

FLÁVIA MARIANI BARROS

**PARAMETRIZAÇÃO DE MODELOS DE MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO
ORGÂNICO EM SOLO TRATADO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DA
SUINOCULTURA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2005

FLÁVIA MARIANI BARROS

**PARAMETRIZAÇÃO DE MODELOS DE MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO
ORGÂNICO EM SOLO TRATADO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DA
SUINOCULTURA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA EM: 18 de fevereiro de 2005

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Conselheiro)

Prof. Júlio César Lima Neves
(Conselheiro)

Prof. Rubens Alves de Oliveira

Prof. Edvaldo Fialho dos Reis

Prof. Mauro Aparecido Martinez
(Orientador)

*“Apenas o pensamento lógico é
insuficiente para adquirirmos conhecimento
sobre o mundo real; todo o conhecimento
sobre a realidade parte da experiência e
desemboca nela”.*

Albert Einstein

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e porque sem Ele nada é possível e tudo é sem sentido.

Aos meus pais Carlito e Ângela pelos ensinamentos, pelo amor e pelo exemplo de vida.

Ao meu irmão Marcelo e à sua esposa Emmanuelle por sempre estarem ao meu lado.

Ao Gabriel, pelo amor, companheirismo e apoio em todas as etapas da realização deste trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realização do curso e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro.

Ao professor Mauro Aparecido Martinez pela orientação segura, amizade, pelos sábios ensinamentos e presença constante em todos os momentos.

Ao professor Edvaldo Fialho dos Reis pelo convívio, amizade e pelo apoio essencial para realização deste trabalho.

Aos professores Antonio Teixeira de Matos, Júlio César Lima Neves, Demétrius David da Silva e Rubens Alves de Oliveira pela amizade, incentivo, conselhos e importantes sugestões.

Aos meus amigos de república Bruno e Aldo pela amizade.

A todos os amigos e funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental da UFV, pela convivência prazerosa, em especial ao Simão, à Edna e ao Felizardo.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

FLÁVIA MARIANI BARROS, filha de Ângela Maria Mariani Barros e Carlito de Amorim Barros, nasceu em Vitória-ES, em 17 de outubro de 1979.

Em 1994, iniciou o curso Técnico em Estradas, concluindo-o em 1996, na Escola Técnica Federal do Espírito Santo, em Vitória-ES.

Em 1998 ingressou no curso de Engenharia Agrônômica na Universidade Federal do Espírito Santo, em Alegre, concluindo-o em 2003.

No mesmo ano, iniciou o curso de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal de Viçosa-MG, concentrando seus estudos na Área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se a defesa de tese em fevereiro de 2005.

ÍNDICE

	Página
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	ix
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1. A suinocultura e a produção de dejetos.....	3
2.2. Tratamento por disposição no solo.....	4
2.3. Mineralização do nitrogênio orgânico e a contaminação de solos e águas.....	7
2.4. Modelos de predição da mineralização do nitrogênio.....	10
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
3.1. Local do experimento e características do solo e da água residuária da suinocultura.....	14
3.2. Experimento de incubação e delineamento experimental.....	16
3.3. Determinação das formas do nitrogênio e de sua mineralização	16
3.4. Determinação dos valores dos parâmetros dos modelos de mineralização.....	17
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	19
4.1. Parâmetros dos modelos de mineralização estudados.....	19
4.2. Variação das formas mineralizadas de nitrogênio orgânico e quantidade potencialmente mineralizável.....	39
4.2.1. Variação das formas mineralizadas de nitrogênio orgânico...	39
4.2.2. Nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável no solo....	42
4.3. Potencial Hidrogeniônico, condutividade elétrica, nitrogênio total e carbono.....	44

4.3.1. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	44
4.3.2. Condutividade elétrica.....	48
4.3.3. Nitrogênio total e carbono.....	51
5. RESUMO E CONCLUSÕES.....	55
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58
APÊNDICE.....	68

RESUMO

BARROS, Flávia Mariani, M.S., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2005. **Parametrização de modelos de mineralização do nitrogênio orgânico em solo tratado com água residuária da suinocultura.** Orientador: Mauro Aparecido Martinez. Conselheiros: Antonio Teixeira de Matos, Demétrius David da Silva e Júlio César Lima Neves.

O experimento foi conduzido no Departamento de Engenharia Agrícola, na Universidade Federal de Viçosa, com o objetivo de avaliar e parametrizar modelos de mineralização do nitrogênio orgânico, em solo tratado com água residuária da suinocultura (ARS), sob diferentes temperaturas e conteúdos de água, utilizando-se o modelo exponencial simples e o modelo potencial. Amostras de 57,3 cm³ de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, de textura muito argilosa, foram misturadas com a ARS, em quantidade correspondente a 400 kg ha⁻¹ de nitrogênio, colocadas em copos plásticos com volume de 60 cm³ e incubadas sob quatro diferentes temperaturas (15, 20, 25 e 35°C) e conteúdos de água (correspondentes às tensões de 10, 30, 200 e 1500 kPa). Aos 3, 6, 12, 24, 48 e 96 dias de incubação, foram retiradas amostras do solo para análises da concentração de amônio e nitrato e, aos 3 e 96 dias de incubação, foram determinados os valores do pH e da condutividade elétrica. Com base nos valores da concentração de nitrogênio mineralizado (nitrato + amônio), obtidos ao longo de diferentes tempos de incubação, foram determinados os valores dos parâmetros dos modelos de mineralização. Em todas as situações, o valor do nitrogênio potencialmente mineralizável (N₀) no solo que recebeu ARS foi superior ao do solo que não recebeu ARS. Para o solo sem ARS, os valores de N₀ variaram de 26,15 a 96,59 mg kg⁻¹, enquanto em solo com ARS variaram de 73,85 a 207,16 mg kg⁻¹. Os valores da

constante de mineralização (k) no solo com ARS variaram entre 0,0612 a 0,2798 dia^{-1} , enquanto nos solos sem ARS variaram de 0,0162 a 0,2641 dia^{-1} . A constante de mineralização (k) em solo com ARS foi sempre maior sob temperaturas de 25 e 35°C, em relação ao solo sem ARS, enquanto que, nas outras temperaturas, os resultados foram variáveis. Houve tendência do modelo exponencial simples subestimar os valores da concentração de nitrogênio mineralizado. Os parâmetros N_0 e k do modelo exponencial simples correlacionaram-se negativamente, tanto em solo sem ARS, quanto em solo com ARS, assim como os parâmetros A e b do modelo potencial. Os valores da constante de mineralização (A) do modelo potencial, no solo sem ARS, foram sempre menores que os obtidos para solo com ARS. A constante de mineralização (A) em solo sem ARS não correlacionou-se com a temperatura, porém, correlacionou-se com o conteúdo de água. Em solo com ARS, a constante de mineralização (A) não correlacionou-se nem com a temperatura nem com o conteúdo de água no solo. O modelo potencial foi mais eficiente para prever a mineralização do nitrogênio orgânico, exceto sob temperatura de 35°C, em solo com ARS.

ABSTRACT

BARROS, Flávia Mariani, M.S., Universidade Federal de Viçosa, February 2005. **Parametrifying the mineralization models for organic nitrogen in soil treated with swine wastewater.** Adviser: Mauro Aparecido Martinez. Committee members: Antonio Teixeira de Matos, Demétrius David da Silva and Júlio César Lima Neves.

An experiment was carried out in the Agricultural Engineering Department, Universidade Federal de Viçosa, in order to evaluate and parametrify some mineralization models for organic nitrogen, in soil treated with swine wastewater (SW), under different temperatures and water contents, by using either the simple exponential model and potential model. Some 57.3 cm³ samples of a very clayish-textured dystrophic Yellow Red Latosol were mixed with SW at an amount corresponding to 400 kg ha⁻¹ nitrogen placed into 60cm³ plastic glasses and incubated at four different temperatures (15, 20, 25 and 35°C) and water contents (corresponding to moisture stresses of 10, 30, 200 and 1500 kPa). At 3, 6, 12, 24, 48 and 96 days under incubation, the soil samples were taken to be analyzed for concentration of ammonium and nitrate, then the values of pH and electric conductivity were determined at 3 and 96 days under incubation. Based on the values of the mineralized nitrogen concentration (nitrate + ammonium) obtained at different incubation times, the values for the parameters of the mineralization models were determined. In all situations, the value of the potentially mineralizable nitrogen (N₀) in the soil receiving SW was superior that of the soil receiving no SW. For the soil without SW, the N₀ values ranged from 26.15 to 96.59 mg kg⁻¹, whereas in soil with SW they ranged from 73.85 to 207.16 mg kg⁻¹. In soil with SW, the values of the mineralization constant (k) ranged from 0.0612 to 0.2798 day⁻¹, whereas in those soils without

SW they ranged from 0.0162 to 0.2641 day⁻¹. In soil with SW, the mineralization constant (k) was always higher at temperatures of 25 and 35°C, relative to the soil without SW, but the results were variable at other temperatures. There was a tendency for the simple exponential model to underestimate the values of the mineralized nitrogen concentration. The parameters N_0 and k of the simple exponential model were negatively correlated either in soil without SW and in soil with SW, as well as the both parameters A and b of the potential model. In the soil without SW, the values of the mineralization constant (A) of the potential model were always lower than those obtained for the soil with SW. The mineralization constant (A) in soil without SW showed no correlation with the temperature, but was correlated to the water content. In soil with SW, the mineralization constant (A) showed no correlation with the temperature nor with the soil water content. The potential model showed to be more efficient in predicting the mineralization of the organic nitrogen, except at temperature of 35°C in soil with SW.

1. 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, não estando ainda disponíveis, trabalhos que

apresentem modelos visando quantificar a concentração de nitrogênio mineralizado 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.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. 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 $8,85 \text{ L animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (Marriel et al., 1987).

O potencial poluente dos dejetos de suínos é muito superior ao de outras espécies animais (Perdomo, 1995). A poluição causada por esses dejetos 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 (demanda bioquímica de oxigênio) 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 e Minella, 2002).

De acordo com Silva e 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.

2.2. 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 (Coraucchi 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 (Coraucchi Filho et al., 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 ao produtor, que irá reduzir seus custos com a aplicação de fertilizantes e, conseqüentemente, aumentar a produtividade das culturas em 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 ARS 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 $149 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, produtividade cerca de 40% superior à obtida com a testemunha. A aplicação de ARS

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 ET_0 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 fertilizante orgânico 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 capacidade de infiltração da água no solo for elevada (Pote et al., 2001).

As quantidades e as freqüências com que as dejeções animais podem ser aplicadas ao solo variam com o tipo de solo, com a natureza e composição dos resíduos, com as condições climáticas e com a espécie vegetal cultivada (Gianello e 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 DBO) cultivado com diferentes gramíneas forrageiras, verificaram que após quatro meses, houve 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).

2.3. Mineralização do nitrogênio orgânico e a 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).

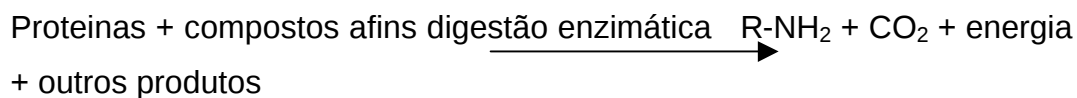
Os critérios que predizem a liberação de nitrogênio dos resíduos com base em suas características químicas podem facilitar a seleção e o manejo desses materiais. A baixa eficiência do uso de nitrogênio proveniente dos resíduos de alta qualidade é atribuída à falta de sincronismo entre a liberação de 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.

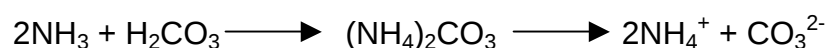
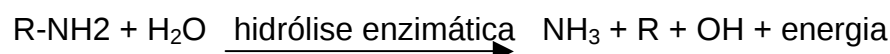
A mineralização do nitrogênio é o processo de transformação do nitrogênio orgânico, não assimilável pelas plantas, para a forma mineral, assimilável. Segundo Tisdale et al. (1985), a mineralização de compostos orgânicos nitrogenados ocorre, essencialmente, por meio de três reações sucessivas: aminação, 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):

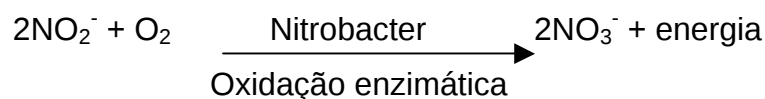
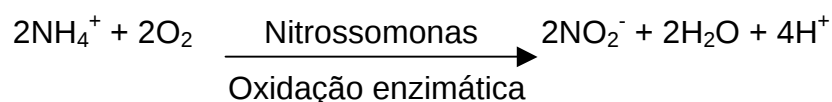
Aminação



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 obtém 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 inorgânicas, 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 aeróbia, 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 do 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 nitrato nas águas superficiais e subsuperficiais. Têm sido verificadas perdas por escoamento superficial da ordem de 25 a 50% do nitrogênio aplicado na forma de dejetos animal. Dessa forma, em rios que drenem áreas intensivamente exploradas com agricultura ou pecuárias, 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 em relação a 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.

2.4. Modelos de predição da mineralização do nitrogênio

Dentre as preocupações com o uso de dejetos de suínos em áreas agrícolas está aquela relativa à mineralização do nitrogênio orgânico presente no dejetos e a conseqüente possibilidade de contaminação das águas (Molina e Matiazzo, 2003).

Segundo Broadbent (1986), a mineralização do nitrogênio orgânico é, inquestionavelmente, influenciada por fatores ambientais como temperatura e conteúdo de água no solo e por características do solo. A descrição do processo de mineralização em termos quantitativos requer equações com muitas variáveis, sendo que, algumas das quais não podem ser prontamente medidas e podem variar imprevisivelmente. O nitrogênio nos solos, ao contrário dos demais nutrientes, passa por freqüentes transformações, dificultando, assim, uma avaliação precisa da sua disponibilidade.

Avaliar a possível relação entre uma variável dependente e uma ou mais variáveis independentes é uma das tarefas mais comuns em análises estatísticas. Para isso, podem ser utilizados modelos de regressão, que representem tentativas de descrição matemática de um evento natural. No caso da mineralização do nitrogênio, o propósito principal do modelo é obter dados quantitativos para recomendação da adição do nitrogênio ao solo (Tanji, 1982).

No estudo da mineralização do nitrogênio em solos é importante conhecer o modelo estatístico que descreve este processo em função do tempo. A relação entre as variáveis envolvidas neste processo, geralmente, é descrita por modelos não lineares, destacando-se os modelos exponenciais (Pereira, 2003).

Cobert (1934) observou que o processo de decomposição no solo poderia ser descrito por um modelo potencial: $C = At^b$, onde C é o carbono decomposto, t, o tempo e A e b são constantes. Broadbent e Nakashima (1968) reportaram esse modelo na aplicação da mineralização do nitrogênio orgânico, assim como apresentado na Equação 1.

$$N_m = A t^b \quad \text{Eq. (1)}$$

em que:

N_m = concentração de nitrogênio orgânico mineralizado em determinado tempo (t) (mg kg^{-1});

A = constante de mineralização ($\text{mg kg}^{-1} \text{dia}^{-b}$);

b = constante;

t = tempo decorrido após o início da incubação (dia).

Stanford e Smith (1972) propuseram o modelo exponencial simples para descrever a mineralização do nitrogênio orgânico nos solos (Equação 2).

$$N_m = N_0 (1 - e^{-kt}) \quad \text{Eq. (2)}$$

em que:

N_m = concentração de nitrogênio orgânico mineralizado em determinado tempo (t) (mg kg^{-1});

N_0 = concentração de nitrogênio potencialmente mineralizável no solo (mg kg^{-1});

k = constante de mineralização (dia^{-1});

t = tempo decorrido após o início da incubação (dia).

Marion et al. (1981) propuseram um modelo semelhante ao proposto por Stanford e Smith (1972), acrescentando apenas a constante “c” como expoente do tempo.

$$N_m = N_0 (1 - e^{-kt^c}) \quad \text{Eq. (3)}$$

Conhecendo-se os valores de N_0 e k para determinado solo, pode-se prever o efeito de certas práticas culturais sobre a dinâmica do nitrogênio com maior probabilidade de acerto. Em solos com N_0 e k altos, a prática da adubação verde, por exemplo, pode ser pouco efetiva, pois estar-se-ia adicionando ao solo uma grande quantidade de nitrogênio mineralizável em curto prazo, quando o problema é o suprimento de nitrogênio em longo prazo (Santos, 2001). Para essas condições, a incorporação de material com mais alta relação carbono/nitrogênio (C/N) possivelmente não iria provocar imobilização de nitrogênio, podendo ser essa opção adotada no caso do solo com ARS. (Parentoni et al., 1988).

Quanto maior a constante k , mais decrescente será a taxa de mineralização do nitrogênio orgânico ao longo do tempo, com a maior parte do nitrogênio orgânico sendo mineralizado nas semanas iniciais de incubação. Valores elevados de k sugerem que a maior parte do nitrogênio passível de se tornar disponível à cultura seja originado de compostos de rápida mineralização (proteínas, aminoácidos etc) (Parentoni et al., 1988). Esses autores relatam que os Latossolos, dentre todos os tipos de solos estudados, foram os que obtiveram a maior diversidade de constantes de mineralização.

Avaliando o potencial de mineralização de nitrogênio orgânico, Stanford e Smith (1972) verificaram que as constantes de mineralização estimadas por meio do modelo exponencial simples foram semelhantes para diferentes solos dos Estados Unidos.

Em estudos realizados por Camargo et al. (2002), avaliando-se vários modelos empíricos para a predição da mineralização do nitrogênio orgânico em

solos do Rio Grande do Sul, o melhor ajuste foi obtido com o modelo exponencial simples, proposto por Stanford e Smith (1972).

O método descrito por Stanford e Smith (1972) para obtenção dos parâmetros da Equação 2, no qual também se baseiam os outros modelos (Equações 1 e 3), propõe a incubação de solo em colunas, em condição aeróbia, sob temperatura de 35°C, e, ao final de 2, 4, 8, 16 e 32 semanas, os solos das colunas são lixiviados com CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ e solução nutritiva desprovida de nitrogênio. Nesses lixiviados são determinadas as concentrações de NH_4^+ e de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$. Uma limitação importante que ocorre nesse método é a remoção de nitrogênio orgânico solúvel durante o processo de lixiviação. Esta forma solúvel facilmente mineralizável não é contabilizada no processo de mineralização, gerando assim subestimativas do nitrogênio potencialmente mineralizável (Camargo, 1996).

Em experimento realizado por Camargo et al. (1997a), visando contabilizar os erros que se tem na estimativa da concentração de nitrogênio mineralizado, quando se adota o método empregado por Stanford e Smith (1972), foram verificados que a presença de nitrogênio orgânico solúvel foi constatada já no tempo zero de incubação, sendo este valor cerca de 47% do nitrogênio total lixiviado neste período. Com base nesses resultados, constata-se, nitidamente, que a lixiviação periódica do solo com a solução salina, em experimentos de incubação para analisar a concentração de nitrogênio mineralizado, retira do sistema, grande quantidade de nitrogênio orgânico solúvel, provavelmente de fácil mineralização, subestimando assim, a mineralização do nitrogênio orgânico nos períodos subseqüentes de incubação (Camargo et al., 1997a).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Local do experimento e características do solo e da água residuária da suinocultura

O trabalho foi conduzido nos Laboratórios de Água e Solo e de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal de Viçosa (UFV), no período de maio a agosto de 2004.

Amostras simples de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, de textura muito argilosa, foram coletadas no Município de Viçosa-MG, na camada de 0-20 cm de profundidade. Estas formaram uma amostra composta que foi seca ao ar e passada em peneira de 2 mm, removendo-se raízes e restos vegetais, sendo, posteriormente, caracterizada física e quimicamente (Quadro 1) nos Laboratórios de Água e Solo e Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental e nos Laboratórios de Física e Fertilidade do Solo do Departamento de Solos da UFV.

A caracterização física incluiu análise granulométrica, densidade do solo pelo Método da Proveta, densidade de partículas pelo Método do Balão Volumétrico, porosidade total e capacidade de retenção de água no solo, sendo estas análises realizadas segundo método descrito em Embrapa (1997).

As análises químicas incluíram as determinações de: potássio e sódio trocáveis, por fotometria de emissão de chama, após extração com Mehlich-1; cálcio e magnésio trocáveis, por espectrofotometria de absorção atômica, após extração com solução de cloreto de potássio 1 mol L⁻¹; acidez trocável (Al³⁺) por titulação, após extração com solução de cloreto de potássio 1 mol L⁻¹; H + Al por titulação, após extração com solução de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹;

fósforo disponível por colorimetria, após extração com Mehlich-1 e pH em água.

Quadro 1 - Características físicas e químicas do solo utilizado no experimento.

Característica	Valor
Areia grossa (dag kg^{-1})	12
Areia fina (dag kg^{-1})	9
Silte (dag kg^{-1})	7
Argila (dag kg^{-1})	72
Densidade do solo (kg dm^{-3})	1,10
Densidade de partículas (kg dm^{-3})	2,70
Porosidade total ($\text{dm}^3 \text{ dm}^{-3}$)	0,60
Retenção de água (kg kg^{-1})	
- 10 kPa	0,300
- 30 kPa	0,281
- 200 kPa	0,241
- 1500 kPa	0,218
pH em água (1:2,5)	4,82
Potássio (mg dm^{-3})	27,37
Sódio ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	0
Cálcio ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	1,11
Magnésio ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	0,13
Al^{3+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	1,10
H + Al ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	8,70
Fósforo (mg dm^{-3})	0,70
Carbono orgânico (g kg^{-1})	18,00
Nitrogênio total (g kg^{-1})	0,73

À água residuária utilizada, proveniente do Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Viçosa, foi adicionado dejetos de suíno fresco, formando uma água residuária mais concentrada (ARS), com o objetivo de aumentar a concentração de nitrogênio na mesma. A caracterização desta água encontra-se apresentada no Quadro 2.

Quadro 2 - Caracterização dos parâmetros da água residuária da suinocultura (ARS).

Parâmetros	Resultados
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	11.200
DQO (mg L ⁻¹)	51.700
Sólidos totais (g L ⁻¹)	1,39
Sólidos fixos (g L ⁻¹)	0,21
Sólidos voláteis (g L ⁻¹)	1,18
Carbono orgânico total (g L ⁻¹)	52,40
Nitrogênio total (g L ⁻¹)	2,00
Sódio (mg L ⁻¹)	14,46
Fósforo (mg L ⁻¹)	42,76
Potássio (mg L ⁻¹)	62,02

3.2. Experimento de incubação e delineamento experimental

Amostras deformadas de 57,3 cm³ de solo foram misturadas com uma quantidade de ARS correspondente à aplicação de 400 kg ha⁻¹ de nitrogênio, considerando uma camada de solo de 20 cm de profundidade (King et al., 1985 e Sutton et al., 1982, citados por Westerman et al., 1987). Essas foram, então, colocadas em copos plásticos com volume de 60 cm³ e incubadas sob quatro diferentes temperaturas (15, 20, 25 e 35°C) em BOD com uma variação de $\pm 1^{\circ}\text{C}$, e quatro conteúdos de água distintos (correspondentes às tensões de 10, 30, 200 e 1500 kPa). O conteúdo de água no solo incubado foi monitorado, por pesagem, sendo ajustado diariamente com a adição de água desionizada.

As amostras foram retiradas aos 3, 6, 12, 24, 48 e 96 dias de incubação, para a quantificação das concentrações de amônio e de nitrato.

O delineamento experimental constituiu-se de blocos casualizados com quatro repetições, onde foi utilizado esquema fatorial 4 x 4 (4 conteúdos de água e 4 temperaturas) em parcela subdivididas, as quais, foram avaliadas ao longo do tempo de incubação

3.3. Determinação das formas do nitrogênio e de sua mineralização

O nitrogênio total foi determinado seguindo-se o método Kjeldahl, descrito por Silva (1990). Nesse método, o nitrogênio orgânico presente na amostra é

submetido à digestão ácida, convertido em amônio e, posteriormente, em amônia, sendo em seguida, feitas a destilação e titulação da amônia.

Para a determinação da forma $N-NH_4^+$, foi utilizado o método descrito por Kempers e Zweers (1986), que se baseia na formação de um complexo de cor azul-esmeralda, quando o NH_3 e o salicilato reagem na presença de $NaOCl$, em condições de pH elevado, tendo como catalisador, o nitroprussiato de sódio. As análises de nitrato foram realizadas segundo método descrito por Yang et al. (1998), fundamentadas no método colorimétrico. O amônio e o nitrato das amostras de solo foram extraídos utilizando-se a solução de cloreto de potássio 1 mol L^{-1} . O nitrogênio mineralizado foi obtido por meio da soma do nitrato com o amônio.

As mesmas análises descritas anteriormente foram também realizadas em solo que não recebeu ARS.

3.4. Determinação dos valores dos parâmetros dos modelos de mineralização

Com base nos valores do nitrogênio mineralizado, obtidos ao longo de diferentes tempos de incubação, foram determinados os valores dos parâmetros N_0 , A , k , b e c dos modelos de mineralização do nitrogênio (Equações 1, 2 e 3), para cada combinação de temperatura (T) e conteúdo de água no solo (U), ajustando-se as regressões não lineares pelo método quasi Newton do programa STATISTICA, versão 6.0 (Statsoft, 1996), em nível de observação.

Para cada modelo ajustado calculou-se o coeficiente residual de massa (CRM) e a eficiência do modelo (EF), que foram utilizados para verificar a precisão do modelo (Equações 4 e 5, respectivamente).

$$CRM = \left[\sum_{i=1}^n P_i - \sum_{i=1}^n O_i \right] / \sum_{i=1}^n O_i \quad \text{Eq. 4}$$

$$EF = \left[\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2 \right] / \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 \quad \text{Eq. 5}$$

em que:

P_i = Valores simulados (preditos) pelo modelo;

O_i = Valores observados experimentalmente;

$\bar{O}$ = Média dos valores observados;

n = número de observações.

O CRM representa uma medida da tendência do modelo em superestimar ou subestimar os valores observados com o valor zero indicando a condição ótima (Loague e Green, 1991; Xevy, 1996). Valores positivos indicam uma tendência de superestimação do modelo enquanto valores negativos indicam uma tendência de subestimação do modelo (Loague e Green, 1991; Xevy, 1996).

A eficiência do modelo (EF) apresenta valores menores ou iguais a 1, com o valor 1 representando um ajuste perfeito. Valores de EF negativo indicam que a média dos valores observados permite melhor estimativa do que os valores simulados pelo modelo (Loague e Green, 1991; Xevy, 1996).

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Parâmetros dos modelos de mineralização estudados

Nos Quadros 3 e 4 estão apresentados os valores dos parâmetros N_0 e k do modelo exponencial simples proposto por Stanford e Smith (1972). Em todas as combinações de temperatura e conteúdo de água, o N_0 do solo com ARS foi superior ao do solo sem ARS. Isso se deve ao fato de que, com a adição da ARS, o solo foi beneficiado com a matéria orgânica.

Segundo Kiehl (1985), incorporando-se resíduos de plantas ou animais ao solo, se as condições de umidade e aeração forem favoráveis e houver a presença de microrganismos, haverá inicialmente uma rápida decomposição da matéria orgânica que decrescerá com o tempo. Como resultado da intensa decomposição da matéria orgânica por esses organismos, haverá liberação de elementos químicos, como por exemplo, o nitrogênio, o qual deixará a forma orgânica, dita imobilizada, para passar à forma mineral, disponível às plantas (Kiehl, 1985).

Para o solo sem ARS (Quadro 3) os valores de N_0 variaram de 26,15 a 96,59 mg kg^{-1} , correlacionando-se apenas com a temperatura ($r = 0,90$; $p < 0,01$). Em geral os valores de N_0 no solo sem ARS foram maiores no conteúdo de água de 0,241 kg kg^{-1} , essa condição de conteúdo de água no solo possibilita maior aeração do solo (desimpedimento dos macroporos) mantendo, ainda, disponibilidade de água suficiente para ação dos microrganismos.

Quadro 3 - Valores dos parâmetros das equações do modelo exponencial simples proposto por Stanford e Smith (1972) ajustado ao nitrogênio mineralizado, em solo sem ARS incubado sob diferentes temperaturas e conteúdos de água.

Tratamentos		$N_m = N_0(1 - e^{-kt})$		“R ² ”(3)	CRM ⁽⁴⁾	EF ⁽⁵⁾
Temperatura (°C)	Conteúdo de água (kg kg ⁻¹)	N ₀ ⁽¹⁾ (mg kg ⁻¹)	k ⁽²⁾ (dia ⁻¹)			
15	0,300 (10 kPa)	31,99**	0,2410**	0,356	-0,002	0,370
	0,281 (30 kPa)	29,47**	0,2641*	0,206	-0,001	0,248
	0,241 (200 kPa)	33,26**	0,0880 ⁰	0,436	-0,044	0,464
	0,218 (1500 kPa)	33,43**	0,0476 ⁰	0,455	-0,091	0,456
20	0,300 (10 kPa)	33,83**	0,0949**	0,529	-0,025	0,598
	0,281 (30 kPa)	35,66**	0,0799**	0,484	-0,050	0,486
	0,241 (200 kPa)	37,67**	0,0484*	0,531	-0,085	0,533
	0,218 (1500 kPa)	26,15**	0,1500 ^{ns}	0,262	-0,024	0,266
25	0,300 (10 kPa)	60,94**	0,0395**	0,693	-0,086	0,693
	0,281 (30 kPa)	66,82**	0,0275**	0,729	-0,105	0,728
	0,241 (200 kPa)	80,31**	0,0162**	0,707	-0,136	0,709
	0,218 (1500 kPa)	57,12*	0,0167 ^{ns}	0,428	-0,170	0,432
35	0,300 (10 kPa)	81,76**	0,0282*	0,626	-0,109	0,627
	0,281 (30 kPa)	76,00**	0,0318*	0,602	-0,104	0,606
	0,241 (200 kPa)	96,59**	0,0248**	0,864 ⁽⁶⁾	-0,109	0,866
	0,218 (1500 kPa)	70,78**	0,0224 ⁰	0,509	-0,124	0,660

^{ns}, ⁰, *, **, não significativo, significativo a 10%, 5% e 1% respectivamente, pelo teste t;

(1) Concentração de nitrogênio potencialmente mineralizável;

(2) Constante de mineralização;

(3) Porcentagem da variância explicada,

(4) Coeficiente Residual de Massa;

(5) Eficiência do modelo;

(6) Foram retirados os dados experimentais do tempo de incubação de 48 dias.

Quadro 4 - Valores dos parâmetros das equações do modelo exponencial simples proposto por Stanford e Smith (1972) ajustado ao nitrogênio mineralizado, em solo com ARS incubado sob diferentes temperaturas e conteúdos de água.

Tratamentos		$N_m = N_0(1 - e^{-kt})$		“R ² ”(3)	CRM ⁽⁴⁾	EF ⁽⁵⁾
Temperatura (°C)	Conteúdo de água (kg kg ⁻¹)	N ₀ ⁽¹⁾ (mg kg ⁻¹)	k ⁽²⁾ (dia ⁻¹)			
15	0,300 (10 kPa)	143,34**	0,0893**	0,620	-0,045	0,622
	0,281 (30 kPa)	139,13**	0,0796**	0,613	-0,052	0,615
	0,241 (200 kPa)	91,86**	0,2798*	0,258	-0,009	0,261
	0,218 (1500 kPa)	86,64**	0,1812*	0,502 ⁽³⁾	0,031	0,470
20	0,300 (10 kPa)	190,84**	0,0612**	0,824	-0,042	0,825
	0,281 (30 kPa)	163,37**	0,0671**	0,740	-0,038	0,748
	0,241 (200 kPa)	138,61**	0,0827**	0,610	-0,410	0,613
	0,218 (1500 kPa)	73,85**	0,1536**	0,344 ⁽⁶⁾	-0,003	0,348
25	0,300 (10 kPa)	191,08**	0,0822**	0,792	-0,180	0,792
	0,281 (30 kPa)	183,91**	0,0828**	0,790	-0,017	0,791
	0,241 (200 kPa)	147,79**	0,0980**	0,742	-0,012	0,747
	0,218 (1500 kPa)	89,25**	0,2059**	0,440	-0,013	0,450
35	0,300 (10 kPa)	207,16**	0,0957**	0,945	-0,030	0,945
	0,281 (30 kPa)	185,90**	0,0922**	0,891	-0,070	0,891
	0,241 (200 kPa)	166,18**	0,0942**	0,893	-0,012	0,895
	0,218 (1500 kPa)	160,60**	0,0714**	0,864	-0,018	0,868

* ** , significativo a 5% e 1% respectivamente, pelo teste t;

(1) Concentração de nitrogênio potencialmente mineralizável;

(2) Constante de mineralização;

(3) Porcentagem da variância explicada;

(4) Coeficiente Residual de Massa;

(5) Eficiência do modelo.

(6) Foram retirados os dados experimentais do tempo de incubação de 3 dias.

Parentoni et al. (1988) encontraram valor médio de N_0 de 31 mg kg⁻¹ para solos do Rio Grande do Sul (incubados a 24°C, por 210 dias), enquanto Stanford e Smith (1972) encontraram para alguns solos dos EUA (incubados a 35°C, durante 224 dias), um valor médio de 163 mg kg⁻¹.

A concentração de nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) no solo com ARS (Quadro 4) correlacionou-se com a temperatura ($r = 0,56$; $p < 0,05$), e com o conteúdo de água no solo ($r = 0,75$; $p < 0,01$) apresentando, assim, tendência de aumentar o seu valor com o aumento da temperatura e do conteúdo de água no solo, assim como verificado por Serrano (1997) e Stanford e Epstein (1974).

Os valores de N_0 no solo com ARS variaram de 73,85 a 207,16 mg kg⁻¹ (Quadro 4). Em trabalho realizado por Boeira et al. (2002), com o objetivo de quantificar, em laboratório, o potencial de mineralização do nitrogênio orgânico em Latossolo tratado com diferentes doses e tipos de lodo de esgoto, a temperatura de 24°C e conteúdo de água no solo mantido na capacidade de campo, durante 105 dias, foi verificada uma variação do N_0 , de 43,9 a 131,0 mg kg⁻¹, para o lodo da Estação de Tratamento de Franca, enquanto para o lodo da Estação de Tratamento de Barueri o N_0 variou de 44,6 a 264,6 mg kg⁻¹, dependendo da dose aplicada. Comparando os dados apresentados no Quadro 4 com os valores de N_0 obtidos por Boeira et al. (2002), observa-se que os valores de N_0 são próximos àqueles obtidos com lodo da Estação de Tratamento de Barueri.

Parentoni et al. (1988) observaram que o aumento do tempo de incubação melhora as estimativas do N_0 . Para os solos incipientes (Litossolos e Cambissolos), três semanas de incubação foram suficientes para estimar N_0 com $R^2=0,98$. Para os Podzólicos, foram necessários 42 dias de incubação para se obter a equação com $R^2=0,95$. Já para os Hidromórficos, 70 dias de incubação permitiram que se estimasse o N_0 com $R^2=0,94$. Os Latossolos, dentre os grupos estudados, foram os que exigiram mais tempo, com cerca de 210 dias de incubação para estimar o N_0 .

Quanto mais intemperizado o solo, maior o tempo de incubação que ele necessita para melhores estimativas do N_0 , o que pode ser devido a maior quantidade de óxidos de alumínio e maior grau de recalcitrância nesses solos, enquanto que em solos menos intemperizados há maior quantidade de nutrientes disponíveis.

Os valores de R^2 obtidos no presente trabalho foram menores que os encontrados por Parentoni et al. (1988), o que pode ter ocorrido devido aos ajustes das equações terem sido feitos em nível de observações.

Os valores da constante de mineralização (k) variaram de forma não tendenciosa, tanto para o solo sem ARS (Quadro 3), como para o solo com ARS (Quadro 4), indicando, assim, grande diversidade no valor dessa, assim como relatado por Parentoni et al. (1988). Os valores de k no solo com ARS variaram entre 0,0612 a 0,2798 dia^{-1} , correlacionando-se negativamente com a temperatura ($r = -0,35$; $p < 0,1$) e com o conteúdo de água ($r = -0,54$; $p < 0,05$). Nos solos sem ARS, os valores de k variaram de 0,0162 a 0,2641 dia^{-1} correlacionando-se negativamente com a temperatura ($r = -0,70$; $p < 0,01$) mas não havendo correlação com o conteúdo de água.

Os valores dos parâmetros N_0 e k correlacionaram-se negativamente, tanto em solo sem ARS ($r = -0,66$; $p < 0,01$), quanto em solo com ARS ($r = -0,76$; $p < 0,01$), indicando assim que quanto maior a concentração de nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) menor a constante de mineralização (k), o que poderia levar a interpretações equivocadas a respeito dessa constante, mas, embora ela tenha sido menor com o aumento de N_0 , o valor da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m), em geral, foi maior para as maiores temperaturas e conteúdos de água (Quadros 3 e 4).

Na condição do presente trabalho que mais se assemelha à do experimento realizado por Boeira et al. (2002), isto é, temperatura 25°C e conteúdo de água na capacidade de campo, o valor de k foi de 0,0828 dia^{-1} para solo com ARS, sendo esse valor muito superior ao encontrado por Boeira et al. (2002), que foi de 0,0075 dia^{-1} . O maior valor de k indica um fornecimento mais rápido de nitrogênio mineral à solução do solo pela ARS quando comparado ao solo com lodo de esgoto.

Os valores encontrados para a constante k de solos do Rio Grande do Sul, incubados a 24°C durante 210 dias, variou entre 0,0005 e 0,0172 dia^{-1} (Parentoni et al., 1988). Salcedo et al. (1985), trabalhando com um Podzólico Vermelho Amarelo-latossólico arenoso, representativo dos tabuleiros costeiros de Pernambuco, obtiveram um valor de k de 0,011 dia^{-1} , com solo incubado a 35°C, enquanto Alves et al. (1999) encontraram valores de k entre 0,0185 e 0,0757 dia^{-1} para solos da região de Pernambuco, nas mesmas condições experimentais.

Para solos dos EUA, incubados a 24°C, durante 224 dias, o valor médio de k encontrado por Stanford et al. (1973) foi de $0,004 \text{ dia}^{-1}$. Santos (2001) verificou que as constantes de mineralização para solos brasileiros variaram de $0,0035$ a $0,0276 \text{ dia}^{-1}$, sendo superiores às constantes obtidas para solos dos Estados Unidos, observando uma variação que sugere maior labilidade da matéria orgânica ou maior atividade microbiana nos solos tropicais.

Os altos valores de k obtidos neste experimento (Quadros 3 e 4) podem ser devido ao pequeno tempo de incubação (96 dias), quando comparado ao tempo de incubação usado nos demais trabalhos apresentados na literatura (Stanford e Smith, 1972; Camargo et al., 1997b; Parentoni et al., 1988), sendo esse tempo insuficiente para a estabilização do processo, o que provavelmente causaria diminuição nos valores de k .

Camargo et al. (2002) relataram em seu trabalho, realizado com 30 solos do Rio Grande do Sul, que as taxas de mineralização encontradas foram mais altas que as citadas por Stanford e Smith (1972) em solos dos Estados Unidos, o que, segundo o mesmo autor, pode ser devido à natureza do processo, ocorrendo mais rápida mineralização nas primeiras semanas, seguidas por período relativamente longo de estabilização. A ocorrência dessas altas taxas pode estar associada ao aumento da atividade microbiana, induzida pela manipulação e preparo das amostras (Stanford e Smith, 1972; Camargo et al., 2002).

Kliemann (1973), trabalhando com vinte solos do Rio Grande do Sul, verificou que a maior parte do nitrogênio total presente estava na forma de aminoácidos (42,4%) e que esta fração foi a que mais contribuiu para o fornecimento de nitrogênio às plantas.

Tanto em solo sem ARS como em solo com ARS, o Coeficiente Residual de Massa (CRM) foi negativo em todos os tratamentos, exceto para a temperatura de 15°C e conteúdo de água de $0,218 \text{ kg kg}^{-1}$, em solo com presença de ARS, indicando, assim, tendência do modelo em subestimar os valores de nitrogênio mineralizado.

Na maioria dos estudos envolvendo a avaliação da disponibilidade de nitrogênio do solo tem-se utilizado o método biológico de incubação aeróbica em laboratório, proposto por Stanford e Smith (1972). Porém, segundo Camargo et al. (1997a), uma considerável limitação que ocorre neste procedimento é a remoção de nitrogênio solúvel durante o processo de

lixiviação. Esta forma solúvel facilmente mineralizável não é contabilizada no processo da mineralização, gerando estimativas errôneas do nitrogênio mineralizado.

A subestimação dos valores da concentração de nitrogênio mineralizado deste experimento pode ser decorrente do uso da equação proposta por Stanford e Smith (1972) a qual foi desenvolvida a partir de uma metodologia experimental diferente daqui utilizada.

Como se pode verificar nos Quadros 3 e 4, em geral, o modelo foi mais eficiente para prever a mineralização em solo com presença de ARS (Quadro 4), sendo a eficiência do modelo maior, neste caso.

Os gráficos das Figuras 1 a 8 referem-se à concentração de nitrogênio mineralizado, obtida no experimento e a concentração de nitrogênio mineralizado estimada por meio da equação de mineralização proposta por Stanford e Smith (1972).

A velocidade de mineralização foi maior no início da incubação e decresceu com o tempo. Comportamentos semelhantes com lodo de esgoto foram constatados por Parker e Sommers (1983), Lindemann e Cardenas (1984) e Banerjee et al. (1977), em razão da decomposição inicial de formas nitrogenadas mais lábeis, com posterior predominância de formas recalcitrantes.

A variação da concentração do nitrogênio mineralizado nos primeiros dias de incubação também pode estar associada aos efeitos de pré-tratamento, como por exemplo, a secagem e peneiramento das amostras de solo. Stanford e Smith (1972) sugerem a eliminação dos dados de nitrogênio mineralizado nas três semanas iniciais de incubação para evitar esses efeitos.

Em solo com ARS (Figuras 2, 4, 6 e 8), o processo de mineralização, no início do período de incubação, foi mais rápido do que em solo sem ARS (Figuras 1, 3, 5 e 7), provavelmente devido à maior quantidade de nitrogênio presente no solo tratado com ARS.

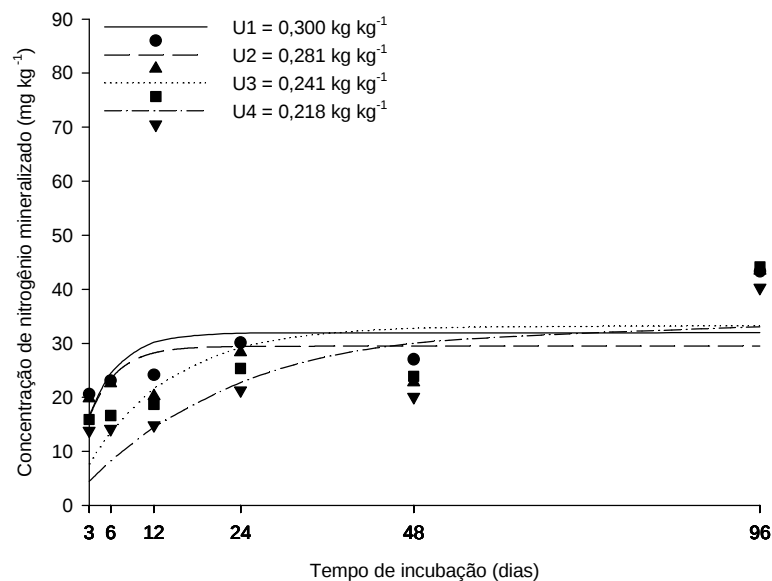


Figura 1 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Stanford e Smith (1972) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo sem ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 15°C.

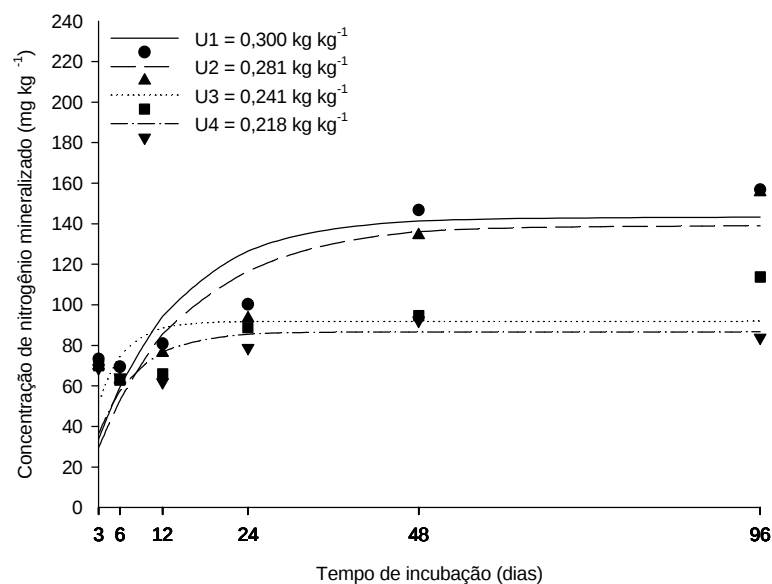


Figura 2 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Stanford e Smith (1972) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo com ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 15°C.

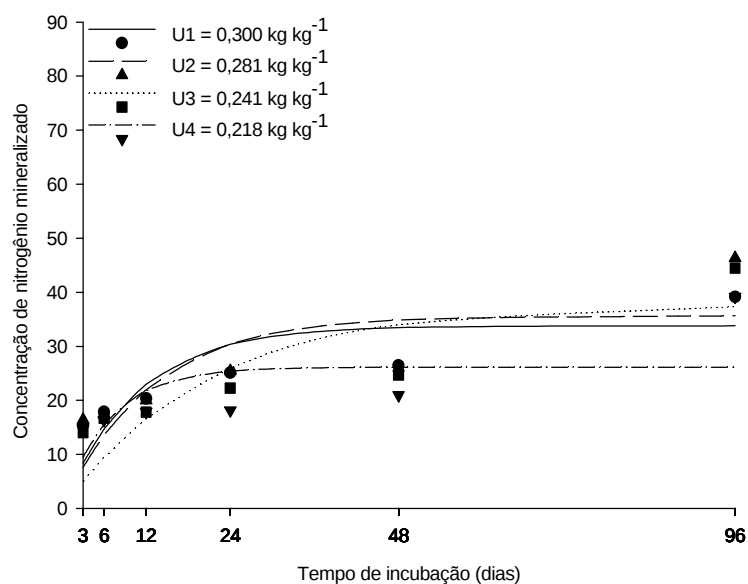


Figura 3 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Stanford e Smith (1972) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo sem ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 20°C.

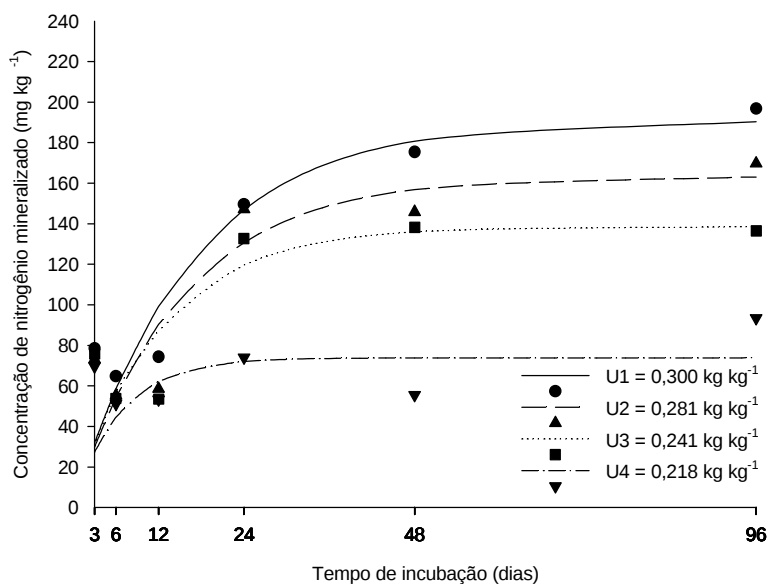


Figura 4 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Stanford e Smith (1972) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo com ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 20°C.

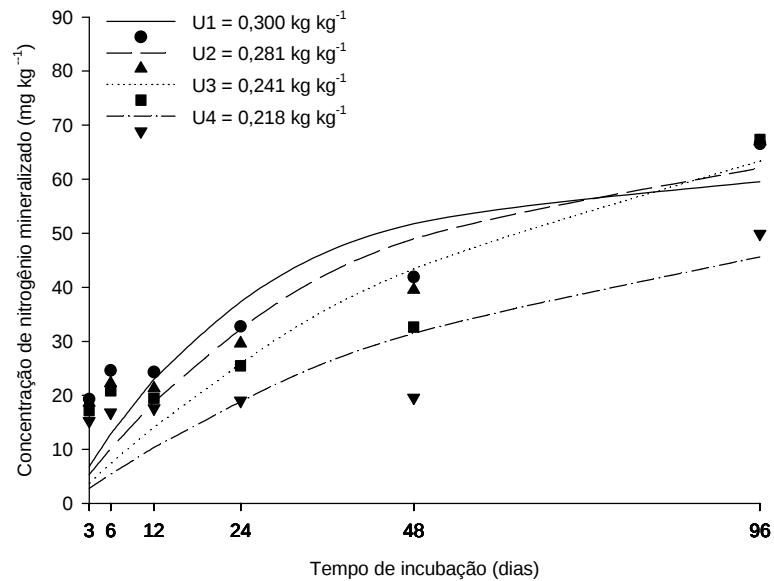


Figura 5 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Stanford e Smith (1972) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo sem ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 25°C .

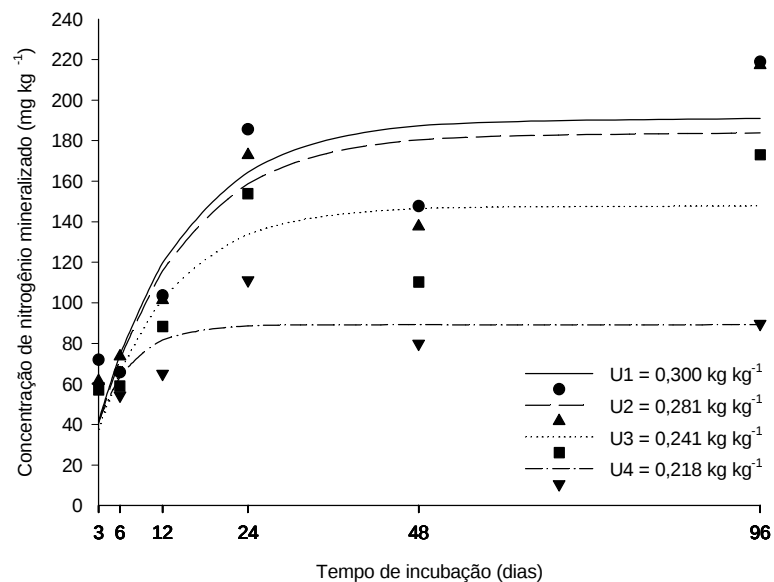


Figura 6 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Stanford e Smith (1972) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo com ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 25°C .

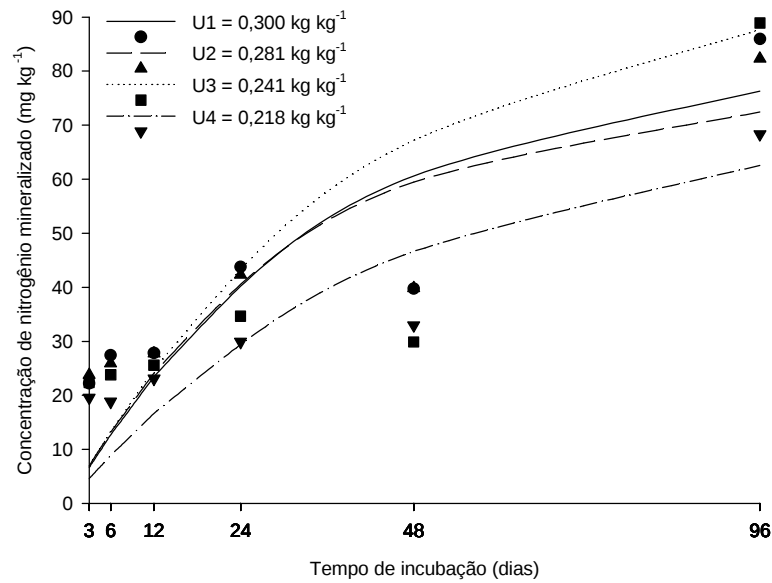


Figura 7 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Stanford e Smith (1972) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo sem ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 35°C .

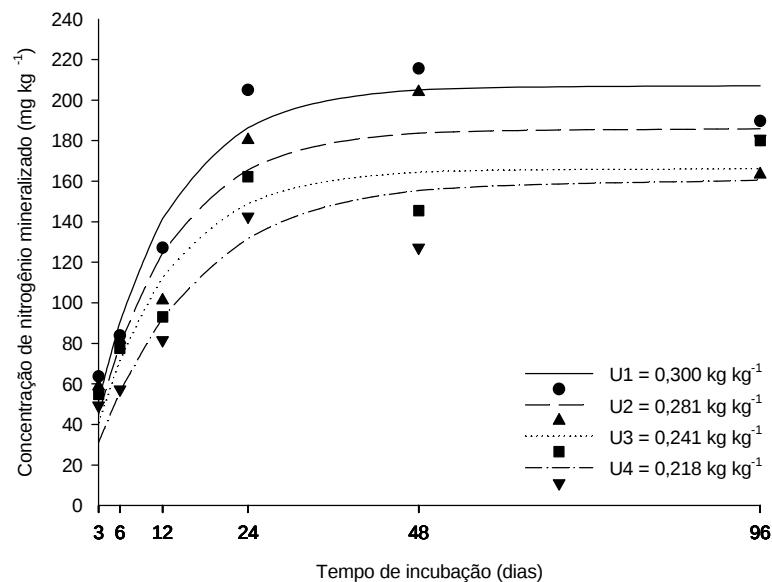


Figura 8 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Stanford e Smith (1972) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo com ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 35°C .

Verifica-se que a concentração de nitrogênio mineralizado, nas curvas estimadas por meio do modelo proposto por Stanford e Smith (1972), no solo com ARS, sob temperatura de 15°C (Figura 2), praticamente não variou após os 24 dias de incubação, para os menores conteúdos de água (U3 e U4) e 48 dias, para os maiores conteúdos de água (U1 e U2), fato que pode ser observado também sob as temperaturas de 20 e 25°C (Figuras 4 e 6). Na temperatura de 35°C, a concentração de nitrogênio mineralizado no solo com ARS (Figura 8), para todos os conteúdos de água considerados, praticamente não variou a partir dos 48 dias de incubação.

Os dados experimentais, quando comparados aos dados estimados com o uso do modelo de mineralização do nitrogênio proposto por Stanford e Smith (1972), indicam que a mineralização aos 96 dias de incubação, em geral, ainda está acontecendo, o que pode ser devido ao menor tempo de incubação, quando comparado aos utilizados em outros trabalhos da literatura (Parentoni et al., 1988).

Em solo sem ARS, incubado sob temperatura de 15°C (Figura 1), a concentração de nitrogênio mineralizado praticamente não variou a partir dos 12 dias de incubação para os maiores conteúdos de água (U1 e U2) e aos 48 dias para os menores conteúdos de água (U3 e U4). Sob temperatura de 20°C, o aumento da concentração do nitrogênio mineralizado foi menos intenso a partir dos 24 dias de incubação, exceto para o conteúdo de água de 0,241 kg kg⁻¹. Sob temperaturas mais altas (25 e 35°C), em solo sem ARS (Figuras 5 e 7), o processo de mineralização ainda é notavelmente intenso aos 96 dias de incubação.

Segundo Cardoso et al. (1992), o solo se constitui de inúmeros microssítios, caracterizados não apenas pelas condições edafoclimáticas, mas ainda por fatores peculiares, como presença de partículas de matéria orgânica, de microporos saturados de água, de maior ou menor facilidade de trocas gasosas, entre outros, e tais características podem variar muito dentro de um mesmo local, pois lida-se com grande número de microhabitats microbianos que diferem entre si. Logo, a grande variação que ocorreu na mineralização do nitrogênio orgânico pode estar ligada a fatores que incluem mais que apenas a temperatura e conteúdo de água no meio, como por exemplo, as características do solo, da ARS adicionada ao solo, a variação na população de microrganismos, entre outros.

Nos Quadros 5 e 6 estão apresentados os parâmetros A e b do modelo potencial proposto por Broadbent e Nakashima (1968).

Conforme pode-se observar nestes Quadros, os valores da constante de mineralização (A) do solo sem ARS (Quadro 5) são sempre menores que os obtidos em solo com ARS (Quadro 6).

A constante de mineralização (A) em solo sem ARS não correlacionou-se com a temperatura, porém, correlacionou-se com o conteúdo de água do solo ($r = 0,70$; $p < 0,01$). Já em solo com ARS, a constante de mineralização (A) não correlacionou-se nem com a temperatura nem com o conteúdo de água no solo.

O expoente do tempo (b) em solo sem ARS correlacionou-se apenas com a temperatura ($r = 0,78$; $p < 0,01$), e em solo com ARS correlacionou-se tanto com a temperatura ($r = 0,35$; $p < 0,1$) quanto com o conteúdo de água no solo ($r = 0,6024$; $p < 0,01$).

Houve também correlações negativas entre os parâmetros A e b, tanto em solo sem ARS ($r = -0,75$; $p < 0,01$) quanto em solo com ARS ($r = -0,42$; $p < 0,05$), semelhantemente ao que aconteceu nas estimativas de N_0 e k do modelo proposto por Stanford e Smith (1972).

Em solos sem ARS houve tendência do modelo superestimar a concentração de nitrogênio mineralizado nos tratamentos submetidos à temperaturas de 15°C e conteúdos de água de 0,300 e 0,281 kg kg⁻¹ e também na temperatura de 20°C e conteúdo de água de 0,300 kg kg⁻¹. Nos outros tratamentos, como os valores de CRM foram negativos, houve tendência do modelo de subestimar os valores da concentração de nitrogênio mineralizado.

Em solo com ARS (Quadro 6) foi observada tendência do modelo em subestimar a concentração do nitrogênio mineralizado em todos os tratamentos submetidos à temperatura de 15°C, exceto para o conteúdo de água de 0,218 kg kg⁻¹, em que os resultados estimados pelo modelo ficaram mais próximos dos dados observados, com valor de CRM zero, situação que também ocorreu para os tratamentos com temperatura de 20°C e conteúdos de água de 0,300, 0,241 e 0,218 kg kg⁻¹ e 25° e conteúdo de água de 0,218 kg kg⁻¹. Nos outros tratamentos, como o CRM foi positivo, houve uma tendência do modelo superestimar os dados.

Quadro 5 - Valores dos parâmetros das equações do modelo potencial proposto por Broadbent e Nakashima (1968) ajustado ao nitrogênio mineralizado, em solo sem ARS incubado sob diferentes temperaturas e conteúdos de água.

Tratamentos		$N_m = At^b$		“R ² ” (3)	CRM ⁽⁴⁾	EF ⁽⁵⁾
Temperatura (°C)	Conteúdo de água (kg kg ⁻¹)	A ⁽¹⁾ (mg kg dia ^{-b})	b ⁽²⁾			
15	0,300 (10 kPa)	15,13**	0,2069**	0,770	0,006	0,790
	0,281 (30 kPa)	13,37**	0,2243**	0,632	0,013	0,704
	0,241 (200 kPa)	8,67**	0,3321**	0,785	-0,007	0,835
	0,218 (1500 kPa)	6,49**	0,3726**	0,804	-0,001	0,806
20	0,300 (10 kPa)	9,25**	0,3225**	0,888	0,004	0,913
	0,281 (30 kPa)	8,90**	0,3384**	0,858	-0,007	0,862
	0,241 (200 kPa)	7,28**	0,3744**	0,868	-0,010	0,872
	0,218 (1500 kPa)	8,14**	0,3123**	0,740	-0,009	0,750
25	0,300 (10 kPa)	9,85**	0,4040**	0,937	-0,009	0,937
	0,281 (30 kPa)	7,75**	0,4567**	0,918	-0,015	0,920
	0,241 (200 kPa)	5,67*	0,5201**	0,858	-0,026	0,860
	0,218 (1500 kPa)	5,64**	0,4411**	0,693	-0,025	0,698
35	0,300 (10 kPa)	9,91**	0,4487**	0,840	-0,015	0,841
	0,281 (30 kPa)	10,40**	0,4293**	0,842	-0,014	0,847
	0,241 (200 kPa)	6,00**	0,5596**	0,744	-0,038	0,750
	0,218 (1500 kPa)	7,08**	0,4732**	0,661	-0,020	0,670

* **, significativo a 5% e 1% respectivamente, pelo teste t;

(1) Constante de mineralização;

(2) Expoente do tempo;

(3) Porcentagem da variância explicada;

(4) Coeficiente Residual de Massa;

(5) Eficiência do modelo.

Quadro 6 - Valores dos parâmetros das equações do modelo potencial proposto por Broadbent e Nakashima (1968) ajustado ao nitrogênio mineralizado, em solo com ARS incubado sob diferentes temperaturas e conteúdos de água.

Tratamentos		$N_m = At^b$		“R ² ” (3)	CRM ⁽⁴⁾	EF ⁽⁵⁾
Temperatura (°C)	Conteúdo de água (kg kg ⁻¹)	A ⁽¹⁾ (mg kg dia ^{-b})	b ⁽²⁾			
15	0,300 (10 kPa)	44,84**	0,2792**	0,920	-0,001	0,924
	0,281 (30 kPa)	39,90**	0,2975**	0,933	-0,002	0,937
	0,241 (200 kPa)	48,66**	0,1787**	0,859	-0,001	0,870
	0,218 (1500 kPa)	56,36**	0,0983**	0,595	0,000	0,628
20	0,300 (10 kPa)	42,72**	0,3452**	0,884	0,000	0,886
	0,281 (30 kPa)	39,61**	0,3292**	0,782	0,001	0,791
	0,241 (200 kPa)	43,65**	0,2696**	0,669	0,000	0,673
	0,218 (1500 kPa)	48,44**	0,1072**	0,275	0,000	0,284
25	0,300 (10 kPa)	48,32**	0,3298**	0,823	0,002	0,823
	0,281 (30 kPa)	45,29**	0,3382**	0,852	0,002	0,853
	0,241 (200 kPa)	42,68**	0,3028**	0,758	0,002	0,764
	0,218 (1500 kPa)	50,65**	0,1410**	0,435	0,000	0,441
35	0,300 (10 kPa)	65,21**	0,2727**	0,729	0,007	0,730
	0,281 (30 kPa)	58,80**	0,2694**	0,691	0,007	0,692
	0,241 (200 kPa)	48,41**	0,2972**	0,858	0,004	0,860
	0,218 (1500 kPa)	35,64**	0,3569**	0,895	0,003	0,899

ns, *, **, não significativo, significativo a 5% e 1% respectivamente, pelo teste t;

(1) Constante de mineralização;

(2) Expoente do tempo;

(3) Porcentagem da variância explicada;

(4) Coeficiente Residual de Massa;

(5) Eficiência do modelo.

Os gráficos das Figuras 9 a 16 referem-se à concentração de nitrogênio mineralizado obtido no experimento e à concentração estimada por meio da equação de mineralização proposta por Broadbent e Nakashima (1968).

A concentração de nitrogênio mineralizado, tanto em solo com ARS (Figuras 10, 12, 14 e 16) como em solos sem ARS (Figuras 9, 11, 13, e 15), aos 96 dias de incubação, ainda não estabilizou, indicando que seriam necessários maiores períodos de incubação para a estimativa dessa variável, assim como observado por Parentoni et al. (1988).

Considerando os valores da eficiência do modelo, verifica-se que no solo sem ARS o modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) (Quadro 5) mostrou-se mais eficiente que o modelo proposto por Stanford e Smith (1972) (Quadro 3). Também, graficamente, pode-se perceber que este modelo se aproximou mais dos dados observados no presente trabalho (Figuras 9, 11, 13 e 15).

Em solo com ARS, o modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) (Quadro 6) também mostrou-se mais eficiente, exceto quando o solo foi submetido à temperatura de 35°C. Graficamente (Figuras 10, 12, 14 e 16) pode-se perceber que esse modelo se aproximou mais dos dados observados, não subestimando tanto, os valores nos dias iniciais de incubação como o modelo proposto por Stanford e Smith (1972).

Pode-se notar que houve tendência da diminuição da eficiência do modelo com a diminuição do conteúdo de água sob temperaturas de 15, 20 e 25°C, em solo com ARS, enquanto que na temperatura de 35°C, essa tendência não foi observada.

O modelo proposto por Stanford e Smith (1972), sendo um modelo de cinética de primeira ordem, é uma função exponencial negativa, isto é, os valores da concentração de nitrogênio mineralizado aumentam exponencialmente no período de tempo inicial e depois tendem a ficar constantes com o passar do tempo. Já no modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) os valores da concentração de nitrogênio mineralizado não aumentam tanto no início do processo, ficando mais próximos da realidade dos dados observados neste experimento (Figuras 9 a 16).

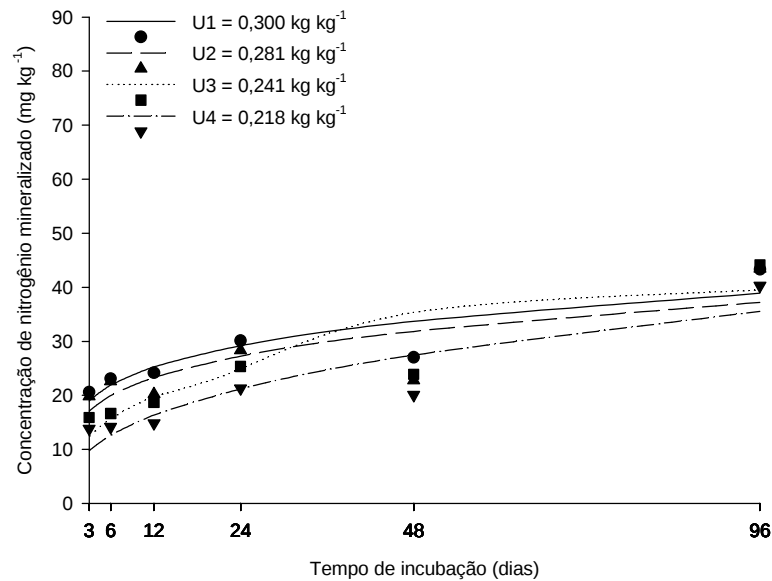


Figura 9 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo sem ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 15°C .

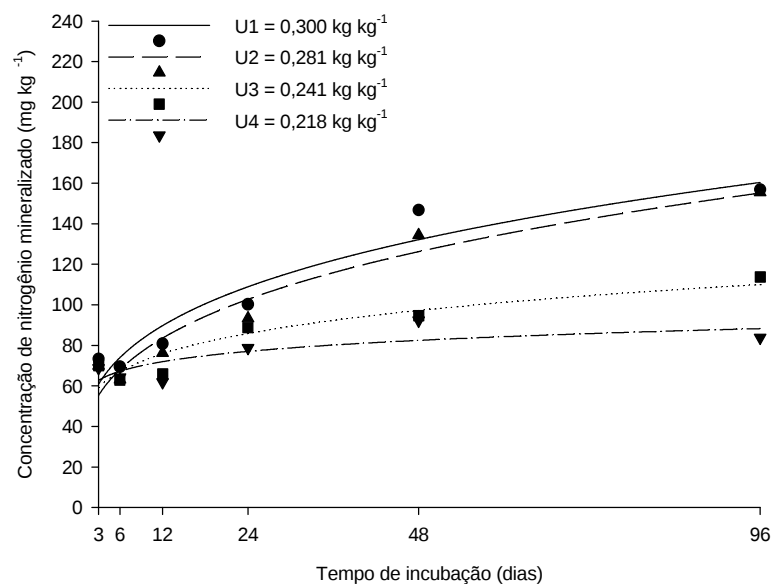


Figura 10 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo com ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 15°C .

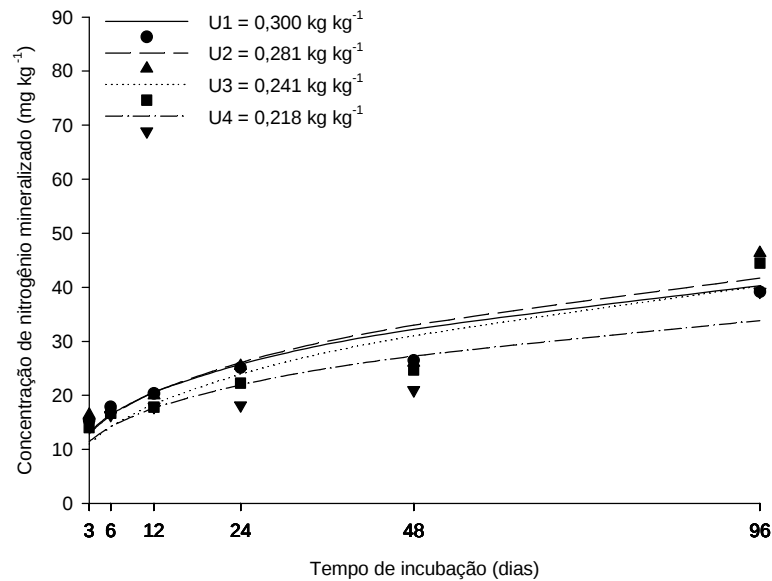


Figura 11 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo sem ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 20°C.

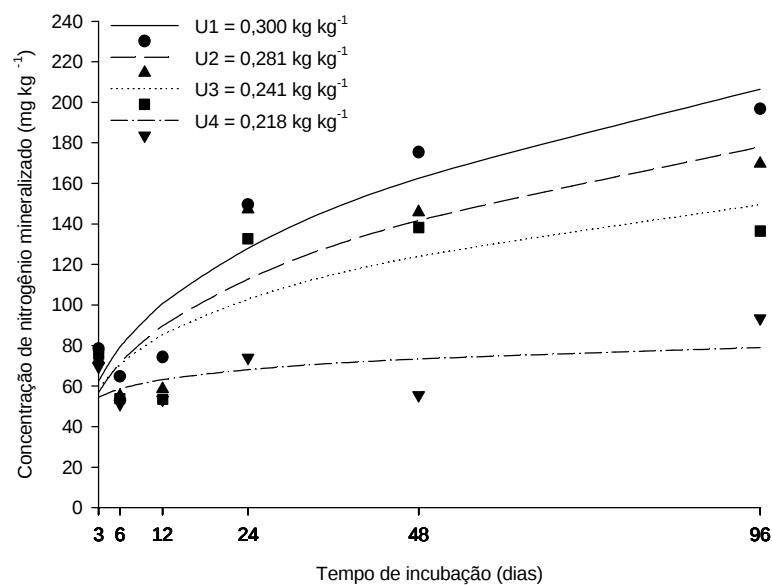


Figura 12 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo com ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 20°C.

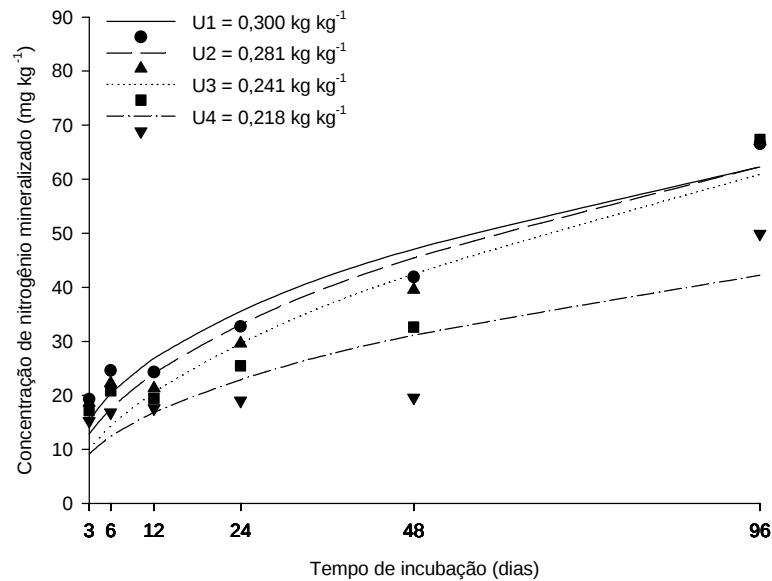


Figura 13 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo sem ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 25°C .

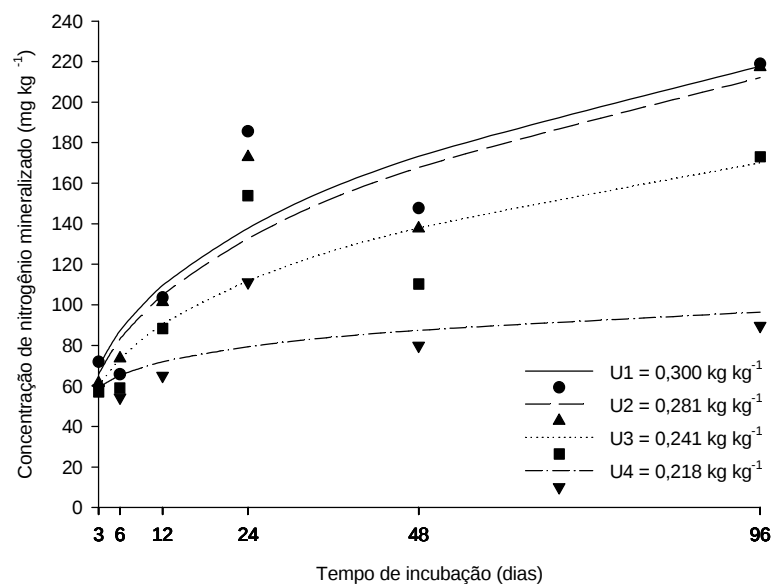


Figura 14 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo com ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 25°C .

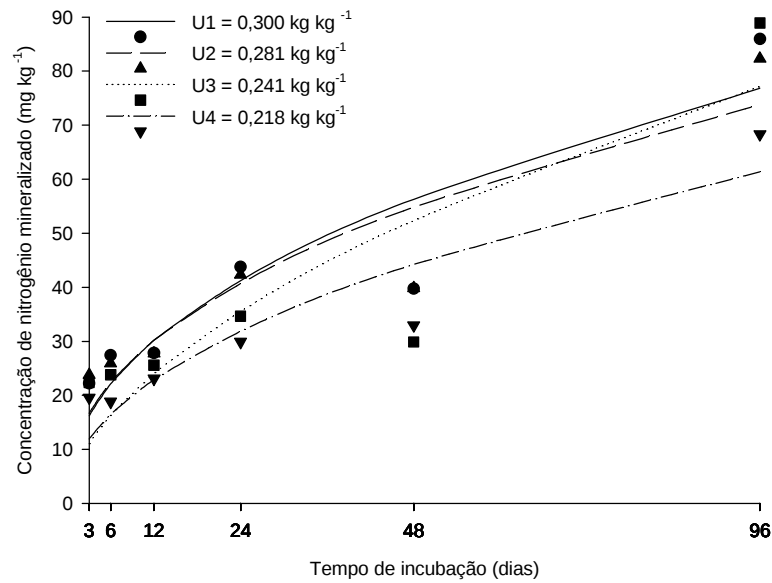


Figura 15 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo sem ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 35°C .

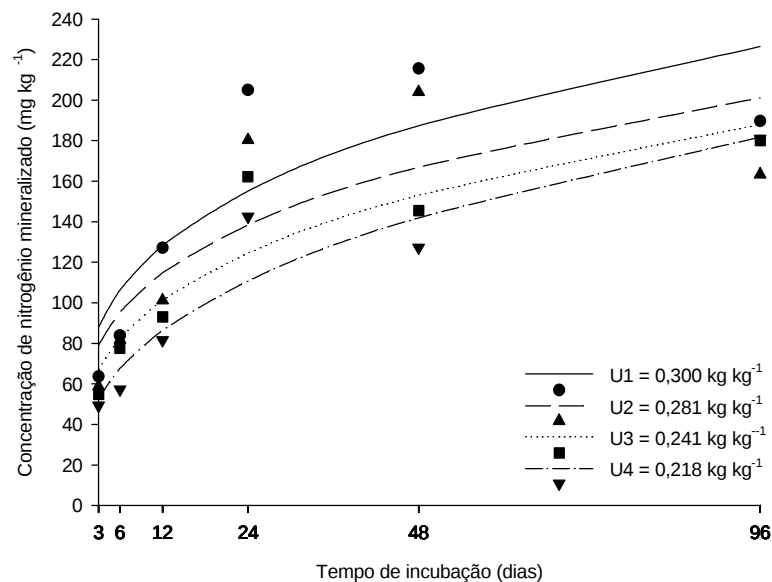


Figura 16 - Valores obtidos experimentalmente e curvas obtidas com o uso do modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) da concentração de nitrogênio mineralizado (N_m) no solo com ARS, em diferentes tempos de incubação e conteúdos de água no solo (U) e sob temperatura de 35°C .

Sob temperatura de 35°C, o modelo proposto por Stanford e Smith (1972) (Quadro 4) ajustou-se melhor aos dados observados, talvez porque essa tenha sido a temperatura sob a qual o solo ficou submetido quando da realização do seu experimento.

Stanford e Smith (1972), trabalhando com mineralização do nitrogênio orgânico, observaram que o modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) se ajustou bem a maioria dos resultados experimentais. Todavia, eles não deram muita atenção a este modelo, usando-o apenas para pré estimar o valor de N_0 no modelo exponencial simples (Broadbent, 1986). De fato, o modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968) ajusta-se melhor aos dados que o modelo exponencial simples para alguns solos, não para todos (Broadbent, 1986). Pereira (2003) também verificou bons ajustes aos dados, usando o modelo proposto por Broadbent e Nakashima (1968).

O modelo proposto por Marion et al. (1981) não se ajustou aos dados obtidos.

4.2. Variação das formas mineralizadas de nitrogênio orgânico e quantidade potencialmente mineralizável

4.2.1. Variação das formas mineralizadas de nitrogênio orgânico

A partição de nitrato e amônio em relação ao nitrogênio mineralizado, sob diferentes temperaturas, conteúdos de água no solo e tempos de incubação para solos sem e com ARS, está apresentada nos Quadros 7 e 8, respectivamente.

Em solo sem ARS (Quadro 7), em geral, até os 24 dias de incubação, houve equilíbrio entre os valores da concentração de amônio e nitrato no solo. Porém, aos 48 dias de incubação e sob temperaturas de 25 e 35°C houve predomínio da forma nitrato em relação ao amônio. Observa-se também que, aos 96 dias de incubação, houve predomínio do nitrato em relação ao amônio, exceto nas condições de temperatura de 15 e 35°C combinadas com conteúdo de água de 0,218 kg kg⁻¹.

Quadro 7 - Partição de nitrato e amônio (%) em relação ao nitrogênio mineralizado sob diferentes temperaturas (T), conteúdos de água e tempos de incubação em solo sem ARS.

T (°C)	Conteúdo de água (kg kg ⁻¹)	Tempo de incubação (dia)											
		3		6		12		24		48		96	
		N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
15	0,300 (10 kPa)	36,1	63,8	45,2	54,7	53,7	46,2	64,8	35,1	63,3	36,3	31,3	68,6
	0,281 (30 kPa)	36,8	63,1	42,3	57,6	53,4	46,5	61,7	38,3	57,7	42,3	32,7	67,2
	0,241 (200 kPa)	41,4	58,5	50,2	49,7	51,8	48,1	63,3	36,6	54,3	45,6	41,5	58,1
	0,218 (1500 kPa)	34,6	65,3	41,8	58,1	52,2	47,7	71,5	28,4	62,0	38,0	51,5	48,4
20	0,300 (10 kPa)	42,8	57,1	49,1	50,8	48,9	51,0	53,3	46,6	55,8	44,1	33,9	66,0
	0,281 (30 kPa)	41,0	58,9	48,9	51,0	47,2	52,7	49,1	50,8	51,9	48,1	36,3	63,6
	0,241 (200 kPa)	40,9	59,0	45,8	54,2	44,0	55,9	51,6	48,3	50,2	49,7	42,3	57,6
	0,218 (1500 kPa)	38,8	61,1	42,2	57,7	39,7	60,2	49,7	50,2	56,2	43,8	46,3	53,6
25	0,300 (10 kPa)	59,5	43,0	52,6	47,4	45,3	54,7	40,9	59,0	35,6	64,3	23,0	76,9
	0,281 (30 kPa)	42,1	57,8	51,0	48,9	47,2	52,7	39,9	60,0	36,3	63,7	19,2	80,7
	0,241 (200 kPa)	45,6	54,3	51,1	48,8	47,0	52,9	40,9	59,0	40,3	59,7	17,2	82,7
	0,218 (1500 kPa)	40,4	59,5	43,6	56,3	51,7	48,2	53,2	46,7	38,6	61,4	19,9	80,0
35	0,300 (10 kPa)	59,4	40,5	53,3	46,6	53,7	46,2	56,9	43,0	28,4	71,5	10,3	89,6
	0,281 (30 kPa)	56,6	43,3	57,0	43,0	50,3	49,6	64,5	35,4	27,1	72,8	8,4	91,6
	0,241 (200 kPa)	43,1	56,8	54,3	45,6	52,8	47,2	62,7	37,2	30,7	69,2	42,5	57,4
	0,218 (1500 kPa)	44,4	55,5	49,9	50,1	58,7	41,2	61,1	38,8	40,0	59,9	58,2	41,8

Quadro 8 - Partição de nitrato e amônio (%) em relação ao nitrogênio mineralizado sob diferentes temperaturas (T), conteúdos de água e tempos de incubação em solo com ARS.

T (°C)	Conteúdo de água (kg kg ⁻¹)	Tempo de incubação (dia)											
		3		6		12		24		48		96	
		N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N- NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
15	0,300 (10 kPa)	82,6	17,3	83,2	16,7	81,6	18,3	92,6	7,3	91,2	8,8	81,7	18,2
	0,281 (30 kPa)	82,8	17,1	81,2	18,7	83,1	16,9	93,7	6,2	92,1	7,8	81,2	18,7
	0,241 (200 kPa)	83,4	16,5	79,5	20,5	83,0	16,9	92,3	7,6	90,9	9,0	81,1	18,8
	0,218 (1500 kPa)	83,9	16,0	79,8	20,1	80,0	19,9	93,2	6,7	92,0	7,9	73,3	23,6
20	0,300 (10 kPa)	83,7	16,2	80,2	19,7	84,9	15,0	92,5	7,4	95,0	4,9	87,2	12,8
	0,281 (30 kPa)	82,7	17,2	76,8	23,2	80,4	19,5	92,7	7,2	94,8	6,2	84,6	15,3
	0,241 (200 kPa)	83,6	16,3	77,0	23,0	79,6	20,3	94,0	5,9	94,7	5,2	85,5	14,4
	0,218 (1500 kPa)	82,4	17,5	77,6	22,4	80,3	19,6	91,4	8,5	87,5	12,4	81,8	18,1
25	0,300 (10 kPa)	82,0	17,9	79,8	20,1	87,2	12,7	92,7	7,2	77,9	22,0	29,5	70,4
	0,281 (30 kPa)	82,2	17,7	82,6	17,3	85,0	14,9	91,3	8,6	75,9	24,0	26,7	73,2
	0,241 (200 kPa)	78,3	21,7	78,8	21,2	82,7	17,2	93,0	6,9	78,6	21,3	25,0	75,0
	0,218 (1500 kPa)	78,3	21,6	76,0	23,9	80,1	19,8	93,7	6,2	83,6	16,3	42,9	57,0
35	0,300 (10 kPa)	77,5	22,4	83,2	16,8	87,8	12,1	90,6	9,3	85,9	14,0	48,6	51,3
	0,281 (30 kPa)	79,3	20,6	83,2	16,8	85,7	14,3	91,5	8,4	84,0	16,0	46,1	53,8
	0,241 (200 kPa)	76,7	23,3	82,1	17,1	86,3	13,6	93,4	6,5	87,0	12,9	72,2	27,7
	0,218 (1500 kPa)	77,0	23,0	83,2	16,8	82,1	13,8	95,5	4,4	92,7	7,2	80,5	19,4

Em solo com ARS (Quadro 8) houve predomínio do nitrogênio na forma de amônio em todos tempos de incubação, exceto aos 96 dias de incubação e temperatura de 25°C, fase em que ocorreu a predominância do nitrato em relação ao amônio, principalmente sob conteúdos de água de 0,281 e 0,241 kg kg⁻¹.

Este comportamento é um indicativo de que, a temperatura ideal para os microrganismos realizarem a nitrificação foi de 25°C, sendo mais favorecidos nos conteúdos de água intermediários. Estas condições de temperatura e conteúdos de água favoráveis à nitrificação estão coerentes às condições apresentadas por Dias et al. (1992), como mais adequadas para a nitrificação, que é de 25 a 35 °C, pH ligeiramente ácido e níveis intermediários de conteúdo de água. Conteúdos de água muito baixos inibem o processo de mineralização por deficiência de água enquanto umidades muito altas inibem o processo por deficiência de oxigênio.

Segundo Cardoso et al. (1992), a temperatura ótima para a nitrificação está na faixa de 25 a 32 °C, cessando acima de 51 °C. Além disso, outro fator que deve ser considerado é o conteúdo de água do solo, o qual esta associada à aeração, exercendo influência direta na nitrificação, que pode ser retardada por condições extremas de umidade, quer reduzidas, quer elevadas. O conteúdo de água ótimo para a nitrificação pode ser considerado, em geral, o mesmo exigido para o crescimento ótimo de plantas superiores (Cardoso et al., 1992).

Em trabalho realizado por Boeira et al. (2002), com o objetivo de avaliar o nitrogênio mineralizado ao longo do tempo de incubação em solo tratado com lodo de esgoto (temperatura de 24°C e incubação de 105 dias), o amônio foi a forma predominante de nitrogênio mineral nas primeiras semanas e a nitrificação intensificou-se nas semanas finais de incubação.

4.2.2. Nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável no solo

Com base nos valores do parâmetro N_0 obtidos por meio do modelo proposto por Stanford e Smith (1972) (Quadros 3 e 4), considerando uma camada de solo de 20 cm de espessura e densidade de 1,1 g cm⁻³, foram calculados os valores de nitrogênio potencialmente mineralizável em kg ha⁻¹ (Quadro 9). O mesmo cálculo não pôde ser feito utilizando-se o modelo

potencial proposto por Broadbent e Nakashima (1968) já que o mesmo não apresenta estimativas dos valores de N_0 .

Quadro 9 - Quantidade de nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) em solo com e sem ARS.

Tratamentos		N_0 (kg ha ⁻¹)	
Temperatura (°C)	Conteúdo de água (kg kg ⁻¹)	Solo sem ARS	Solo com ARS
15	0,300 (10 kPa)	70,38	315,34
	0,281 (30 kPa)	64,83	306,08
	0,241 (200 kPa)	73,17	202,09
	0,218 (1500 kPa)	73,54	190,60
20	0,300 (10 kPa)	74,42	419,84
	0,281 (30 kPa)	78,45	359,41
	0,241 (200 kPa)	82,87	304,94
	0,218 (1500 kPa)	57,53	162,47
25	0,300 (10 kPa)	134,06	420,37
	0,281 (30 kPa)	147,00	404,60
	0,241 (200 kPa)	176,68	325,13
	0,218 (1500 kPa)	125,66	196,35
35	0,300 (10 kPa)	179,87	455,72
	0,281 (30 kPa)	167,20	408,98
	0,241 (200 kPa)	212,49	365,59
	0,218 (1500 kPa)	155,71	353,35

Verifica-se, nos dados apresentados no Quadro 9, que em solo sem ARS, a quantidade de nitrogênio potencialmente mineralizável variou de 57,53 a 212,49 kg ha⁻¹, sendo que os maiores valores foram obtidos nas temperaturas mais altas, sob conteúdo de água no solo de 0,241 kg kg⁻¹.

Em solo com ARS (Quadro 9), a quantidade de nitrogênio potencialmente mineralizável variou de 162,47 a 455,72 kg ha⁻¹, sendo os maiores valores, obtidos nas mais altas temperaturas e conteúdos de água.

Comparando-se o N_0 , tanto no solo com ARS quanto no solo sem ARS (Quadro 9), com os resultados experimentais (considerando uma camada de solo de 20 cm de espessura e massa específica de $1,1 \text{ g cm}^{-3}$), verifica-se que, em geral, todo o N_0 foi mineralizado aos 96 dias de incubação sendo, em alguns casos, o valor de N_0 subestimado. Boeira et al. (2002) verificaram que cerca de 80% do nitrogênio potencialmente mineralizável, em solo tratado com lodo de esgoto, foi mineralizado em um período de 105 dias.

A aplicação da ARS, equivalente à 400 kg ha^{-1} de nitrogênio, fez com que, nas unidades experimentais, o nitrogênio total do solo aumentasse em 484 mg, estando esse valor, próximo aos valores de N_0 do solo tratado com ARS (Quadro 9), indicando assim que grande quantidade do nitrogênio contido na ARS foi mineralizado, embora se saiba que o solo também tenha contribuído com parte desse nitrogênio.

A aplicação da ARS aumentou a quantidade de nitrogênio no solo e, conseqüentemente, o nitrogênio potencialmente mineralizável foi maior (Quadro 9), o que indica ser recomendável a aplicação desta no período de tempo em que a planta estiver necessitando de maior quantidade de nitrogênio, além do parcelamento das aplicações, a fim de que se possa diminuir as perdas de nitrogênio e os riscos de contaminação de águas subterrâneas.

4.3. Potencial Hidrogeniônico, condutividade elétrica, nitrogênio total e carbono

4.3.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Nas Figuras 17 a 20 estão apresentados os valores do pH do solo nos tempos de incubação de 3 e 96 dias para as diferentes temperaturas e conteúdos de água no solo.

Nota-se que, aos três dias de incubação, o pH do solo sem ARS (Figura 17) não sofreu alteração quando incubado sob as diferentes temperaturas e conteúdos de água estabelecidos. O valor de pH nestas condições foi de 4,56, sendo classificado como muito baixo (Tomé Junior, 1997).

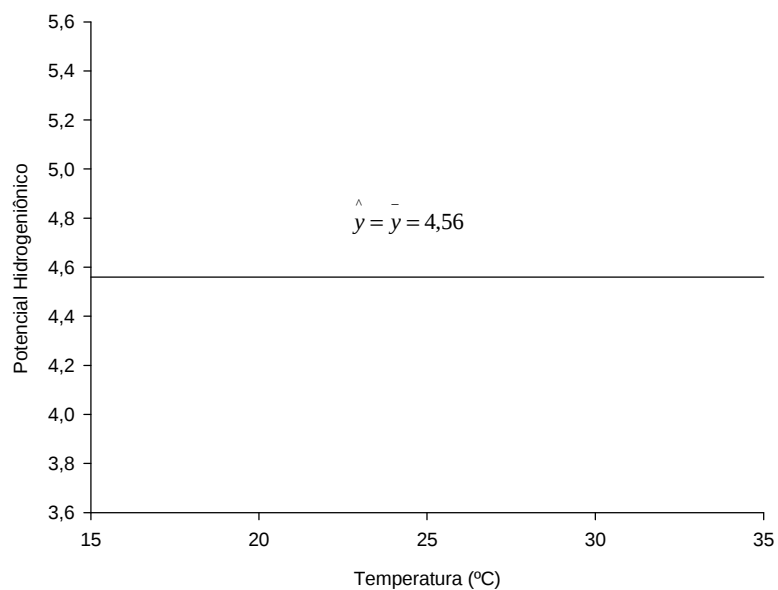


Figura 17 - Potencial Hidrogeniônico no solo sem ARS, aos 3 dias de incubação, sob diferentes temperaturas e conteúdos de água no solo (U).

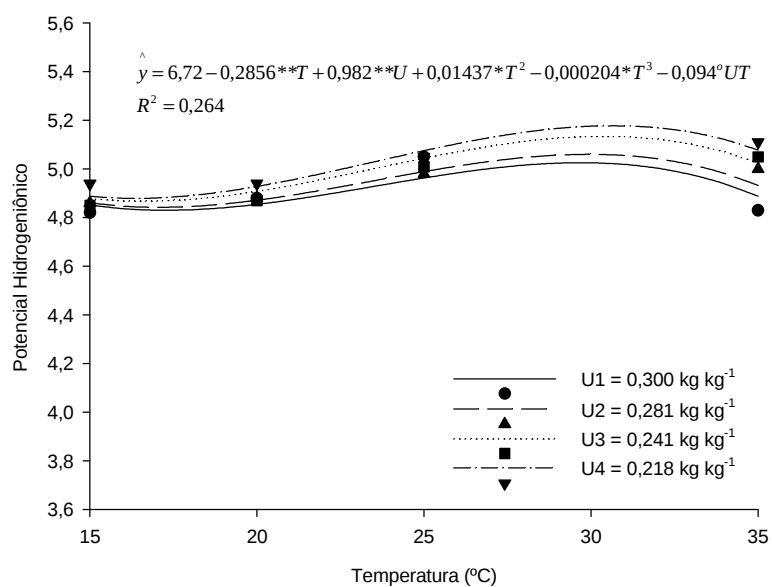


Figura 18 - Potencial Hidrogeniônico no solo com ARS, aos 3 dias de incubação, sob diferentes temperaturas e conteúdos de água no solo (U).

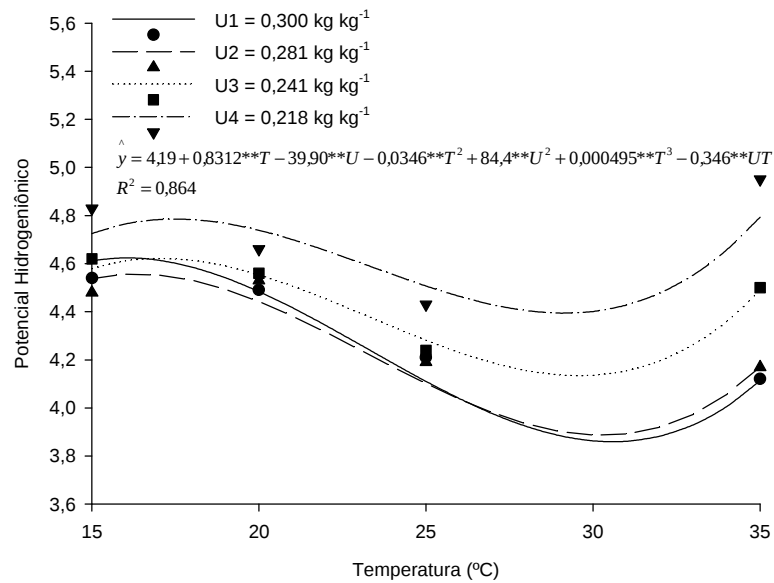


Figura 19 - Potencial Hidrogeniônico no solo sem ARS, aos 96 dias de incubação, sob diferentes temperaturas e conteúdos de água no solo (U).

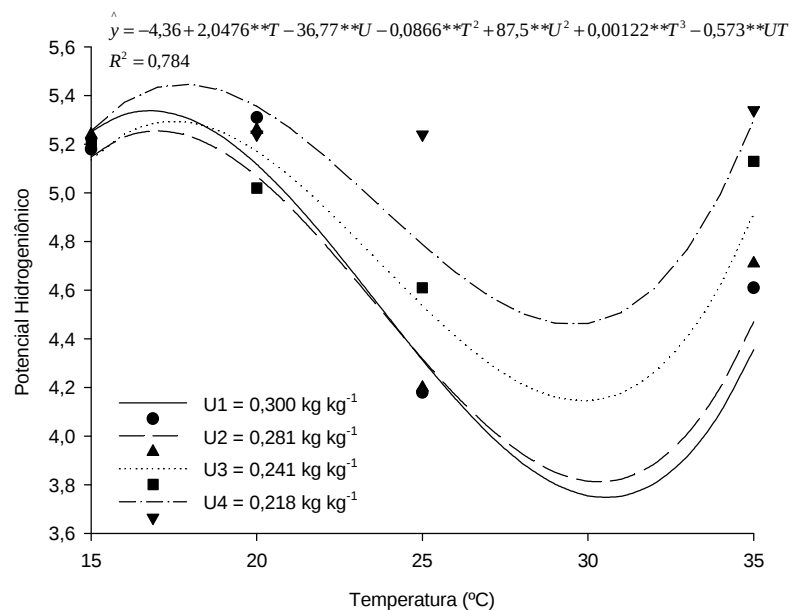


Figura 20 - Potencial Hidrogeniônico no solo com ARS, aos 96 dias de incubação, sob diferentes temperaturas e conteúdos de água no solo (U).

Baseando-se nos dados experimentais, na Figura 18 pode-se observar que, no solo com ARS, aos 3 dias de incubação, houve aumento do pH, passando de 4,56 (Figura 17) para valores que variaram entre 4,8 a 5,1, dependendo da temperatura e do conteúdo de água (Figura 18). Isso é justificável pelos efeitos proporcionados pela matéria orgânica contida na ARS que foi aplicada ao solo.

O Brasil possui grande parte de sua área representada por solos ácidos, que apresentam, geralmente, concentrações inadequadas de certos nutrientes ou elementos, resultando em problemas nutricionais para as plantas. A inibição do crescimento microbiano em valores de pH considerados desfavoráveis resulta não só do efeito direto da elevada concentração de H^+ , mas também da influência indireta do pH na penetração das células microbianas de compostos tóxicos presentes no meio (Cardoso et al., 1992). Portanto, como observado, a aplicação de ARS poderia estar contribuindo para o aumento do pH.

O pH é um dos principais fatores a atuar na microbiota do solo, principalmente, sobre os microrganismos nitrificadores, mais sensíveis e exigentes, cujo pH ideal encontra-se próximo à faixa de neutralidade (Serrano, 1997). Segundo Campbell (1978), as taxas de mineralização em solos ácidos são baixas, aumentando com a elevação do pH.

Além de afetar diretamente a microbiota, determinando as populações de microrganismos presentes no meio, o pH controla a solubilidade dos nutrientes e ao disponibilizá-los estimula a microbiota aumentando, por conseguinte, a mineralização do nitrogênio no solo.

Nota-se que, aos 96 dias de incubação, em solos sem ARS (Figura 19) houve, em geral, decréscimo do pH com o aumento da temperatura até a temperatura de 25°C, sendo esse decréscimo mais acentuado nos maiores conteúdos de água no solo. Já na temperatura de 35°C, houve tendência do pH aumentar. Esse decréscimo mais acentuado do pH nos maiores conteúdos de água pode estar ligado ao fato de que, nos maiores conteúdos de água e temperaturas, principalmente sob 25°C, as condições são ótimas para a nitrificação e, já que essa reação libera hidrogênio (Cardoso et al., 1992), isso pode ter contribuído para a diminuição do pH. O mesmo pode ser verificado na Figura 20, em solo com ARS aos 96 dias de incubação.

Os valores de pH estimados com a utilização da equação de regressão aos 96 dias de incubação, em solo com ARS (Figura 20) foram menos precisos para o menor conteúdo de água ($0,218 \text{ kg kg}^{-1}$).

4.3.2. Condutividade elétrica

Nas Figuras 21 a 24 estão apresentados os resultados das medições da condutividade elétrica do solo, determinadas por meio do método apresentado por Tomé Junior (1997) aos 3 e 96 dias de incubação, sob as diferentes temperaturas e conteúdos de água no solo.

Nota-se que a condutividade elétrica, aos 3 dias de incubação em solo sem ARS (Figura 21), não variou muito sob condições de diferentes temperaturas e conteúdos de água, tendo apresentado valor máximo de $79,17 \text{ microS cm}^{-1}$, sob as maiores temperaturas e conteúdos de água e mínimo de $69,61 \text{ microS cm}^{-1}$ sob as menores temperaturas e conteúdos de água. No entanto, verificou-se que, aos 96 dias de incubação (Figura 23), houve maior influência da temperatura e conteúdo de água nos valores de condutividade elétrica, tendo sido obtidos valores mínimo de $86,63 \text{ microS cm}^{-1}$ e máximo de $126,94 \text{ microS cm}^{-1}$, sendo estes maiores que os obtidos aos 3 dias de incubação do solo. Com o aumento da temperatura, conteúdo de água (até valores próximos à capacidade de campo) e tempo de incubação há maior mineralização da matéria orgânica e consequentemente o aumento de íons em solução, aumentando assim a condutividade elétrica do solo.

Analisando a Figura 22, verifica-se que a adição da ARS proporcionou aumento nos valores da condutividade elétrica no solo, com valores mínimo de $108,6 \text{ microS cm}^{-1}$, nas maiores temperaturas e conteúdos de água, e máximo de $166,66 \text{ microS cm}^{-1}$, nas menores temperaturas e conteúdos de água no solo. Em experimento realizado por Velazco (2002), verificou-se que o aumento da dose de aplicação de lodo de esgoto no solo causou incremento na condutividade elétrica.

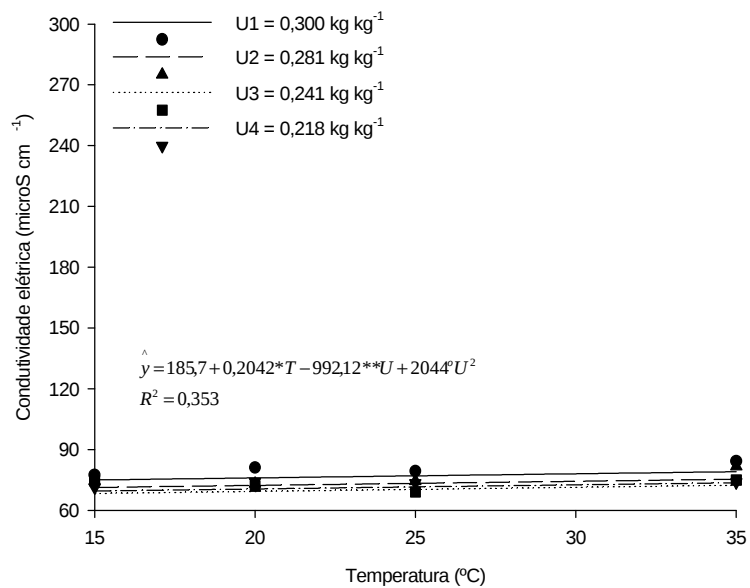


Figura 21 - Condutividade elétrica da solução do solo sem ARS, aos 3 dias de incubação do solo, submetido a diferentes temperaturas e conteúdos de água (U).

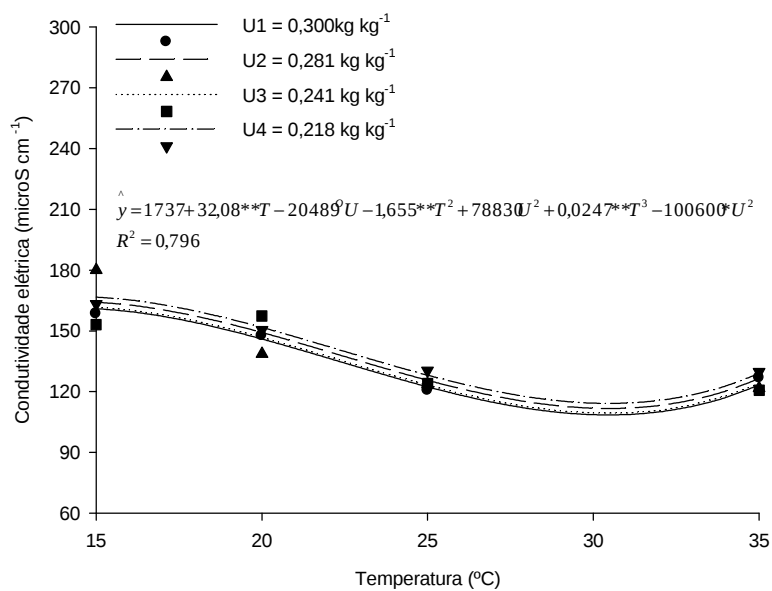


Figura 22 - Condutividade elétrica da solução do solo com ARS, aos 3 dias de incubação do solo, submetido a diferentes temperaturas e conteúdos de água (U).

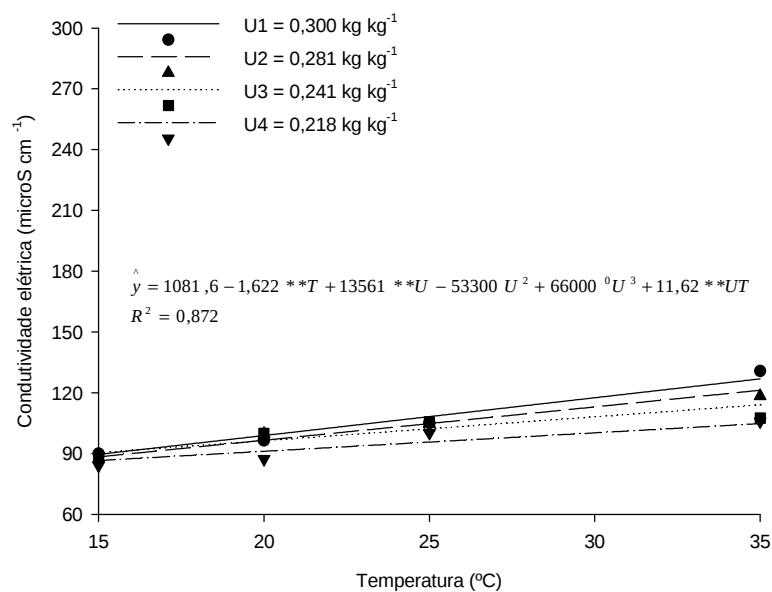


Figura 23 - Condutividade elétrica da solução do solo sem ARS, aos 96 dias de incubação do solo, submetido a diferentes temperaturas e conteúdos de água (U).

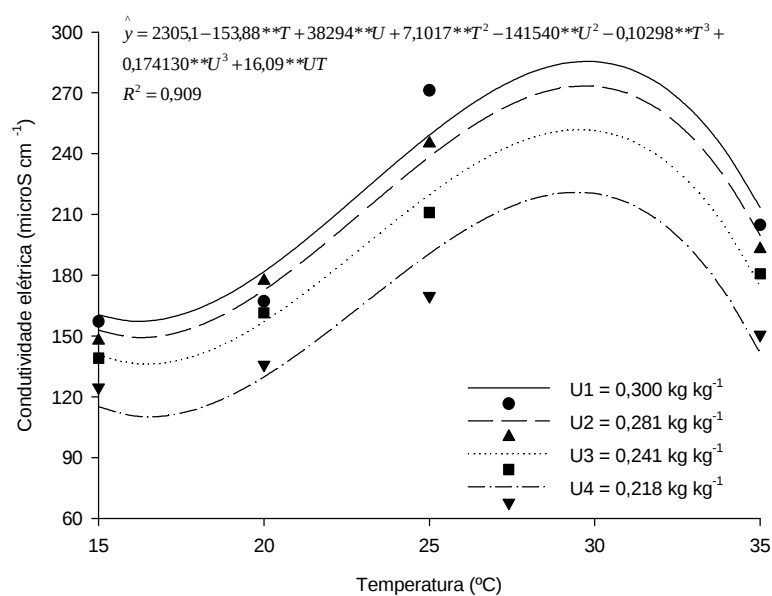


Figura 24 - Condutividade elétrica da solução do solo com ARS, aos 96 dias de incubação do solo, submetido a diferentes temperaturas e conteúdos de água (U).

A excessiva adição de dejetos de animais leva a uma sobrecarga no solo, podendo concorrer para a sua salinização. Os nutrientes contidos na ARS e disponibilizados no solo, que não forem absorvidos pelas plantas, nem perdidos de outras maneiras, provocarão o acúmulo de íons e sais que, mesmo sendo macro e micronutrientes para as plantas, podem ser prejudiciais ao desenvolvimento destas (Gianelo e Ernani, 1983).

Aos 96 dias de incubação em solo com ARS (Figura 24), nota-se que os maiores aumentos na condutividade elétrica ocorreram nas mesmas condições em que houve maior nitrificação (Quadro 8, temperatura de 25°C), o que disponibilizou maior quantidade de íons com a decomposição do material orgânico. Nota-se que, aos 96 dias de incubação (Figura 24), a condutividade elétrica apresentou tendência de aumentar até a temperatura de 25°C, enquanto ocorreu o inverso aos três dias de incubação (Figura 22). Isso pode ser devido ao menor tempo de incubação do solo, no qual os microrganismos ainda estavam se adaptando ao meio, enquanto que aos 96 dias eles provavelmente já estavam adaptados.

4.3.3. Nitrogênio total e carbono

A relação C/N tem sido muito utilizada na avaliação da disponibilidade de nitrogênio no solo. Entretanto, a avaliação das concentrações de carbono e nitrogênio do substrato nem sempre refletem o efeito da decomposição da matéria orgânica sobre a disponibilidade de nitrogênio no solo, sendo necessário considerar os fatores de ordem climática, edáfica e química bem como os efeitos das interações entre os mesmos na avaliação da disponibilidade de nitrogênio no solo (Alves, 1992).

A relação C/N do material adicionado ao solo tem grande influência na disponibilidade do nitrogênio no solo, sendo que, geralmente, relação C/N acima de 30 indica o predomínio de imobilização. A relação C/N da ARS foi de 26,2, indicando que há equilíbrio entre a mineralização e imobilização do nitrogênio, pelo menos no início da incubação (Dias et al., 1992).

A composição básica do substrato no qual os microrganismos se desenvolvem constitui fator determinante do balanço líquido entre os processos de mineralização e imobilização. Quando o substrato apresenta concentração de nitrogênio baixa, a demanda microbiana pelo mesmo

proporciona redução das concentrações de nitrogênio inorgânico na solução do solo, resultando em imobilização do mesmo. Ao contrário, quando o substrato apresenta concentração elevada de nitrogênio ocorre o predomínio da mineralização sobre a imobilização.

A água residuária da suinocultura possui grande quantidade de matéria orgânica, sendo esta, importante reserva de nutrientes no solo, principalmente nitrogênio (Kiehl, 1985). Os ganhos e acúmulos de nutrientes no solo são causados pelas adições de fertilizantes orgânicos, fertilizantes minerais, entre outros. Matos et al. (1997), destaca que a aplicação de dejetos líquidos, em doses inferiores a 800 kg ha^{-1} de nitrogênio, em solos de baixa condutividade hidráulica e mantidos com uma vegetação em pleno crescimento pode ser importante opção de destinação dos dejetos de suínos em países de clima tropical, posto que demonstrou ser de pequeno impacto ambiental.

Tanto para o solo com ou sem ARS a concentração do nitrogênio total (Figuras 25 e 26) não variou em função da temperatura umidade e tempo de incubação. No entanto, aos 3 e 96 dias de incubação, o solo com a ARS (Figura 26) apresentou concentração de nitrogênio total aproximadamente 31,5% maior que o solo incubado sem ARS (Figuras 25), indicando, portanto, que a aplicação da ARS contribuiu para o aumento do nitrogênio no solo. Boeira et al.(2002) após a aplicação de lodo de esgoto a uma taxa de 486 kg ha^{-1} verificou aumento de 40% do nitrogênio total em relação ao solo sem a aplicação de lodo.

O valor da concentração de carbono no solo está apresentado na Figura 27.

O método utilizado para determinação do carbono, não permitiu detectar diferenças nos valores da concentração desse elemento, pois, esperar-se-ia que com a adição da ARS os valores de carbono aumentassem devido a esta possuir material orgânico, fato não observado neste experimento. Esse fato pode ser decorrente do método de Walkley-Black ter sido desenvolvido para análises agrícolas (considerando-se a matéria orgânica natural) (Leite, 2004). Portanto, a concentração de carbono orgânico nos tratamentos (Figura 27) foi indicador pouco preciso da aplicação da ARS e mineralização do nitrogênio contido na ARS, assim como observado por Boeira et al. (2002).

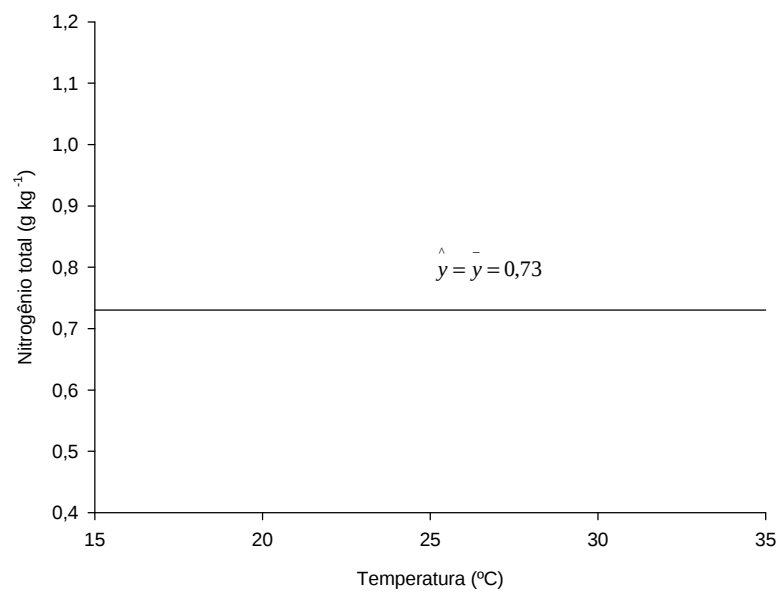


Figura 25 - Nitrogênio total em solo sem ARS, aos 3 e 96 dias de incubação do solo, sob diferentes temperaturas e conteúdos de água (U).

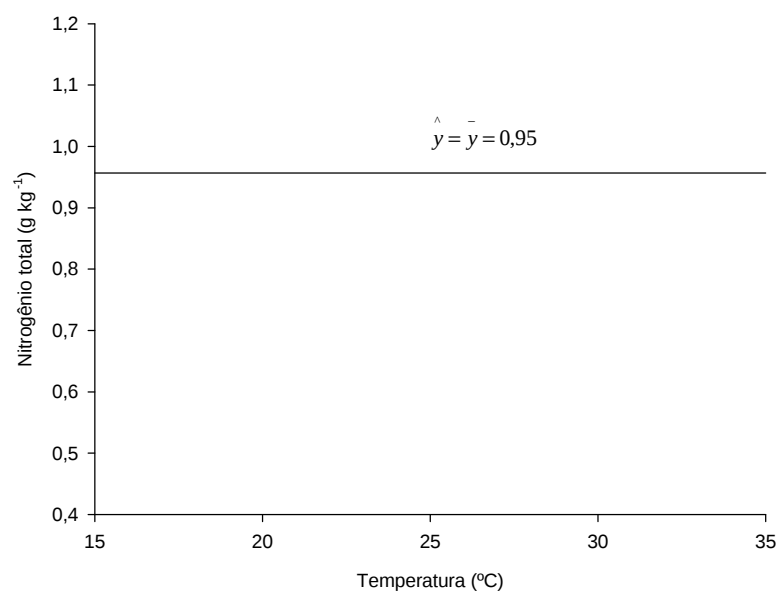


Figura 26 - Nitrogênio total em solo com ARS, aos 3 e 96 dias de incubação do solo, sob diferentes temperaturas e conteúdos de água (U).

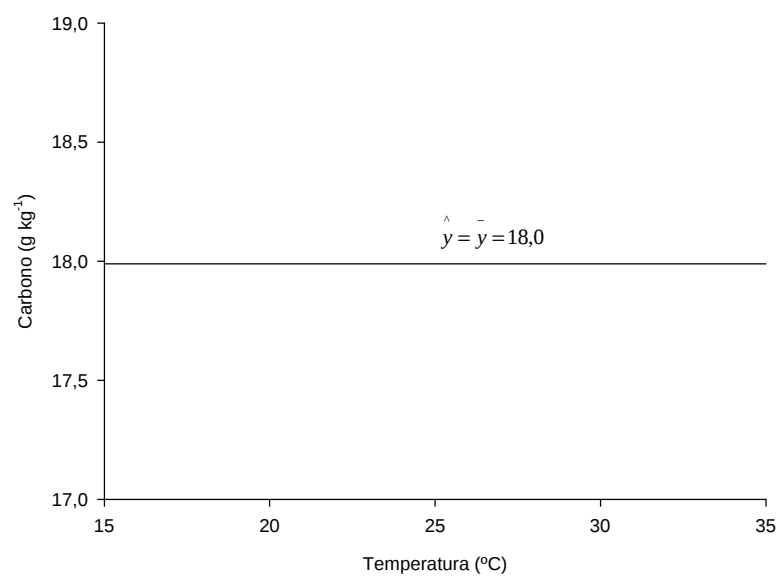


Figura 27 - Concentração de Carbono em solo com e sem ARS, aos 3 e 96 dias de incubação do solo, sob diferentes temperaturas e conteúdos de água (U).

5. RESUMO E CONCLUSÕES

A disposição de água residuária proveniente da suinocultura (ARS) no solo é atividade essencialmente de reciclagem, inclusive para a água, viabilizando a utilização do potencial hídrico e dos nutrientes presentes nos efluentes líquidos. Porém, a utilização desta como fertilizante orgânico 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.

A dose de aplicação do resíduo pode ser determinada com base no nutriente presente em maior concentração que, normalmente, é o nitrogênio. A baixa eficiência do uso do nitrogênio proveniente dos resíduos orgânicos é atribuída à falta de sincronismo entre a liberação do nitrogênio dos resíduos e a demanda pelas plantas, associada às perdas por lixiviação. 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. Critérios que predizem a liberação de nitrogênio dos resíduos com base em suas características químicas podem facilitar a seleção e o manejo desses materiais.

Pouco se sabe a respeito da dinâmica da mineralização do nitrogênio contido nos dejetos de suínos, tornando-se necessário a adequação de modelos para predição dessa mineralização, o que permitiria reduzir os riscos de poluição de solos e águas, possibilitando, assim, a aplicação do dejetos na época que a cultura mais necessite deste nutriente.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar e parametrizar modelos de mineralização do nitrogênio orgânico em solo tratado com ARS, submetido a

diferentes temperaturas e conteúdos de água, utilizando-se o modelo exponencial simples, proposto por Stanford e Smith (1972), o modelo potencial, proposto por Broadbent e Nakashima (1968) e o modelo proposto por Marion et al. (1981).

Amostras de 57,3 cm³ de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, de textura muito argilosa, foram misturadas com a ARS, em quantidade correspondente a 400 kg ha⁻¹ de nitrogênio, colocadas em copos plásticos com volume de 60 cm³ e incubadas sob quatro diferentes temperaturas (15, 20, 25 e 35°C) e conteúdos de água (correspondentes às tensões de 10, 30, 200 e 1500 kPa). Aos 3, 6, 12, 24, 48 e 96 dias de incubação, foram retiradas amostras para quantificação das concentrações de amônio e nitrato e, aos 3 e 96 dias de incubação, foram determinados os valores de pH e da condutividade elétrica no solo. A partir dos valores de N mineralizado (nitrato + amônio), obtidos ao longo de diferentes tempos de incubação, foram determinados os valores dos parâmetros dos modelos de mineralização. Tendo por base os resultados obtidos e considerando-se as condições em que o estudo foi realizado, conclui-se que:

- Em todas as situações, o valor da concentração de nitrogênio potencialmente mineralizável (N₀) em solo com ARS foi superior ao obtido em solo sem ARS;
- Para o solo sem ARS, os valores de N₀ variaram de 26,15 a 96,59 mg kg⁻¹, correlacionando-se apenas com a temperatura, não sendo verificada influência do conteúdo de água na variação deste, enquanto que em solo com ARS variaram de 73,85 a 207,16 mg kg⁻¹, correlacionando-se com a temperatura e com o conteúdo de água;
- Os valores da constante de mineralização (k) do modelo exponencial simples no solo com ARS variaram entre 0,0612 a 0,2798 dia⁻¹, enquanto nos solos sem ARS, os valores de k variaram de 0,0162 a 0,2641 dia⁻¹;
- A constante de mineralização (k) em solo com ARS foi sempre maior sob temperaturas de 25 e 35°C, em relação ao solo sem ARS, enquanto nas outras temperaturas não se observou nenhuma tendência predominante;
- Houve tendência do modelo exponencial simples subestimar os valores da concentração de nitrogênio mineralizado;

- Os valores dos parâmetros N_0 e k do modelo exponencial simples correlacionaram-se negativamente, tanto em solo sem ARS, quanto em solo com ARS, assim como os parâmetros A e b do modelo potencial;
- Os valores da constante de mineralização (A) do modelo potencial no solo sem ARS foram sempre menores que os obtidos em solo com ARS;
- A constante de mineralização (A) do modelo potencial em solo sem ARS não se correlacionou com a temperatura, porém, correlacionou-se com o conteúdo de água. Já em solo com ARS, a constante de mineralização (A) não correlacionou-se nem com a temperatura nem com o conteúdo de água no solo;
- O modelo potencial, foi mais eficiente para prever a mineralização do nitrogênio orgânico, exceto para solo com ARS submetido à temperatura de 35°C;
- O modelo proposto por Marion et al. (1981) não se ajustou aos dados obtidos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ALVES, J. B. R. **Avaliação da mineralização do N do solo in situ**. Itaguaí-RJ: UFRJ, 1992. 177p. (Tese de mestrado).

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

BANERJEE, M. R.; BURTON, D. L.; DEPOE, S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v. 66, n. 3, p. 241-249, 1977.

BATAGLIA, O. C.; BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Resíduos orgânicos como fonte de nitrogênio para capim braquiária. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.7, p. 277-84, 1983.

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

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.

BROADBENT, F. E. Empirical modeling of soil nitrogen mineralization. **Soil Science**, Baltimore, v. 141, p. 208-213, 1986.

BROADBENT, F. E.; NAKASHIMA, T. Plant uptake and residual value of six tagged nitrogen fertilizers. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.** v. 32, p. 388-392, 1968.

CAMARGO, F. A. **Fracionamento e dinâmica do nitrogênio orgânico em solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS, 1996. 152p. (Tese de Doutorado).

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; RIBOLD, J.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A. Empirical models to predict soil nitrogen mineralization. **Ciencia rural**, Santa Maria, v. 32, n. 3, p. 393-399, 2002.

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

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Erros potenciais na estimativa da mineralização do nitrogênio do solo. **Ciencia rural**, Santa Maria, v. 27, n. 1, p. 151-152, 1997a.

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Potencial de mineralização do nitrogênio em solos do Rio Grande do Sul. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 21, p. 575-580, 1997b.

CAMPBELL, C. A. Soil organic carbon, nitrogen and fertility. In: SCHNITZER, M., KHAN, S. U. (Eds) **Soil Organic Matter**, p. 173-272. Amsterdam. Elsevier, 1978.

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. **Fert. Res.**, v. 42, p. 61-75, 1995.

CARDOSO, J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. 360p.

CHATEAUBRIAND, A. D. **Efeito de dejetos de suínos, aplicados na irrigação por sulco, na cultura do milho (*Zea mays* L.)** Viçosa: UFV, 1988. 61p. (Tese de Mestrado).

CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial**. São Paulo: USP, 1991. 400 p. (Tese de Doutorado).

CORAUCCI FILHO, B.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; NOUR, E. A.; ANDREOLI, F. D. N.; SOUZA, H. N.; MONTEGGIA, L. O.; VON SPERLING, M.; LUCAS FILHO, M.; AISSE, M. M.; FIGUEIREDO, R. F.; STEFANUTTI, R. Tecnologia do tratamento de águas residuárias no solo: infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 357-407.

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

EMBRAPA – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS, Documentos, 1).

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. **R. Bras. Eng. Ag. Amb.**, 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. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.7, p. 285- 90, 1983.

HUBBARD, R. K.; THOMAS, D. L.; LEONARD, R. A. et al. 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, 1881: 39-45, 1996.

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

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

KLIEMANN, H. J. **Componentes nitrogenados de alguns solos do Rio Grande do Sul e sua relação com a disponibilidade de nitrogênio para as plantas**. Porto Alegre: UFRGS, 1973. 75p. (Tese Mestrado).

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

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).

LEITE, C. M.; BERNARDES, R. S.; OLIVEIRA, S. A. O. Metodologia Walkley-Black na determinação da matéria orgânica em solos contaminados por chorume. **R. Bras. Eng. Ag. Amb.** Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 111-115, 2004.

LINDEMANN, W. C.; CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, n. 5, p. 1072-1077, 1984.

LOAGUE, K., GREEN, R. E. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application. Amsterdam, **Journal of contaminant Hydrology**, v. 7, p. 51-73, 1991.

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

MARION, G. M., KUMMEROW, J., MILLER, P. C. Predicting nitrogen mineralization in chaparral soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 45, p. 956-961, 1981.

MARRIEL, I. E.; KOZEN, E. A; ALVARENGA, R. C. e 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-MG: AEAGRI, n. 37, 2004. 136p.

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

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.; 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. **R. Bras. Ci. 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. **Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent**, Poto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MOLINA, M. V.; MATIAZZO, M. E. Nitrogênio inorgânico em solo cinco anos após a aplicação de biossólido. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 29, 2003, Ribeirão Preto. **CD-Rom...**Ribeirão Preto, CBCS, 2003.

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, p. 91-135, 1994.

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, p. 81-116, 1994.

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

PARENTONI, S. N.; FRANÇA, G. E. e BAHIA FILHO, A. F. C. Avaliação dos conceitos de quantidade e intensidade de mineralização de nitrogênio para trinta solos do Rio Grande do Sul. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.12, p. 225-229, 1988.

PARKER, C. F.; SOMMERS, L. E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. **Journal of environmental Quality**, Madison, v. 12, n. 1, p. 150-156, 1983.

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- MG. **Anais...** Ponte Nova: EPAMIG/CRZM, p. 88- 110, 1995.

PEREIRA, J. M. Predição do índice de mineralização do nitrogênio em solos através da comparação de modelos não lineares. In: SEAGRO, 10, Lavras, 2003. **Anais...**Lavras, MG. 2003.

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. **Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Viçosa: UFV, 2000. 91p. (Tese de Mestrado).

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, MG, v.34, p. 1487-1492, 2004.

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.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ALVES, G. D. Mineralização do carbono e do nitrogênio em solo cultivado com cana de açúcar. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 9, p. 33-38, 1985.

SANTOS, C. A. A. dos. **Potencial de mineralização e disponibilidade de nitrogênio de solos**. Viçosa: UFV, 2001. 59p. (Tese de Mestrado).

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, Concórdia, 1994. **Anais...** Concórdia, SC: EMBRAPA-CNPSA, 1994. 47p. (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**. Piracicaba: ESALQ, 1997. 86p. (Tese de Mestrado)

SILVA, D. J. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. Viçosa, MG: Imprensa Universitária, 1990. 165p.

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.; FRERE, M. H., SCHWAININGER, D. H. Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. **Soil Sci.**, Baltimore, v. 115, p. 321-323, 1973.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potential of soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 36, n. 2, p. 465-471, 1972.

STATSOFT. **Statistica for windows V.6.0**. Tulsa: Statsoft, 1996.

TANJI, K. K. Economical implications of controls on nitrogen fertilizer use. In: Stevenson, F. J. **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA/SSSA, p. 721-772, 1982.

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

TOMÉ JUNIOR, J.B. **Manual para a interpretação de análise de solo**. Guaíba: Agropecuária. 1997. 247 p.

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

VELAZCO, C. L. **Incubação de supressividade a *Phytophthora nicotianae* em mudas de limão cravo com lodo de esgoto**. Piracicaba: ESALQ, 2002. 66p. (Tese de Mestrado).

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. **J. Environ. Qual.** v. 16, n. 2, p. 106-112, 1987.

XEVI, E., GILLEY, J., FEYEN, J. Comparative study of two crop yield simulation models. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 30, p. 155-173. 1996.

YANG, J. E.; SKOGLEY, E. O.; SCHAFF, B. E.; KIM, J. J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extracts. **Soil Sci. Soc. Sm. J.** v. 62, p. 1108-1115, 1998.

APÊNDICE

Quadro 1 - Resumo da análise de variância referente ao potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica nitrogênio total e carbono.

Quadrados Médios					
FV	GL	pH ⁽¹⁾	CE ⁽²⁾	NT ⁽³⁾	C ⁽⁴⁾
Bloco	3	0,116**	32*	0,0204*	5,55*
Temperatura	3	0,579**	2700**	0,0041 ^{ns}	0,29 ^{ns}
Conteúdo de água	3	0,735**	3616**	0,0010 ^{ns}	4,94*
Tempo de incubação	1	0,045*	61503**	0,0000 ^{ns}	0,00 ^{ns}
ARS	1	12,861**	319519**	3,2344**	0,04 ^{ns}
Temperatura x Conteúdo de água	9	0,127**	251**	0,0029 ^{ns}	1,99 ^{ns}
Temperatura x Tempo de incubação	3	1,176**	15239**	0,0001 ^{ns}	0,00 ^{ns}
Conteúdo de água x Tempo de incubação	3	0,420**	3121**	0,0001 ^{ns}	0,01 ^{ns}
Temperatura x ARS	3	0,054**	2290**	0,0042 ^{ns}	0,67 ^{ns}
Conteúdo de água x ARS	3	0,019 ^{ns}	897	0,0036 ^{ns}	1,86 ^{ns}
CV (%)		2,2126	4,8571	9,1116	7,0102

ns, *, **, não significativo, significativo a 5% e 1% respectivamente, pelo teste t;

(1) Potencial Hidrogeniônico;

(2) Condutividade elétrica;

(3) Nitrogênio total;

(4) Carbono