

FLUXO SAZONAL DE NO_3^- NO TRÓPICO ÚMIDO

Fabíola de Sampaio RODRIGUES

Bióloga, Doutora em Agronomia – Ciência do Solo, pesquisadora do Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas, Departamento de Solos, Instituto de Agronomia, UFRRJ

Rodrigo Grazinoli GARRIDO

Biomédico, Doutorando do Programa de Pós-graduação em Agronomia – Ciência do Solo, Departamento de Solos, Instituto de Agronomia, UFRRJ

RESUMO

O clima no Trópico Úmido individualiza uma estação chuvosa e outra seca. Durante a estação seca, a evapotranspiração proporciona movimentos capilares de água no solo coincidentes com o acúmulo superficial de NO_3^- . Por outro lado, esse íon permanece indisponível até o início da estação chuvosa, quando ocorre o fluxo sazonal de NO_3^- . Portanto, este fenômeno é associado à ascensão por capilaridade e ao surgimento de condições para a mineralização da matéria orgânica. Dessa forma, tanto fatores fisicoquímicos, quanto biológicos são determinantes para o movimento e acúmulo momentâneo do NO_3^- . Apesar disso, há grandes perdas por lixiviação que são ambientalmente problemáticas.

Palavras-chave: dinâmica do N, agricultura sazonal, contaminação nítrica.

ABSTRACT

Rainy Tropic has two distinct seasons: a rainy summer and a dry winter. During dry season, evapotranspiration forced water movements among soil horizons, coincidental with NO_3^- superficial flush. On the other hand, this ion does not remain available in soil solution until tough rains begin. So, this phenomenon has been associated to capillary movements and also to organic matter transformations. Therefore, as well as physicochemical factors, biological components were important to allow NO_3^- superficial concentration and movement. In spite of this, there are great NO_3^- losses after leaching, what remains an environmental question.

Key-words: N dynamics, seasonal agriculture, nitrate contamination.

INTRODUÇÃO

No Brasil, o clima tropical úmido, característico de grande parte do Nordeste, Centro-Oeste e parte do Sudeste, é controlado pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), massa equatorial continental (Ec), massa tropical marítima (Tm) e anticiclone migratório polar. Originalmente, o domínio Tropical apresenta uma alternância nítida entre estação seca e estação chuvosa (Conti e Furlan, 2003).

Este fenômeno climático é observado em toda a faixa latitudinal que encerra o Trópico Úmido. Nesta área, o período que compreende os meses de dezembro a julho, com grande variação regional, concentra o maior volume das chuvas anuais, comprometendo sobremaneira a obtenção de nutrientes pelas plantas. Na figura 1 pode ser observada a climatologia de precipitação e temperatura obtida na região de São Luís (MA).

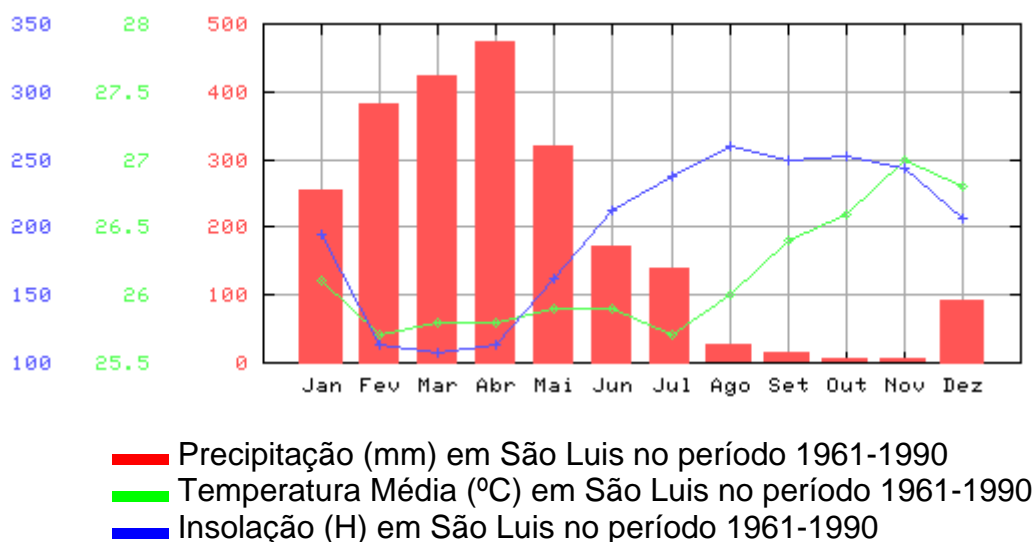


Figura 1 - Dados de precipitação pluviométrica, insolação (horas de brilho solar) Instituto Nacional de Meteorologia referentes ao período de 1961-1996 em São Luís do Maranhão. Fonte: <http://www.inmet.gov.br/cgi-bin/grafmet.pl.cgi>

Tomando como exemplo a pluviosidade das regiões produtoras de arroz, observam-se valores de 847,7 mm a 2.262,5 mm de chuva ao longo do ano, caracterizando a grande amplitude pluviométrica (Steinmetz e Meireles, 1999). Neste contexto, as características do regime pluvial, tanto em relação ao total de chuvas quanto à sua distribuição durante o ano, são os fatores mais importantes para a produção de grãos em nosso país (Steinmetz e Meireles, 1999).

Os solos altamente intemperizados das regiões tropicais exibem considerável capacidade de troca aniônica (CTA), apresentando sítios de adsorção inespecífica em materiais inorgânicos amorfos, principalmente óxidos de ferro e alumínio. Com isso, os movimentos de ânions como Br^- , Cl^- e NO_3^- são significativamente retardados, apesar de nunca serem especificamente adsorvidos (Duwig et al., 1999).

Especificamente no caso do nitrogênio, pode ser observada sua coexistência no solo tanto na forma orgânica, mais abundante, quanto mineral, sendo mais comuns as formas nítrica, amoniacal e, em condições especiais, NO_2^- (Fageria; 1998 e Britto et al., 2001). A maior parte do N disponível para a nutrição das plantas é obtida através de fixação biológica (Fernandes; 1978; Barradas et al., 2001).

O processo de desnitrificação é conduzido por outros heterótrofos facultativos, como bactérias do gênero *Pseudomonas* e *Alcaligenes*. A partir de nitrogênio nítrico, oriundo da decomposição da matéria orgânica, produzem preferencialmente N_2 e N_2O em condições especiais de baixa taxa de oxigênio (van Loon and Duffy, 2001). Já em solos alagados, como nas culturas inundadas de arroz, essas bactérias podem processar a desnitrificação até a liberação de NH_4^+ (Fernandes, 1990).

O NO_3^- surge a partir da oxidação do NH_4^+ , em pequeno grau, na faixa de pH normalmente encontrada nos solos (Britto, 2001). Entretanto, NH_4^+ pode ser acumulado onde houver inibição da nitrificação, como nos solos com excesso de Al, pH baixo, ou com o uso de inibidores desse processo (Fernandes, 1990). Apesar da CTA em solos intemperizados contribuir para o retardo dos movimentos de NO_3^- , esta espécie iônica é facilmente lixiviada do solo, principalmente em regiões de alta precipitação e temperaturas elevadas, como é o caso do Trópico Úmido.

O MOVIMENTO DE NO_3^- EM SOLOS DO TRÓPICO ÚMIDO

Experimento conduzido com três doses de lodo de esgoto sobre plantação de cana-de-açúcar possibilitou a verificação de fluxos ascendentes de água atribuídos à baixa quantidade de chuvas, aliada às perdas de água por evapotranspiração (Oliveira et al., 2001). Em um Latossolo Amarelo Distrófico da região com clima Cwa: subtropical com inverno seco, observaram o acúmulo de N- NO_3^- e N- NH_4^+ .

No segundo ano agrícola examinado, o acúmulo dessas espécies foi relacionado à atividade de microrganismos após elevada pluviosidade no decorrer do experimento. Dados de Oliveira et al. (2001) comprovaram que esse acúmulo foi rapidamente dissipado após a lixiviação do NO_3^- , o qual se depositou nas camadas inferiores do solo.

O acúmulo de NO_3^- nas camadas superiores do solo durante a estação seca na Austrália foi atribuído a várias causas, de natureza fisicoquímica, fotoquímica, biológica ou física (Wetselaar, 1960). Observou-se um aumento significativo de NO_3^- de 38 para 229 mg.L^{-1} , enquanto o cloreto subiu de 950 para 2977 mg.L^{-1} . Os valores mais elevados destes nutrientes coincidiram com os períodos de seca. Wetselaar (1960) verificou que o NO_3^- disponibilizado no início do período de chuvas foi lixiviado para camadas inferiores e ascendeu por capilaridade na estação seca (Figura 2).

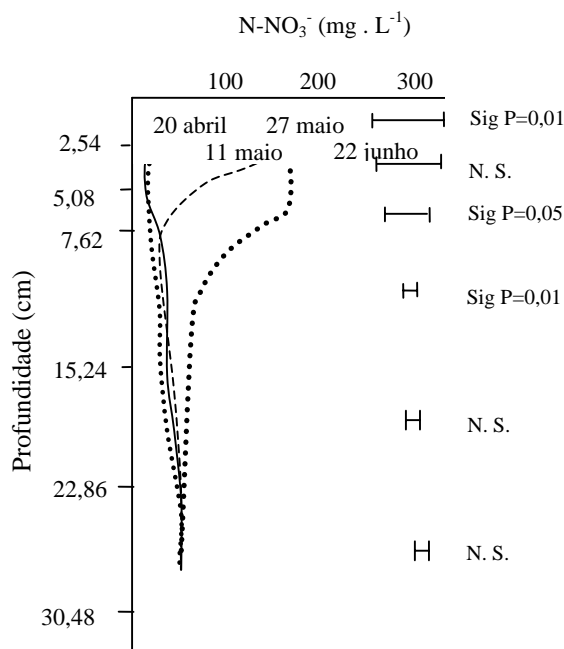


Figura 2 – Distribuição do N-NO₃⁻ em épocas distintas no perfil do solo em Katherine, Austrália (adaptado de Wetselaar, 1960). As últimas chuvas foram relatadas em 20 de abril. Assim, em 22 de junho estavam em plena estação seca, que durou cinco meses.

Dessa forma, no período de seca, quando a evaporação supera a precipitação, pode ocorrer ascensão do NO₃⁻ por capilaridade, como foi observado por Wetselaar (1960). Atribuíram-se os picos de N-NO₃⁻ formados na superfície durante o início das chuvas a esta ascensão capilar e ao metabolismo de microrganismos, constituindo o *flush* ou fluxo sazonal de NO₃⁻.

Após observar o comportamento semelhante de NO₃⁻ e Cl⁻ em duas estações bem definidas, foi concluído que a principal causa para o acúmulo de NO₃⁻ próximo à superfície deveu-se ao movimento capilar. Além disso, afirmou que o nível máximo de acúmulo deu-se a partir de uma profundidade acima da rocha matriz. Neste nível, o solo apresentou uma estrutura mais aberta e solta. Imediatamente abaixo, o solo era rígido e compactado (Wetselaar, 1960).

Nardoto e Bustamante (2003), estudando os efeitos do fogo sobre a mineralização do nitrogênio nos solos do cerrado, verificaram o acúmulo de N-NO₃⁻ na camada de 0 a 5 cm no início da estação chuvosa. Após a queimada, encontraram uma concentração de NO₃⁻ duas vezes maior do que aquela verificada na área controle. Esse fato foi atribuído à ascensão capilar do NO₃⁻, devido ao calor das queimadas, após intenso período de mineralização, associada à atividade microbológica no solo.

Na verdade, o movimento do NO₃⁻ está associado às forças que regem o deslocamento da água. O movimento da água no solo ocorre em função das diferenças de potencial das moléculas de água. Assim, considerando que a tendência de toda matéria seja assumir o estado de energia mínima, a água move-se no sentido de diminuir seu potencial total (Reichardt e Timm, 2004). Essa visão dos fenômenos físicos contribui para a caracterização das concentrações de NO₃⁻ nos solos do Trópico Úmido em distintos períodos do ano, na dependência das taxas de precipitação e de outras variáveis climáticas.

O potencial matricial (φ_m) tem importante colaboração na ascensão de NO₃⁻ proposta por Wetselaar (1960) e observada por Oliveira et al. (2001) na

época de precipitação minimizada. Sem a presença de uma membrana semipermeável que delimite compartimentos no solo, tanto a água quanto as substâncias dissolvidas movem-se livremente até entrarem em equilíbrio. Esse movimento ocorre por difusão, resultado das diferenças de potencial hídrico (Reichardt e Timm, 2004).

Para acompanhar o movimento de N-NO_3^- no perfil de solos, Oliveira et al. (2001) analisaram a distribuição de doses crescentes de nitrogênio aplicadas na forma de resíduo. Observaram comportamentos diferenciados para cada profundidade, os quais podem ser atribuídos à percolação da água da chuva e à ação do sistema radicular das plantas de cana-de-açúcar na absorção do nitrogênio.

A partir disto, podem-se observar os movimentos da massa de água regidos pela dose de fertilizante utilizada. Com as chuvas de primavera-verão na região de Piracicaba, São Paulo, novamente foram verificados fluxos descendentes de água (Oliveira et al., 2001). Já os dados para N-NH_4^+ , apresentavam valores de lixiviação inferiores a 0,6% dos totais lixiviados de N-NO_3^- . Isso pode ser um indicativo de que no solo estudado, quando bem drenado e com o predomínio de condições aeróbicas, o NH_4^+ foi rapidamente oxidado a NO_3^- .

Os decréscimos dos teores de N após a aplicação de fertilizante foram associados ao elevado índice de precipitações ocorridas durante seis meses (1350 mm). O fato aumentou a movimentação de N-NO_3^- para as camadas subsuperficiais do solo. Esses decréscimos também se referem à possibilidade de mineralização do N-orgânico do resíduo. Por outro lado, os acréscimos nos teores de N-NO_3^- para esses mesmos tratamentos (setembro, outubro, novembro) ocorreram, provavelmente, em função do aumento na taxa de decomposição do resíduo orgânico, quando a temperatura média do ambiente foi elevada e com o retorno da temporada de chuvas (Oliveira et al., 2001).

Certamente, a intensidade e a frequência das chuvas concentradas na estação úmida são suficientes para diminuir a disponibilidade de nutrientes em solos com reduzido teor de matéria orgânica e sistematizados para o uso agrícola. Dessa forma, o monitoramento da adubação nitrogenada ocorre em função da principal espécie utilizada, que é o N-NO_3^- .

Na região Tropical, o início do período chuvoso implica grande disponibilidade de NO_3^- no solo (Wetselaar, 1960). Entretanto, as taxas de radiação fotossinteticamente ativa durante este período são muito reduzidas e a oferta de esqueletos de carbono para assimilação de N nas plantas diminui.

Nestas condições, o acúmulo de NO_3^- no solo está basicamente concentrado nos meses de dezembro e janeiro, quando as taxas de precipitação elevam-se. Já nesta época, haveria ocorrido a ascensão de N-NO_3^- das camadas mais profundas, somada ao acúmulo de NO_3^- proveniente da mineralização da matéria orgânica nas camadas superiores do solo, estabelecendo o fluxo sazonal de NO_3^- (Rodrigues et al., 2004).

Em Campinas, São Paulo, durante o período de seca (julho), ocorreu uma evidente redução nos teores de NO_3^- disponíveis no solo (Raij, 1991). Essa redução foi atribuída à imobilização nas plantas e na matéria orgânica do solo, de forma mais complexa, em moléculas maiores. Em novembro, com o início das chuvas, surgiram condições para a mineralização da matéria

orgânica. Nesse período, aumentou a evolução de CO_2 no solo, juntamente com a disponibilidade de NH_4^+ , logo convertido em NO_3^-

Kelling et al. (1977) encontraram significativas perdas de nitrogênio (N) por lixiviação em Chenossolos cultivados com cereais que receberam 2720 e 5440 $\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N total, através de lodo de esgoto anaeróbico. No período de 10 a 15 meses após a aplicação do esgoto, as amostras de solução do solo coletadas na camada de 1,2 a 1,5 m apresentaram picos de concentração de N-NO_3^- entre 78 e 225 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ acima dos valores observados nas testemunhas para a menor e a maior dose aplicada.

Aschmann et al (1992) avaliaram as concentrações de N-NO_3^- em 0,8 m de profundidade de um Alissolo sob floresta. As doses até 200 $\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N-total aplicadas via lodo de esgoto aeróbico não ofereceram riscos de contaminação de águas subterrâneas.

Entretanto, os movimentos do NO_3^- nos solos tropicais não são exclusivamente governados pelas características pluviométricas e pedogenéticas. O sistema de preparo do solo e a forma de aplicação dos fertilizantes nitrogenados guardam grande relação com a retenção da forma nítrica nos sistemas agrícolas (Sangoi et al., 2003 e Trivelin et al., 2002). Experimentos em um Nitossolo Vermelho e em um Neossolo Quartzarênico mantendo restos culturais de aveia preta, mostraram que a magnitude das perdas de nitrogênio por lixiviação foi negativamente afetada no primeiro solo, enquanto no segundo os restos culturais estimularam a lixiviação após a incorporação de uréia (Sangoi et al., 2003).

Trivelin et al. (2002) utilizaram dois restos culturais (palha e vinhaça) e quatro doses de N em plantio de cana-de-açúcar e monitoraram a desnitrificação no solo. Os resultados indicaram que há uma relação direta entre a quantidade de resíduos culturais incorporados e o efeito residual do N-uréia no solo.

Na palha, o efeito residual do N-uréia ocorreu nos tratamentos em que o fertilizante foi aplicado sobre a superfície, indicando imobilização do fertilizante pela biomassa microbiana. Isso permitiu o desenvolvimento de elevada relação C:N. Por outro lado, quando aplicaram o fertilizante em profundidade, sem a cobertura de palha, houve recuperação de 40% do N-uréia. Nesse caso, a volatilização do fertilizante foi minimizada pela presença de cobertura (Trivelin et al., 2002).

Provavelmente, a conservação dos fertilizantes em uma forma mais complexa pode contribuir para a diminuição das perdas por deslocamento de NO_3^- para regiões profundas do solo.

CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR FORMAS NITROGENADAS

O estudo dos processos que regem a lixiviação, ascensão e metabolismo do nitrogênio no solo ultrapassa o interesse agrônomo. A perfeita manipulação de fertilizantes e de resíduos domésticos e industriais ricos neste elemento representa importante questão ambiental e de saúde pública.

Compostos nitrogenados em diferentes estados de oxidação são indicadores da contaminação de aquíferos em consequência da atividade agrícola ou de condições higiênico-sanitárias insatisfatórias (Bouchard et al., 1992). Entre esses compostos, o nitrato é mais abundante e geralmente é encontrado em baixos teores nas águas superficiais, mas atinge elevadas concentrações em águas profundas.

O consumo de nitrato através das águas de abastecimento está associado a dois efeitos adversos à saúde: a indução de metemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (Alaburda e Nishihara, 1998). A manifestação da metemoglobinemia depende da conversão bacteriana de NO_3^- a NO_2^- durante a digestão na boca e no trato gastrointestinal. Como no Brasil as águas subterrâneas constituem importante fonte de abastecimento e a lixiviação de NO_3^- é uma realidade, há que se atentar para os efeitos deletérios da contaminação.

Alaburda e Nishihara (1998) encontraram teores de pelo menos uma forma do nitrogênio em desacordo com a legislação estadual paulista em 15% das amostras de águas de poços analisadas, enquanto 4% das amostras apresentaram concentrações de NO_3^- em desacordo com a legislação federal. As análises foram conduzidas em águas de poços do estado de São Paulo.

Além dos efeitos sobre a saúde humana, o acúmulo de fontes nitrogenadas permite o crescimento de microalgas como as cianobactérias *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena flosaquae*. Elas produzem doenças hepáticas crônicas e problemas respiratórios em peixes cosmopolitas. A multiplicação de certos dinoflagelados, como a alga *Pfiesteria*, implica a liberação de toxinas que causam letargia, perda de apetite e alterações histopatológicas como tumores e neoplasias no fígado, nos intestinos e na pele de alguns peixes (Aguire et al, 2002).

CONCLUSÕES

A adubação nitrogenada tornou-se uma prática comum em solos na região do Trópico Úmido. Exatamente nesses solos, à época do início das chuvas, há o acúmulo temporário de N-NO_3^- nos solos, denominado fluxo sazonal de NO_3^- . Foi comprovado que este aparecimento é um fenômeno microbiológico, quando as condições de temperatura e precipitação são favoráveis. Além disso, após a época seca, torna-se um evento físico, uma vez que foi relatada a ascensão de N-NO_3^- com a reduzida precipitação e elevada evapotranspiração.

O domínio da dinâmica do nitrogênio ultrapassa interesses agrônômicos, uma vez que o N-NO_3^- lixiviado até camadas muito profundas está fora da capacidade absorvente do sistema radicular das culturas. Isso conduz à contaminação de aquíferos, implicando perda de saúde e ameaça ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASCHMANN, S. G., MCINTOSH, M. S., ANGLE, J. S., HILL, R. L. Nitrogen Movement Under a Hardwood Forest Amended with Liquid Wastewater Sludge. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.38, p.249-263, 1992.

AGUIRE, A. A., OSTFELD, R. S., TABOR, G. M., HOUSE, C., PEARL, M. C. **Conservation medicine – ecological health in practice**. New York: Oxford University Press, 2002, 407p.

ALABURDA, J. E NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços, **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v.32, n.2, p.160-165, 1998.

BARRADAS, C.A.A.; FREIRE, L. R.; DE ALMEIDA D.L. E DE-POLLI, H. Comportamento de adubos verdes de inverno na região serrana fluminense, **Pesq. Agropec. Bras**, Brasília, v.36, n12, p.1461-1468, 2001.

BOUCHARD, D. C., WILLIAMS, M. K. E SURAMPALLI, R. Y. Nitrate contamination of ground water: sources and potential health effects, **Journal of American Water Works Association**, Denver, v.84, p.85-90, 1992.

BRITTO, D.T.; GLASS, A.D.M.; KRONZUCKER, H.J. E SIDDIQI, M.Y. Cytosolic Concentration and Transmembrane Fluxes of $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$. An Evaluation of Recent Proposals, **Plant Physiology**, Stanford, v.125, p.523-526, 2001.

CONTI, J. B. E FURLAN, S. A. Geocologia: o Clima, os Solos e a Biota. In: ROSS, J. L. S. (org.) **Geografia do Brasil**. São Paulo: Edusp, 2003, p. 67-208.

DUWIG, C., BECQUER, T., CLOTHIER, B. E., VAUCLIN, M. A. Simple Dynamic Method to Estimate Anion Retention in an Unsaturated Anion Retention in an Unsaturated Soil, **Earth and Planetary Sciences**, Amsterdam, v.328, p.759-764, 1999.

FAGERIA, N.K. Manejo da calagem e adubação do Arroz, In: BRESEGHELLO, F. e STONE, L.F. (ed.) **Tecnologia para arroz de terras altas**. Santo Antônio de Goiás: EMBRAPA, 1998, p.67-78.

FERNANDES, M.S.. **Absorção e Metabolismo de Nitrogênio em Plantas**. Seropédica:UFRRJ, 1978. 50p. (Boletim Técnico n.1).

FERNANDES, M.S.. Efeitos de fontes e níveis de Nitrogênio sobre a absorção e assimilação de N em arroz, **Rev. Bras. de Fisiol. Vegetal**, São Paulo, v.2, n.1, p.71-76, 1990.

<http://www.inmet.gov.br/cgi-bin/grafmet.pl.cgi>, consultado em 22/01/2004.

KELLING, K. A., WALSH, L. M., KEENEY, D. R., RYAN, J. A., PETERSON, A. E. A field study of the agricultural use of sewage sludge: II. Effect on soil N and P, **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.6, p.345-352, 1977.

NARDOTO, G. B E BUSTAMANTE, M. M DA C. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil, **Pesq. Agropec. Bras**, Brasília, v.38, n.8, p.955-962, 2003.

OLIVEIRA, F. C., MATTIAZZO, M. E., MARCIANO, C. R., MORAES, S. O. Lixiviação de Nitrato em um Latossolo Amarelo Distrófico Tratado com Lodo de Esgoto e Cultivado com Cana-de-açúcar, **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.58, n.1, p.171-180, 2001.

RAIJ, B. VAN. **Fertilidade do Solo e Adubação**. Piracicaba, São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, POTAFOS, 1991, 163-179.

DUWIG, C., BECQUER, T., CLOTHIER, B. E., VAUCLIN, M. A. Simple Dynamic Method to Estimate Anion Retention in an Unsaturated Anion Retention in an Unsaturated Soil, **Earth and Planetary Sciences**, Amsterdam, v.328, p.759-764, 1999.

REICHARDT, K. e TIMM, L.C. Solo, Planta e Atmosfera. Barueri, São Paulo: Ed. Manole, 2004, 478p.

RODRIGUES, F. S., SOUZA, S. R. DE, RODRIGUES, F. S. E FERNANDES, M. S. Nitrogen Metabolism in Rice Cultivated Under Seasonal Flush of Nitrate, **Journal of Plant Nutrition**, Athens, v.27, n.3, p.395-409, 2004.

SANGOI, L. ERNANI, P. R., LECH, V. A., RAMPAZZO, C. Lixiviação de Nitrogênio Afetada pela Forma de Aplicação da Uréia e manejo dos Restos Culturais de Aveia em dois Solos com Texturas Contrastantes, **Ciência Rural**, Santa Maria, v.33, n.1, p.65-70, 2003.

STEINMETZ, S. E MEIRELES, E.J.L. Clima In: VIEIRA, N.R.A; SANTOS, A.B. e SANT'ANA, E.P. (ed.) **Cultura do Arroz no Brasil**. Santo Antônio de Goiás: EMBRAPA, 1999, p.59-87.

TRIVELIN, P.C.O.; DE OLIVEIRA, M.W.; VITTI, A.C.; GAVA, G.J. DE C. E BENDASSOLI, J.A. Perdas do Nitrogênio da Uréia no sistema solo-planta em dois ciclos de cana-de-açúcar, **Pesq. Agropec. Bras**, Brasília, v.37, n.2, p.193-201, 2002.

VAN LOON, G.W. E DUFFY, S.J. **Environmental Chemistry**. New York: Oxford University Press, 2001, 492p.

WETSEELAR, R. Capillary movement of nitrate towards tropical soil surfaces, **Nature**, London, v.186, p.572-573, 1970.