em que a disponibilidade de S aumenta (CHAPMAN, 1997b).

Com a aplicação contínua de dejetos de bovinos e de fertilizantes NPK por 100 anos, Eriksen e Mortensen (1999) verificaram aumento do teor de C orgânico de dois solos, mas não observaram contribuição da mineralização do S orgânico nos teores de S disponíveis.

A deficiência de enxofre em plantas tem sido frequente devido à utilização de fertilizantes inorgânicos contendo baixa concentração ou ausência desse nutriente. Os resíduos orgânicos são fontes importantes de enxofre para as plantas, mas, como a maior parte desse nutriente encontra-se na forma de compostos orgânicos, é preciso que ocorra mineralização para que a disponibilidade aumente. Não há relatos de estudos de mineralização de enxofre em áreas de aplicação de resíduos no Brasil. A justificativa é que a avaliação das transformações do nitrogênio são mais importantes ou urgentes, porém o fato é que, de modo geral, nitrogênio e enxofre podem ser avaliados simultaneamente em áreas de aplicação de resíduos. É certo que a avaliação do enxofre requer métodos de quantificação mais sensíveis, no entanto esse aspecto precisa ser revisto para que a tomada de decisões sobre a aplicação dos resíduos nos solos seja feita abrangendo com eficiência e segurança o maior número possível de fatores.

Fósforo

Em comparação ao N e ao S, a proporção de P orgânico em relação ao P total do solo é bem menor: 50% em média, com variação provável entre 15% e 80% (HAVLIN et al., 2005). As formas de P orgânico incluem fosfatos de inositol, fosfolípidos, fosfoglicerídeos, açúcares fosfatados e ácidos nucleicos (PIERZYNSKI et al., 2005). Nos adubos orgânicos o P total (Pt) é constituído das formas orgânicas e inorgânicas, e as proporções entre P orgânico (Po) e inorgânico (Pi) variam em função do tipo e, no caso de esterco, em função da alimentação animal (Tabela 3). Em esterco bovino e de frango foram determinados $2,72 \text{ g kg}^{-1}$ e $0,81 \text{ g kg}^{-1}$ de Pi, respectivamente, 25% e 16% do P total (CASSOL et al., 2001), valores bastante diferentes dos apresentados na Tabela 3 e que indicam, provavelmente, diferenças na alimentação. O aproveitamento do P adicionado ao solo na forma de adubos orgânicos, principalmente no cultivo subsequente, depende das formas e da proporção em que elas ocorrem nos adubos.

3. ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS

A exemplo do que ocorre com N e S, relação C/P nos adubos orgânicos menor que 200 resulta em mineralização líquida e, maior que 300, em imobilização líquida de Pi. Nesse intervalo ocorre equilíbrio entre mineralização e imobilização, de modo que não há ganho ou perda de Pi (HAVLIN et al., 2005).

A mineralização do P é um processo microbiológico mediado pela enzima fosfatase, de acordo com o esquema a seguir (Havlin et al., 2005):

Tabela 3. Fósforo total e solúvel em amostras de esterco, expressos em base seca.

| Esterco | P total | P inorgânico solúvel em água | P orgânico solúvel em água |
|---------------|---------|------------------------------|----------------------------|
| | | | |
| Gado de corte | 4,02 | 1,14 | 0,17 |
| Gado de leite | 4,35 | 0,72 | 0,09 |
| Galinha | 23,60 | 6,75 | 0,60 |
| Suíno | 24,69 | 7,85 | 0,38 |

Fonte: Griffin et al. (2003).



Todos os fatores ambientais interferentes já descritos nos processos de transformação do N atuam nas transformações do P.

Com o uso de adubos orgânicos há aumento do fósforo total do solo. A aplicação de 3.070 t ha⁻¹ de esterco bovino (base seca), fracionada em 30 aplicações anuais, adicionou 19,78 t ha⁻¹ de P ao solo (quantidade acumulada) e resultou em aumento do P total do solo de 1.375 mg kg⁻¹ para 6.287 mg kg⁻¹ na profundidade de 0 cm-15 cm, e de 989 mg kg⁻¹ para 5.577 mg kg⁻¹ na profundidade de 15 cm-30 cm (XIYING et al., 2008). Por se tratar de solo de clima temperado, houve mobilização vertical, o que não é esperado para solos de clima tropical. Avaliação feita em Argissolo Vermelho distrófico arênico, embora com apenas três aplicações de

dejetos líquidos de suínos, não evidenciou aumento na concentração de P na solução percolada (BASSO et al., 2005).

O P do solo está distribuído em um conjunto de formas orgânicas (inositol fosfato, fosfolipídeos e ácidos nucleicos) e inorgânicas (fosfatos de Fe, Al e Ca de baixa solubilidade, adsorvidos e em solução) (HAVLIN et al., 2005). Após a aplicação do adubo orgânico, à medida que as transformações ocorrem, o P se redistribui entre as formas e como resultado aumenta o P disponível para as plantas. Aplicação de até 70 t ha⁻¹ de vermicomposto de esterco bovino em Latossolo Vermelho textura média resultou em aumento do P-resina (P-res) de 3 mg dm⁻³ para mais de 100 mg dm⁻³ após 180 dias de incubação e, quando comparadas doses iguais de esterco bovino e vermicomposto de esterco bovino, o aumento no P disponível foi semelhante (YAGI et al., 2003). Aumento do P disponível, avaliado por extração do P em amostras de solo, após aplicação de composto de lixo, lodo de esgoto, dejetos líquidos de suínos e outros resíduos, é obtido com frequência (QUEIROZ et al., 2004; MANTOVANI et al., 2005; NASCIMENTO et al., 2004; SILVA et al., 2001). Relatos baseados na medida indireta do aumento da disponibilidade de P, por avaliação da concentração ou da quantidade acumulada de P na planta, após aplicação de resíduos ao solo, também são frequentes (CHIBA et al., 2008; GALDOS et al., 2004; GHERI et al., 2003). Entretanto, apenas uma parte do P aplicado ao solo será aproveitada pelas plantas. O restante permanece no solo distribuído da seguinte forma: adsorvido aos colóides, combinado com os componentes do solo, na forma insolúvel, e imobilizado por microrganismos para ser posteriormente incorporado à fração estável da MOS. Vários atributos do solo afetam essas relações, sendo mais importantes a mineralogia, a textura, o pH, o ponto de carga zero, a matéria orgânica, o tipo de ácidos orgânicos e a atividade microbiana (SILVA et al., 1997).

Em solos de região tropical, quanto maior a acidez, maior a adsorção de fosfato aos oxidróxidos de Fe e de Al, principalmente devido ao desenvolvimento de cargas positivas nos oxidróxidos. Havendo aumento de pH pela aplicação de adubos orgânicos, o processo de adsorção é desfavorecido e a disponibilidade deve aumentar. Se o aumento do pH decorrente da aplicação de adubos orgânicos está relacionado à conversão de Al³⁺ à forma de complexos orgânicos, a diminuição do

Al^{3+} da solução diminui a precipitação de fosfatos de alumínio e a disponibilidade para as plantas também é favorecida. Mecanismos de reação semelhantes podem ocorrer em relação ao ferro dissolvido. Assim, a aplicação de adubos orgânicos ao solo que resulte em aumento do pH e do teor de matéria orgânica diminui a precipitação e a adsorção de P (SILVA et al., 1997; SOUZA et al., 2006).

O aumento do teor de matéria orgânica possivelmente contribui para diminuir a adsorção de P pela formação de complexos que bloqueiam os sítios de adsorção de P na superfície dos óxidos de ferro e alumínio. Os grupos funcionais (COOH) bloqueiam a superfície da goetita, diminuindo a adsorção de P (FONTES et al., 1992).

Os ácidos orgânicos e seus respectivos ânions conjugados, produzidos continuamente pela decomposição da matéria orgânica, exsudatos de raízes e metabólitos microbianos, também reagem fortemente com os sítios de adsorção de P na superfície do solo, tornando-os menos acessíveis ao P. Esse efeito, no entanto, parece ser transitório (AFIF et al., 1995).

À medida que o teor de MOS aumenta, a capacidade máxima de adsorção de fosfato (CMAF) diminui (SILVA et al., 1997). Reforçando a afirmação, com a adição de esterco bovino foi observado aumento do teor de MOS, diminuição dos valores de CMAF e aumento do P na solução do solo (SOUZA et al., 2006).

Com aplicação de adubos orgânicos a expectativa é que a reserva de P_o do solo aumente, mas isso nem sempre acontece. Após 30 anos de aplicação de esterco bovino, a proporção de P_o no P_t foi menor ou igual a 5% e o aumento de P_o , com as doses aplicadas, só foi observado em parcelas não irrigadas. Desse modo, apesar de ter sido usada uma fonte orgânica de P na adubação, o efeito principal da adubação com esterco foi no P_i . A interrupção da adubação com esterco por 16 anos, após 14 anos de aplicação, resultou em retorno do P disponível aos teores iniciais nas parcelas que receberam as menores doses de esterco, indicando que todo o P presente no esterco tornou-se, provavelmente, disponível às plantas (XIYING et al., 2008). Há condições, no entanto, que tanto o P_i como o P_o aumentam com a aplicação de esterco, mas o aumento proporcional no P_i é maior do que no P_o (GALE et al., 2000; SHARPLEY et al., 2004).

Do mesmo modo como ocorre com enxofre, em áreas de aplicação de resíduos as transformações do fósforo são apenas eventualmente avaliadas, se comparado com o nitrogênio, o que contribui para o Pi definir o comportamento do fósforo nos solos do Brasil. No entanto, em áreas de aplicação de resíduos, o conhecimento do Po e da sua participação no P disponível é de extrema importância, sobretudo porque utilizar a reciclagem da forma mais eficiente pode poupar as reservas de fósforo existentes.

Considerações finais

A aplicação de fertilizantes orgânicos apresenta efeitos importantes na fertilidade do solo, principalmente na matéria orgânica, na CTC, na acidez e na disponibilidade dos nutrientes nitrogênio, enxofre e fósforo, embora para todos os demais, em maior ou menor intensidade, eles também ocorram. Os efeitos são, contudo, dependentes das características dos resíduos utilizados como fertilizantes orgânicos, dos atributos químicos do solo, bem como do pré-tratamento a que o resíduo foi submetido antes da sua disposição no solo.

Embora seja possível fazer generalizações como a relação C/N adequada do material a ser utilizado como fertilizante, o seu uso racional nos sistemas agrícolas depende de estudos que determinem, para cada tipo de resíduo e local, as taxas de aplicação a fim de que os efeitos benéficos sejam maximizados (aumento da matéria orgânica, da CTC, diminuição da acidez, aumento da disponibilidade de N, S e P), sem que haja efeitos negativos no próprio solo e eutrofização de corpos d'água.

Na região Amazônica, o uso de resíduos orgânicos é particularmente interessante, por serem uma fonte local de nutrientes que reduz a necessidade de importação de fertilizantes industriais de outras regiões. Há necessidade de pesquisa regional para estabelecer critérios técnicos que definam as condições de uso sem colocar em risco a qualidade do solo e das águas, estas, um dos principais recursos naturais da região.

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**, v. 4, p. 391-470, 2005.
- ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A. F.; ALVAREZ, V. F. C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 635-647, 2000.
- ADAMS, M. A.; ATTIWILL, P. M. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forest of south-eastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralization. **Plant and Soil**, v. 92, n. 3, p. 341-362, oct. 1986.
- AFIF, E.; BARRÓN, V.; TORRENT, J. Organic matter delays but does not prevent phosphate sorption by Cerrado soils from Brazil. **Soil Science**, v. 159, n. 3, p. 207-211, mar. 1995.
- AJWA, H. A.; TABATABAI, M. A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 18, n. 3, p. 175-182, 1994.
- ALVES, W. L.; MELO, W. J.; FERREIRA, M. E. Efeito do composto de lixo urbano em um solo arenoso e em plantas de sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 729-736, 1999.
- AMANULLAH, M. M. 'N' release pattern in poultry manured soil. **Journal of Applied Sciences Research**, v. 3, n. 10, p. 1094-1096, 2007.
- ANDERSON, J. P. E. Soil respiration. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties**. 2th ed. Madison: American Society of Agronomy: Soil Science Society of America, 1982. p. 831-845.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após a aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**, v. 65, n. 4, p. 659-668, 2006.
- BARROW, N. J. A comparison of the mineralization of nitrogen and of sulphur from decomposing organic materials. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 6, p. 960-969, 1960.
- BASSO, J. C.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTI, N.; GIROTTI, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, nov./dez. 2005.
- BERNAL, M. P.; NAVARRO, A. F.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A.; CEGARRA, J. Influence of sewage-sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 3, p. 305-313, mar. 1998a.
- BERNAL, M. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 69, n. 3, p. 175-189, jul. 1998b.
- BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 581-590, maio/jun. 2007.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 jul. 2009. Seção 1, p. 20.
- CALDERÓN, F. J.; MCCARTY, G. W.; KESSEL, A. S. Van; REEVES III, J. B. Carbon and nitrogen dynamics during incubation of manured soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 5, p. 1592-1599, jan. 2004.

- CASSOL, P. C.; GIANELLO, C.; COSTA, V. E. U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 635-644, 2001.
- CASTELLANOS, J. Z.; PRATT, P. F. Mineralization of manure nitrogen: correlation with laboratory indexes. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 2, p. 354-357, mar. 1981.
- CETESB. **Aplicações de lodos de sistema de tratamento biológico em áreas agrícolas**: critérios para projetos e operações: manual técnico. 1999. Disponível em: <www.ambientenet.eng.br/TEXTOS/LEGISLODO/CETESB99.PDF>. Acesso em: 18 abr. 2012.
- CETESB. **Vinhaça**: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. 2006. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/camaras/P4_231.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2012.
- CHANG, C.; JANZEN, H.H. Long-term fate nitrogen from annual feedlot manure applications. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, n. 4, p.785-790, 1996.
- CHANG, C.; SOMMERFELDT, T. G.; ENTZ, T. Rates of soil chemical changes with eleven annual applications of cattle feedlot manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 70, n. 4, p. 673-681, 1990.
- CHAPMAN, S. J. Barley straw decomposition and S immobilization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 2, p. 109-114, Feb. 1997a.
- CHAPMAN, S. J. Carbon substrate mineralization and sulphur limitation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 2, p. 115-122, Feb. 1997b.
- CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. A.; OLIVEIRA, F. C. Cultivo de cana-de-açúcar em argissolo tratado com lodo de esgoto: II : fertilidade do solo e nutrição da planta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 653-662, abr. 2008.
- CHOWDHURY, M. A. H.; BEGUM, R.; KABIR, M. R.; ZAKIR, H. M. Plant and animal residue decomposition and transformation of S and P in soil. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 5, n. 7, p. 736-739, 2002.
- CHOWDHURY, M. A. H.; KOUNO, K.; ANDO, T.; NAGAOKA, T. Microbial biomass, S mineralization and S uptake by African millet from soil amended with various composts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 6, p. 845-852, Jun. 2000.
- CHRISTENSEN, B. T. Effects of animal manure and mineral fertilizer on the total carbon and nitrogen contents of soil size fractions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 5, p. n. 4, 304-307, 1988.
- CHRISTENSEN, B. T.; JOHNSTON, A. E. Soil organic matter and soil quality: lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. In: GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R. (Ed.) **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Amsterdam: Elsevier, 1997. p. 399-430. (Developments in Soil Science, v. 25).
- DALENBERG, J. W.; JAGER, G. Priming effect of some organic additions to ¹⁴C-labelled soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 21, n. 3, p. 443-448, 1989.
- DAVIDSON, E. A.; HART, S. C.; FIRESTONE, M. K. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. **Ecology**, v. 73, n. 4, p. 1148-1156, Aug. 1992.
- DENDOOVEN, L.; BONHOMME, E.; MERCKX, R.; VLASSAK, K. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, n. 1, p. 5-8, 1998.
- DISTEFANO, J. F.; GHOLZ, H. L. A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 17, n. 9, p. 989-998, 1986.
- EGHBALL, B. Soil properties as influenced by phosphorus - and nitrogen - based manure and compost applications. **Agronomy Journal**, v. 94, n. 1, p. 128-135, 2002.
- ENO, C.F. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. **Soil Science Society of American Proceedings**, v.24, n. 4, p. 277-279, Jul. 1960.

3. ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS

- ERIKSEN, J.; MORTENSEN, J.V. Soil sulphur status following long-term annual application of animal manure and mineral fertilizers. **Biology and Fertility of Soils**, v.28, n. 4, p. 416-421, 1999.
- FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Estudo do efeito de vermicomposto sobre absorção de nutrientes e produção de matéria seca pelo milho e propriedades do solo. **Científica**, v. 20, p. 217-227, 1992.
- FONTES, M. R.; WEED, S. B.; BOWEN, L. H. Association of microcrystalline goethite and humic acid in some Oxisols from Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 982-990, May 1992.
- FRENEY, J. R. Forms and reactions of organic sulfur compounds in soils. In: TABATABAI, M. A. (Ed.). **Sulfur in Agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 207-232. (Agronomy, 27).
- GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho Eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 569-577, jun. 2004.
- GALE, P. M.; MULLEN, M. D.; CIESLIK, C.; TYLER, D. D.; DUCK, B. N.; KIRCHNER, M.; MCLURE, J. Phosphorus distribution and availability in response to dairy manure applications. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 31, n. 5/6, p. 553-565, 2000.
- GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 43, n. 1, p. 99-105, jan. 2008.
- GHANI, A.; MCLAREN, R. G.; SWIFT, R. S. Sulphur mineralization and transformations in soils as influenced by additions of carbon, nitrogen and sulphur. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 24, n. 4, p. 331-341, Apr. 1992.
- GHERI, E. O.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Resposta de capim-tanzânia à aplicação de soro ácido de leite. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, n. 6, p. 753-760, jun. 2003.
- GRIFFIN, T. S.; HONEYCUTT, C. W.; HE, Z. Changes in soil phosphorus from manure application. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, n. 2, p. 645-653, 2003.
- GUIMARÃES, R. C. M **Atributos químicos em solos tratados com lodo biológico de indústria de gelatina**. 2009. 48 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Unesp, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal.
- HANSELMAN, T. A.; GRAETZ, D. A.; OBREZA, T. A. A comparison of in situ methods for measuring net nitrogen mineralization rates of organic soil amendments. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 3, p. 1098-1105, May/Jun. 2004.
- HART, S. C.; STARK, J. M.; DAVIDSON, E. A.; FIRESTONE, M. K.; Nitrogen mineralization, immobilization and nitrification. In: WEAVER, R. W.; ANGLE, S.; BOTTOMLEY, P.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A.; WOLLUM, A. (Ed.) **Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 985-1018.
- HAVLIN, J. L.; BEATON, J. D.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L. **Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management**. 7. ed. New Jersey: Pearson Education, 2005. 515 p.
- HAYNES, R. J.; NAIDU, R. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 51, n. 2, p. 123-137, 1998.
- HERNANDO, S.; LOBO, M. C.; POLO, A. Effect on the application of a municipal compost on the physical properties of a soil. **The Science of the Total Environment**, v. 81/82, p. 589-596, Jun. 1989.
- KERTESZ, M. A.; MIRLEAU, P. The role of soil microbes in plant sulphur nutrition. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, n. 404, p. 1939-1945, 2004.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.
- KLAUSNER, S. D.; KANNEGANTI, V. R.; BOULDIN, D. R. An approach for estimating a decay series for organic nitrogen in animal manure. **Agronomy Journal**, v. 86, n. 5, p. 897-903, Sept. 1994.

- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 11/12, p. 1485-1498, Oct. 2000.
- LEAL, J. R.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; ROSSIELO, R. O. P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, p. 257-261, 1983.
- MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 817-824, out. 2005.
- MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C.; FREIRIA, A. C. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em Argissolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 30, p. 677-684, jul./ago. 2006.
- MAZUR, N.; VELLOSO, A. C. X.; SANTOS, G. A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, p. 157-159, 1983.
- MCGILL, W. B.; COLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, v. 26, n. 4, p. 267-286, Nov. 1981.
- NARAMABUYE, F. X.; HAYNES, R. J. The liming effects of five organic manures when incubated with and acid soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 170, n. 5, p. 615-622, 2007.
- NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solo 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, abr. 2004.
- NEPTUNE, A. M. L.; TABATABAI, M. A.; HANWAY, J. J. Sulfur fractions and carbon-nitrogen-phosphorus-sulfur relationships in some Brazilian and Iowa soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 39, n. 1, p. 51-55, 1975.
- OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU JÚNIOR, C. H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 37, n. 4, p. 529-538, abr. 2002.
- PARNAUDEAU, V.; CONDOM, N.; OLIVER, R.; CAZEVILLE, P.; RECOUS, S. Vinasse organic matter quality and mineralization potential, as influenced by raw material, fermentation and concentration processes. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 6, p. 1553-1562, Jun. 2008.
- PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. 3. ed. Boca Raton: Taylor & Francis, 2005. 569 p.
- PLAZA, C.; GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Dynamics and model fitting of nitrogen transformations in pig slurry amended soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 36, n. 15/16, p. 2137-2152, 2005.
- QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2000. 111 p.
- QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 34, n. 5, p. 1487-1492, set./out. 2004.
- REIS, T. C.; RODELLA, A. A. Cinética da degradação da matéria orgânica e variação do pH do solo sob diferentes temperaturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 619-626, 2002.
- SAHRAWAT, K. L. Factors affecting nitrification in soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 39, p. 1436-1446, 2008.
- SCHJØNNING, P.; CHRISTENSEN, B. T.; CARSTENSEN, B. Physical and chemical properties of a sandy loam receiving

3. ALTERAÇÕES NA FERTILIDADE EM SOLOS TRATADOS COM RESÍDUOS ORGÂNICOS

- animal manure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years. **European Journal of Soil Science**, v. 45, n. 3, p. 257-268, Sept. 1994.
- SCHNITZER, M. Soil organic matter – the next 75 years. **Soil Science**, v. 151, n. 1, p. 41-58, Jan. 1991.
- SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; KLEINMAN, P. J. A. Amounts, forms, and solubility of phosphorus in soils receiving manure. **Soil Science Society of America**, v. 68, n. 6, p. 2048-2057, Nov./Dez. 2004.
- SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 36, n. 5, p. 831-840, maio 2001.
- SILVA, M. L. N.; CURI, N.; BLANCANEUX, P.; LIMA, J. M.; CARVALHO, A. M. Rotação adubo verde-milho e adsorção de fósforo em Latossolo Vermelho-escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 32, n. 6, p. 649-654, jun. 1997.
- SIMS, J. T. Organic wastes as alternative nitrogen sources. In: BACON, P.E. (Ed.). **Nitrogen fertilization in the environment**. New York: Marcel Dekker, 1995. p. 487-535.
- SOUZA, R. F.; FAQUIN, V.; ROGÉRIO, P.; TORRES, F.; BALIZA, D. P. Calagem e adubação orgânica: influência na adsorção de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 975-983, dez. 2006.
- STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potential of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 36, n. 3, p. 465-472, May 1972.
- STEVENSON, F. J. **Cycles of soil**. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York: John Wiley & Sons, 1986. 379 p.
- STRONG, D. T.; SALE, P. W. G.; HELYAR, K. R. Initial soil pH affects the pH at which nitrification ceases due to self-induced acidification of microbial microsites. **Australian Journal of Soil Research**, v. 35, n. 3, p. 565-570, 1997.
- TABATABAI, M. A.; CHAE, Y.M. Mineralization of sulfur in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality**, v. 20, n. 3, p. 684-690, Jul. 1991.
- TANIGUCHI, C. A. K.; FERREIRA, M. E.; GUIMARÃES, R. C. M.; CRUZ, M. C. P.; KUHNEN, F.; BRAOS, B. B. Mineralização do nitrogênio do lodo biológico da indústria de gelatina em solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 28.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 12.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 10.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 7., 2008, Londrina. **Desafios para o uso do solo com eficiência e qualidade ambiental: anais**. Londrina: Embrapa Soja: SBCS: IAPAR, UEL, 2008. 1 CD-ROM.
- TEDESCO, M. J.; SELBACH, P. A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 113-135.
- VIEIRA, F. C. B.; HE, Z. L.; BAYER, C.; STOFELLA, P.J.; BALIGAR, V. C. Organic amendment effects on the transformation and fractionation of aluminum in acidic sandy soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 39, p. 2678-2694, Sept. 2008.
- WHALEN, J. K.; CHI, C.; CLAYTON, G. W.; CAREFOOT, J. P. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, N. 3, p. 962-966, 2000.
- WIENHOLD, B. J. Comparison of laboratory methods and an in situ method for estimating nitrogen mineralization in an irrigated silt-loam soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 38, p. 1721-1732, 2007.
- XIYING, H.; CHI, C.; TRAVLS, G. R.; ZHANG, F. Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 166, n. 2, p. 239-245, 2003.

XIYING, H.; GODLINSKI, F.; CHI, C. Distribution of phosphorus forms in soil following long-term continuous and discontinuous cattle manure applications. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, n. 1, p. 90-97, Jan./Feb. 2008.

YAGI, R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da; BARBOSA, J. C. Organic matter fractions and soil fertility under the influence of liming, vermicompost and cattle manure. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, n. 3, p. 549-557, 2003.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, v. 79, n. 1/4, p. 117-161, Sept. 1997.

ZHAO, F. J.; LEHMANN, J.; SOLOMON, D.; FOX, S. P. Sulphur speciation and turnover in soils: evidence from sulfur K-edge XANES spectroscopy and isotope dilution studies. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 5, p. 1000-1007, May 2006.

