

MINERALIZAÇÃO DE NITROGÊNIO EM DEJETOS DE SUÍNOS

Flavia Mariani Barros¹, Mauro Aparecido Martinez², Antonio Teixeira de Matos²,
Felizardo Adenilson Rocha⁴, Danilo Paulúcio da Silva⁵

1. Professora Doutora da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, UESB,
Itapetinga-BA (mariamariani@yahoo.com.br)

2. Professor Doutor da Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa-MG

3. Professor Doutor do Instituto Federal da Bahia IFBA, Vitória da Conquista-BA

4. Doutorando em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, UFV,
Viçosa-MG. Brasil

Data de recebimento: 02/05/2011 - Data de aprovação: 31/05/2011

RESUMO

A dose de aplicação do resíduo pode ser determinada com base na concentração do nutriente presente em maior concentração que, normalmente, é o nitrogênio. O conhecimento das características dos dejetos de suínos relacionadas à degradação microbológica do nitrogênio orgânico pode contribuir para a previsão de seu comportamento no solo, permitindo definir referenciais úteis para o estabelecimento das doses máximas a serem aplicadas aos solos, em função do nitrogênio disponibilizado às plantas. Embora sejam constatadas vantagens do uso de dejetos de suínos como fertilizante do solo, pouco se sabe sobre a mineralização do nitrogênio orgânico presente neste dejetos. Desta forma, o objetivo do presente trabalho foi de apresentar uma revisão bibliográfica a respeito do assunto, facilitando o entendimento do mesmo.

PALAVRAS-CHAVE: Suinocultura, nitrogênio, poluição

NITROGEN MINERALIZATION IN SWINE MANURE

ABSTRACT

The residue application rate can be determined based on the nutrient concentration present in higher concentration, normally, nitrogen. The knowledge of the of swine manure characteristics related to organic nitrogen microbial degradation can help to predict its behavior in soil and allowed to set useful benchmarks for the establishing the maximum doses to be applied to soils as a function of nitrogen available to plants. Although, there are noted advantages of using swine manure as fertilizer in soil, little is known about the organic nitrogen the mineralization present in manure. Thus, the objective of this study was to present a review on the subject, facilitating the understanding of it.

KEYWORDS: Swine production, nitrogen; pollution

INTRODUÇÃO

O Brasil possui cerca de 37,5 milhões de cabeças de suínos, o que corresponde ao maior rebanho da América Latina, e o sexto do mundo (ANUALPEC, 2003). Na suinocultura, os dejetos, a água desperdiçada em bebedouros e a água

de lavagem das instalações geram grandes volumes de águas residuárias, as quais são fontes potenciais de poluição ambiental.

A forma mais antiga de disposição e depuração de esgotos e de dejetos de animais é a disposição no solo (BERNARDES, 1986). Esta forma de disposição tem por objetivo a redução dos custos de tratamento, o reaproveitamento dos nutrientes e o melhoramento das condições físicas e químicas do solo.

O nitrogênio é um dos principais nutrientes presentes nos dejetos de suínos, sendo facilmente perdido por volatilização, lixiviação ou por desnitrificação (BATAGLIA et al., 1983). Nos países tropicais, a limitada disponibilidade ou os altos custos dos fertilizantes nitrogenados têm levado à utilização de resíduos como fonte de nutrientes (VANLAUWE et al., 1997).

A dose de aplicação do resíduo pode ser determinada com base na concentração do nutriente presente em maior concentração que, normalmente, é o nitrogênio (MATOS, 2004). O conhecimento das características do dejetos de suínos relacionadas à degradação microbiológica do nitrogênio orgânico pode contribuir para a previsão de seu comportamento no solo, permitindo definir referenciais úteis para o estabelecimento das doses máximas a serem aplicadas aos solos, em função do nitrogênio disponibilizado às plantas.

Embora sejam constatadas vantagens do uso de dejetos de suínos como fertilizante do solo, pouco se sabe sobre a mineralização do nitrogênio orgânico presente neste dejetos, ou seja, sobre o processo de transformação do nitrogênio orgânico, não assimilável pelas plantas, para a forma mineral, assimilável, não estando ainda disponíveis, trabalhos que apresentem modelos visando quantificar a taxa de mineralização de nitrogênio orgânico em solos tratados com água residuária da suinocultura.

A concentração de nitrogênio mineralizado pode ser estimada com a utilização de modelos matemáticos, os quais quantificam essa concentração em função do tempo (CAMARGO et al., 1999). Devido aos inúmeros fatores que interferem na mineralização do nitrogênio, tem sido difícil encontrar características do solo que, indiretamente, possibilitem estimativas dos parâmetros dos modelos de mineralização.

Apesar de muitos esforços terem sido empreendidos na tentativa de desenvolver índices que possibilitem estimar, de forma simples e eficiente, a capacidade de mineralização de nitrogênio orgânico nos solos, não se tem obtido sucesso, dada a complexidade de fatores que afetam a dinâmica do elemento no solo (SANTOS, 2001). Tendo em vista a natureza dinâmica do nitrogênio e o grande número de fatores envolvidos no seu ciclo, prever a mineralização do nitrogênio orgânico tem sido um desafio ao longo de décadas (CAMPBELL et al., 1995; ALVES et al., 1999).

Neste contexto, objetivou-se, com este trabalho, avaliar e parametrizar modelos de mineralização do nitrogênio orgânico em solo tratado com água residuária da suinocultura (ARS), em diferentes condições de temperatura e conteúdo de água no solo.

DESENVOLVIMENTO

A suinocultura e a produção de dejetos

Os dejetos de suínos, até a década de 70, não constituíam maiores problemas para os criadores, pois a concentração de animais na propriedade era pequena (PERDOMO, 1995). No entanto, com a intensificação da produção, para atender a demanda da população por carne suína, a maioria dos produtores passou a adotar o regime de confinamento e, como consequência, aumentou-se o volume de dejetos produzidos por unidade de área. A maior parte desses dejetos são lançados em cursos d'água, sem tratamento prévio, transformando-se em fonte poluidora dos mananciais e fator de risco para a saúde animal e humana (PERDOMO, 1995).

A quantidade total de dejetos produzidos por suínos varia com o estágio de desenvolvimento do animal, de 4,9% a 8,5% de seu peso, por dia, considerando a faixa dos 15kg aos 100kg de peso vivo. Entretanto, além das fezes, urina e restos de alimentos, a água desperdiçada em bebedouros e aquela utilizada na higienização das baias são componentes que aumentam, ainda mais, o volume de resíduos gerados, concorrendo para que a produção de dejetos líquidos seja da ordem de 8,85 L animal⁻¹ dia⁻¹ (MARRIEL et al., 1987).

O potencial poluente dos dejetos de suínos é muito superior ao de outras espécies animais (PERDOMO, 1995). A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) deste dejetos pode variar entre 30000 e 52000 mgL⁻¹, ou seja, a DBO é cerca de 260 vezes superior à do esgoto doméstico (OLIVEIRA, 1993). A poluição causada pelos dejetos de suínos tende a crescer no Brasil, devido, principalmente, ao crescimento do número de suínos, necessário para atender ao consumo interno e às exportações de carne. O Brasil, no período de 1995-2001, expandiu sua produção em 55,9%, sendo responsável por 7,5% das exportações mundiais, passando a ser, assim, o quarto maior exportador de carne suína do mundo (ANUALPEC, 2003).

A água residuária da suinocultura (ARS) é rica em nitrogênio, fósforo e potássio. O fósforo, juntamente com a alta DBO dos dejetos, causam grandes impactos ao ecossistema aquático de superfície, sendo o fósforo responsável pelo processo de eutrofização e a DBO pela redução do oxigênio dissolvido na água. Já o nitrogênio oferece maior risco de contaminação das águas subterrâneas quando lixiviado no solo (MERTEN & MINELLA, 2002).

De acordo com SILVA & MAGALHÃES (2001), os sistemas de confinamento de suínos devem observar as seguintes premissas: (a) utilização dos dejetos e águas residuárias de suínos, atendendo a capacidade suporte do meio; (b) localização em áreas e em ecossistemas com alta capacidade de suporte; e (c) a emissão de efluentes não deve ultrapassar a capacidade de assimilação do ambiente.

Tratamento por disposição no solo

A forma mais antiga de disposição e depuração de esgotos e de dejetos de animais é a disposição no solo (BERNARDES, 1986), mencionada desde tempos anteriores ao do nascimento de Cristo, sendo praticada em Atenas e na Roma Antiga (CORAUCCI FILHO, 1991).

A disposição de águas residuárias no solo é uma atividade essencialmente de reciclagem, inclusive para a água, viabilizando a utilização do potencial hídrico e dos nutrientes presentes nos efluentes líquidos, empregando a natureza como receptora de resíduos e geradora de riquezas. É um processo que pode ser considerado como de tratamento e aproveitamento ao mesmo tempo (CAMPOS, 1999), tendo por objetivo a redução dos custos de tratamento, o reaproveitamento dos nutrientes

contidos nas águas residuárias e nos dejetos e o melhoramento das condições físicas e químicas do solo.

O constante aumento dos custos dos fertilizantes químicos vem induzindo os produtores a diminuir a adubação mineral e aproveitar todos os recursos disponíveis na propriedade para viabilizar a produção agrícola. Dentre esses recursos está o aproveitamento dos dejetos de suínos, que têm grande potencial fertilizante (KOZEN, 1983; SCHERER et al., 1984).

A aplicação de dejetos de suínos no solo é justificável em virtude dos efeitos proporcionados pela matéria orgânica. Esses efeitos se dividem em: físicos, caracterizados pelas modificações na estrutura do solo, pela redução da plasticidade e da coesão, pelo aumento da capacidade de retenção de água e pela manutenção de temperaturas mais uniformes; químicos, caracterizados pelo aumento da capacidade de troca catiônica, pelo aumento do poder-tampão, pela formação de compostos orgânicos como quelatos e, evidentemente, como fontes de nutrientes; e biológicos, responsáveis pela intensificação das atividades microbianas e enzimáticas dos solos (KIEHL, 1985).

Segundo KIEHL (1985), a matéria orgânica contribui para que os solos ácidos possam passar a apresentar pH mais favorável ao desenvolvimento das plantas. A adição de material orgânico no solo em condições aeróbicas é responsável pela elevação do pH, pois a decomposição do resíduo é de reação alcalina, pela formação de humatos alcalinos (KIEHL, 1985). PRIMAVESI (1968) constatou que a aplicação de 40 t ha⁻¹ de esterco animal foi mais efetiva em corrigir o pH do solo ácido do que a aplicação de 1 t ha⁻¹ de calcário. MAZUR et al (1983), utilizando composto de lixo urbano para determinar a influência da matéria orgânica no pH do solo, verificou que houve elevação do pH de 5,2 para 5,7.

A disposição dos resíduos animais no solo pode favorecer tanto o produtor, que irá reduzir seus custos com a aplicação de fertilizantes e, conseqüentemente, aumentar a produtividade das culturas a longo prazo, como ao meio ambiente, visto que esses esterco são altamente poluentes quando lançados diretamente em rios e lagos (HUBBARD et al., 1987).

KONZEN et al. (1997) verificaram que 55 a 60 t de águas residuárias de suinocultura equivalem, com base na quantidade de nutrientes, a uma tonelada de adubo químico (fórmula 9-33-12 + uréia).

CHATEAUBRIAND (1988) verificou que a aplicação de ARS por meio de sistema de irrigação por sulcos, em terreno de baixada com solo de textura argilo-arenosa, na região de Ponte Nova, MG, propiciou produtividade de até 8.766 kg ha⁻¹ de milho, alcançada com a dose de 149 m³ ha⁻¹, produtividade cerca de 40% superior à obtida com a testemunha. A aplicação de águas residuárias de suinocultura também aumentou a altura de plantas em 19% e o peso de espigas em 65%, comparativamente à testemunha. As águas residuárias foram aplicadas em dez fertirrigações efetuadas durante o ciclo da cultura. FREITAS et al. (2004) aplicando lâminas de ARS correspondentes a 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 ET₀ verificaram que a aplicação da ARS aumentou significativamente os valores de altura de plantas e altura e peso de espigas de milho.

Porém, a utilização de dejetos de suínos como fertilizantes orgânicos pode contribuir para a contaminação dos recursos hídricos e do solo se as quantidades aplicadas forem superiores à capacidade do solo e das plantas em absorver os nutrientes presentes nesses resíduos. Dessa forma, poderá haver contaminação das

águas superficiais pelo deflúvio, quando a capacidade de infiltração da água no solo for baixa, e a contaminação das águas subterrâneas, quando a taxa de infiltração da água no solo for elevada (POTE et al., 2001). As quantidades e as frequências com que as dejeções animais podem ser aplicadas ao solo variam com o tipo de solo, com a natureza e com a composição dos resíduos, com as condições climáticas e com a espécie vegetal cultivada (GIANELLO & ERNANI, 1983).

O mau uso dos dejetos de suínos pode trazer efeitos deletérios ao solo, como por exemplo, o entupimento dos macroporos, causando o selamento superficial que dificulta a infiltração de água e a troca de gases entre a atmosfera e o solo (LOEHR, 1977). Além disso, também oferece o risco de salinização do solo, poluição do solo e plantas com metais pesados e contaminação do homem e animais por agentes patogênicos proveniente dos dejetos (MATOS et al., 1997).

QUEIROZ et al. (2004) avaliando o efeito da aplicação intensiva de esterco líquido de suínos no solo ($800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de demanda bioquímica de oxigênio) cultivado com diferentes gramíneas forrageiras, verificaram que após quatro meses, houve um acúmulo de fósforo, potássio, sódio e zinco no solo, aumento da acidez e redução na saturação por bases.

Para países de clima temperado, doses de aplicação inferiores a 400 kg ha^{-1} de nitrogênio têm sido recomendadas como seguras sob o ponto de vista de contaminação de águas subterrâneas (KING et al., 1985 e SUTTON et al., 1982, citados por WESTERMAN et al., 1987).

Mineralização do nitrogênio e contaminação de solos e águas

O nitrogênio ocupa posição de destaque entre os elementos essenciais ao crescimento e desenvolvimento das plantas, sendo um dos macronutrientes mais caros e instáveis no solo e, por isso, é considerado, juntamente com o fósforo, o principal fator limitante à produção agrícola em solos de regiões de clima tropical (MATOS et al., 1997).

Nos países tropicais, a limitada disponibilidade de nitrogênio nos solos e os altos custos dos fertilizantes nitrogenados têm levado à utilização de resíduos como fonte de nutrientes (VANLAUWE et al., 1997). O nitrogênio é um dos principais nutrientes presentes nos dejetos de suínos, porém, é facilmente perdido por volatilização, lixiviação ou desnitrificação (BATAGLIA et al., 1983).

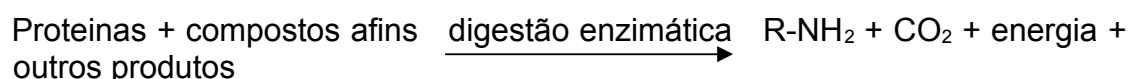
Os critérios que predizem a liberação de nitrogênio dos resíduos com base em suas características químicas podem facilitar a seleção e o manejo desses materiais. A baixa eficiência do uso de nitrogênio proveniente dos resíduos de alta qualidade é atribuída à falta de sincronismo entre a liberação de nitrogênio dos resíduos e a demanda pelas plantas, associada às perdas de nitrogênio por lixiviação (MYERS et al., 1994). A sincronia não necessariamente aumenta os rendimentos das plantas em curto prazo, mas pode reduzir as perdas de nitrogênio e melhorar a fertilidade do solo em longo prazo.

Apesar de, em alguns casos, o nitrogênio apresentar-se na camada arável do solo em quantidades relativamente elevadas, aproximadamente 95% deste elemento está na forma orgânica, não disponível às plantas, sendo apenas uma pequena parte mineralizada pela microbiota do solo durante o ciclo de uma cultura (CAMARGO et al., 1999). Na fração sólida do dejetos de suínos, a quase totalidade do nitrogênio encontra-se fazendo parte das substâncias orgânicas (HOEGEN,

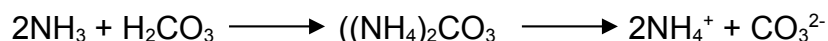
1992, citado por SCHERER e BALDISSERA, 1994) e, para tornar-se disponível às plantas, deve passar pelo processo de mineralização.

A mineralização do nitrogênio é o processo de transformação do nitrogênio orgânico, não assimilável pelas plantas, para a forma mineral, assimilável. Segundo TISDALE et al. (1985), a mineralização de compostos orgânicos nitrogenados ocorre, essencialmente, por meio de três reações sucessivas: aminação, amonificação e nitrificação, que levam o nitrogênio até a forma nítrica (NO_3^-), sendo esta a forma preferencialmente absorvida pelas plantas. As reações podem ser descritas da seguinte maneira (DIAS et al., 1992):

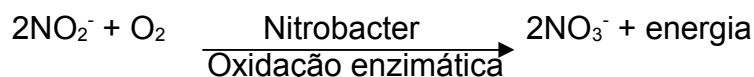
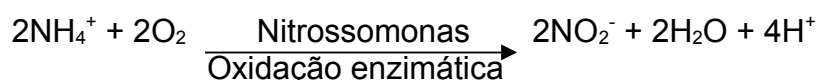
Aminação



Amonificação



Nitrificação



Tanto a aminação quanto a amonificação são promovidas por microrganismos heterotróficos, que requerem carbono como fonte de energia, enquanto a nitrificação é executada por microrganismos autotróficos, que obtêm energia pela oxidação de sais inorgânicos e a carboxilação, a partir do CO_2 do ar (TISDALE et al., 1985). Com a mineralização do material orgânico, o nitrogênio é convertido da forma orgânica para formas mais móveis e solúveis. Em ambiente aeróbio, o nitrogênio orgânico é primeiramente transformado em amônio, posteriormente, em nitrito e finalmente nitrato. Em estudo de incubação aeróbica, REDDY et al. (1979) observaram que 50% do nitrogênio orgânico nos dejetos sólidos de suínos foi mineralizado num período de três semanas.

A mineralização do nitrogênio é influenciada, entre outros fatores, pela temperatura e pelo conteúdo de água do meio. De modo geral, o aumento da temperatura acelera as reações químicas e o metabolismo dos microrganismos (SERRANO, 1997). A taxa de mineralização é alta quando a temperatura está na faixa de 30 a 35°C e menor para temperaturas acima ou abaixo desses valores (DIAS et al., 1992). STANFORD e EPSTEIN (1974) mostraram que a mineralização do nitrogênio diminui com a redução do conteúdo de água no solo, considerando conteúdos de água no solo inferiores à capacidade de campo. Conteúdo de água no solo acima da capacidade de campo também proporciona diminuição na taxa de

mineralização do nitrogênio devido a falta do oxigênio necessário às reações de mineralização.

Durante a mineralização do nitrogênio orgânico do solo, os seus distintos componentes são transformados, em taxas variáveis, em nitrogênio inorgânico, podendo alguns serem acumulados em função do seu elevado grau de recalcitrância e resistência ao ataque microbiano (JANSSEN, 1996). O nitrogênio das frações mais lábeis é liberado nos períodos iniciais do processo de mineralização e a estimativa da taxa de sua mineralização pode ser usada para ajustar as recomendações de adubação nitrogenada (MENGEL, 1996). Do ponto de vista prático, tem-se observado que o potencial e a respectiva taxa de mineralização podem ser utilizados na predição da disponibilidade de nitrogênio às plantas, em determinado período de tempo.

O potencial de mineralização de nitrogênio orgânico do solo é definido como a fração presente no nitrogênio orgânico susceptível à mineralização, pressupondo que a mineralização seja descrita por uma cinética de primeira ordem (STANFORD e SMITH, 1972).

A dose de aplicação de resíduos orgânicos no solo pode ser determinada com base na concentração do nutriente presente em maior concentração que, normalmente, é o nitrogênio. A tomada do nitrogênio como referencial para estabelecimento da taxa de aplicação recomendável está respaldada nos riscos que se tem de contaminação de águas subterrâneas com nitrato, um ânion de grande mobilidade no solo (MATOS, 2003). Considerando-se que ânions NO_3^- são pouco adsorvidos em solos eletronegativos, eles tendem a ser carregados com águas de escoamento superficial ou lixiviados no perfil do solo (MATOS, 2004).

A lixiviação de nitratos no solo pode alcançar grande magnitude se este ânion estiver presente no solo em quantidades acima da capacidade de absorção pela cultura e quando a irrigação ou chuva exceder a capacidade de armazenagem de água do solo. Nesse caso, em razão de sua alta solubilidade em água, o nitrato deve acompanhar a água de recarga dos aquíferos subterrâneos, trazendo sérios riscos sanitários para a população que se utiliza dessas águas para dessedentação (MUCHOVEJ e RECHCIGL, 1994; OWENS, 1994).

Com o crescente uso de fertilizantes nitrogenados na agricultura, nos últimos 50 anos, tem se percebido marcante aumento da concentração de NO_3^- nas águas superficiais e subsuperficiais. Têm sido verificadas perdas por escoamento superficial da ordem de 25 a 50% do N aplicado na forma de dejetos animais. Dessa forma, em rios que drenem áreas intensivamente exploradas com agricultura ou pecuária, principalmente em épocas secas, em razão da menor diluição na água, a concentração de nitrato pode, freqüentemente, exceder 100 mg L^{-1} , sendo que em áreas que não estejam poluídas, a concentração é inferior a 5 mg L^{-1} (QUEIROZ, 2000).

MATOS et al. (2004) objetivando avaliar a mobilidade do nitrato no perfil do solo, em rampas cultivadas com forrageiras, no tratamento por escoamento superficial de ARS, verificaram maior concentração de nitrato no tratamento que recebeu ARS do que no solo testemunha, sendo as maiores concentrações detectadas abaixo da camada de maior concentração radicular, (20-30 cm) tornando-se dessa forma, mais susceptível à lixiviação profunda.

CONCLUSÕES

Diante do exposto torna-se claro a importância do conhecimento da mineralização do nitrogênio em dejetos de suínos, visto o aumento crescente da produção nas últimas décadas. Além disso, fica evidente que o constante aumento dos custos dos fertilizantes químicos vem induzindo os produtores a diminuir a adubação mineral e aproveitar todos os recursos disponíveis na propriedade para viabilizar a produção agrícola, destacando-se os dejetos animais. Desta forma, é de grande importância o conhecimento da dinâmica da mineralização do nitrogênio nos dejetos de suínos, visto que a baixa eficiência do uso de nitrogênio proveniente dos resíduos de alta qualidade é atribuída à falta de sincronismo entre a liberação de nitrogênio dos resíduos e a demanda pelas plantas, e o não conhecimento desta dinâmica e das práticas inadequadas de aproveitamento destes dejetos podem ocasionar riscos ambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, G. D.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. M.; SILVA, V. M. Potencial de mineralização de N em vinte solos de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 245-256, 1999.

ANUÁRIO DA PECUÁRIA BRASILEIRA, ANUALPEC, 2003, Fnp-Consultoria e Comércio. Ed. Argos Comunicação. São Paulo, 2003. 400p.

BATAGLIA, O. C.; BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Resíduos orgânicos como fonte de nitrogênio para capim braquiária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.7, p. 277-284, 1983.

BERNARDES, R. S. Estabilização de poluentes por disposição no solo. **Rev. DAE**, v.145, p. 48-129, 1986.

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; VIDOR, C. Nitrogênio orgânico do solo. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e sub-tropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 117-138.

CAMPBELL, A. C.; JAME, Y. W.; AKINREMI, O. O. E CABRERA, M. L. Adapting the potentially mineralizable N concept for the prediction of fertilizer N requirements. **Fertilizer Research**, v. 42, p. 61-75, 1995.

CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 433p.

CHATEAUBRIAND, A. D. **Efeito de dejetos de suínos, aplicados na irrigação por sulco, na cultura do milho (*Zea mays* L.)**. 1988, 61f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial**. 1991, 400f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

DIAS, L. E.; BARROS, N. F.; FRANCO, A. A. **Curso de especialização por tutoria à distância: Módulo 6- Nitrogênio no solo**. Brasília: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EDUCAÇÃO AGRÍCOLA SUPERIOR, 1992. 82p.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias da suinocultura sobre a produção do milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 120-125, 2004.

GIANELLO, C.; ERNANI, P. R. Rendimento de matéria seca de milho e alterações na composição química do solo pela incorporação de quantidades crescentes de cama de frangos, em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.7, p. 285- 90, 1983.

HUBBARD, R. K.; THOMAS, D. L.; LEONARD, R. A.; BUTLER J. L. Surface runoff and shallow ground water quality as affected by center pivot applied dairy cattle wastes. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, n. 2, p. 430- 437, 1987.

JANSSEN, B. H. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. **Plant Soil**, The Hage, v.181, p. 39-45, 1996.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Soil Science Plant Analyze**, New York, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.

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

KOZEN, E. A.; PEREIRA FILHO, I. A.; BAHIA FILHO, A. C. F.; PEREIRA, F. A. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA-CNPMS, 1997. 31p. (Circular Técnica, 25).

KOZEN, E. A. **Manejo e utilização de dejetos de suínos**. Concórdia- SC: EMBRAPA- CNPSA, 1983. 32p. (Circular técnica, 6).

LOEHR, R. C. **Pollution control for agriculture**. New York: Academic Press, 1977. 383p.

MARRIEL, I. E.; KOZEN, E. A; ALVARENGA, R. C.; SANTOS, H. L. **Tratamento e utilização de resíduos orgânicos**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 13, n. 147, p. 24-36, 1987.

MATOS, A. T. **Tratamento e Aproveitamento Agrícola de Resíduos Sólidos**. Caderno Didático, Viçosa: AEAGRI, n. 37, 2004. 136p.

MATOS, A. T.; LEMOS, A. L.; BARROS, F. M. Mobilidade de nitrato em rampas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.12, n. 1, p. 57-65, 2004.

MATOS, A. T. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MINEIRA, 3, 2003, Viçosa, **Anais...** Viçosa: ABES/MG; Subseção Sudeste; UFV; DEA; ABAS, 2003. p. 25-79.

MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N.; FREITAS, S. P.; VIDIGAL, S. M.; GARCIA. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ceres**, Viçosa, v.44, n. 254, p. 399-410, 1997.

MAZUR, N.; SANTOS, G. A.; VELLOSO, A. C. X. 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.

MENGEL, K. Turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. **Plant Soil**, The Hage, 181, p. 83-93, 1996.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. L. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. Porto Alegre: **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MYERS, R. J. K.; PALM, C. A.; CUEVAS, E.; GUNATILLE K. E.; BROSSARD, I. U. N. The synchronisations of mineralisation and plant nutrient demand. In: WOOMER, P. L.; SWIFT, M. J. (Eds.). **The biological management of tropical soil fertility**. Chichester, UK: John Wiley and sons, 1994. p. 81-116.

MUCHOVEJ, R.M.C; RECHCIGL, J.E. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on water quality. In: LAL, R. & STEWART, B.A. (ed.). **Soil Processes and water quality**, Boca Raton: Lewis Publishers. 1994. p. 91-135.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA, CNPSA, 1993, 188p.

OWENS, L.B. Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water In: LAL, R.; STEWART, B.A. **Soil Processes and water quality**, Boca Raton: Lewis Publishers. 1994. p. 137-162.

PERDOMO, C. C. Uso racional da água no manejo de dejetos suínos. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1, 1995, Ponte Nova, **Anais...** Ponte Nova: EPAMIG/CRZM, 1995. p. 88-110.

POTE, D. H.; REED, B. A.; DANIEL, T. C.; NICHOLS, D. J.; MOORE, P. A.; EDWARDS, D. R. Water-quality effects of infiltration rate and manure application rate for soils receiving swine manure. **Journal Soil and Water Conservation**, v. 56, n. 1, p. 32-37, 2001.

PRIMAVESI, A. **Organic matter and soil productivity in the tropics and subtropics**. In: **Organic matter and soil fertility**, North Holland Publ. Co., Amsterdam, and John Wiley e Sons, Inc., New York. 653-596, 1968.

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. **Revista Ciência Rural**, Viçosa, v.34, p. 1487-1492, 2004.

QUEIROZ, F. M. **Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura**. 2000. 91f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

REDDY, K. R., KHALEEL, R., OVERCASH, M. R.; WESTERMAN, P. W. A Nonpoint Source Model for Land Areas Receiving Animal Waste: II. Ammonia volatilization. **Transactions of the ASAE**, v.22, n.6, p.1398-1405, 1979.

SANTOS, C. A. A. dos. **Potencial de mineralização e disponibilidade de nitrogênio de solos**. 2001. 59f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa..

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T. Aproveitamento dos dejetos de suínos como fertilizantes. In: DIA DE CAMPO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1994, Concórdia, **Anais...** Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1994. p.47. (EMBRAPA-CNPSA, Documento, 32).

SCHERER, E. E.; CASTILHOS, E. G. de; JUCKSCH, I.; NADAL, R. de. **Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho**. Florianópolis, EMPASC, 1984. 26p. (Boletim técnico, 24).

SERRANO, M. I. P. **Mineralização, absorção e lixiviação de nitrogênio em povoamentos de *Eucalyptus grands* sob cultivo mínimo e intensivo do solo**. 1997. 86f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

SILVA, E. T.; MAGALHÃES, C. S. **Controle de poluição de atividades pecuárias**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 62-76, 2001.

STANFORD, G.; EPSTEIN, L. Nitrogen mineralization – water relations in soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 38, p. 103-106, 1974.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potencial of soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 36, p. 465-472, 1972.

TISDALE, S.; NELSON, W.; BEATON, J. D. **Soil Fertiltity and Fertilies**. 4ed. New York: Macmillan, 1985. 754p.

WESTERMAN, P. W.; KING, L. D.; BURNS, J. C.; CUMMINGS, G. A.; OVERCASH, M. R. Swine manure and lagoon effluent applied to a temperate forage mixture: II Rainfall runoff and soil chemical properties. **Journal of Environmental Quality**, v. 16, n. 2, p. 106-112, 1987.

VANLAUWE, J. D.; SANGINGA, N.; MERCKX, R. Residue quality and decomposition: an unsteady relationship? In: CADISCH, G.; GILLER, K. E. **Driven by nature- part letter quality and decompositions**. Wallingford, UK: CAB International, 1997. p. 157- 166.