

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Perdas nitrogenadas e recuperação aparente de nitrogênio em fontes
de adubação de capim elefante**

Mariana Pares Andreucci

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Agronomia. Área de concentração:
Ciência Animal e Pastagens**

**Piracicaba
2007**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Andreucci, Mariana Pares

Perdas nitrogenadas e recuperação aparente de nitrogênio em fontes de adubação de capim elefante / Mariana Pares Andreucci. - - Piracicaba, 2007.

102 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.
Bibliografia.

1. Adubação 2. Amônia 3. Capim elefante 4. Fertilizantes nitrogenados 5. Lixiviação do solo 6. Nitratos 7. Título

CDD 633.2

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

Mariana Pares Andreucci
Engenheiro Agrônomo

**Perdas nitrogenadas e recuperação aparente de nitrogênio em fontes de
adubação de capim elefante**

Orientador:
Prof. Dr. **MOACYR CORSI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Agronomia. Área de concentração:
Ciência Animal e Pastagens

**Piracicaba
2007**

À minha família:

Ao meu pai André Andreucci, meu avô Mário Pares e minha avó Laura Ramalho Pares (todos *in memorium*) que através do trabalho árduo e atitudes filantrópicas, me deixaram nobres heranças morais.

À minha mãe Ana Maria Pares Andreucci, cujo exemplo não me canso de seguir. Exemplo de valentia, dedicação, abdição e postura ética e moral que só me trazem orgulho.

Aos meus irmãos, amigos e pais Rodrigo, Andrea e Julia Alice cujo apoio foi fundamental à toda minha formação e crescimento, bem como às suas famílias que só me trouxeram alegrias.

DEDICO

“O fluxo da vida – Você nunca pode pisar na mesma água duas vezes, meu amigo. Assim como a água corrente, a vida é um movimento perpétuo. Não há nada fixo. Sejam quais forem seus problemas no futuro, lembre-se bem de que eles não podem permanecer parados, devem se movimentar junto com seu espírito vivo. Do contrário, você deslizará para o artificialismo ou tentará endurecer o que sempre flui. Para evitar isso, você deve mudar e ser flexível. Lembre-se que a utilidade do copo está em seu vazio.”

Bruce Lee

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Moacyr Corsi por me orientar e servir de exemplo profissional e moral, como amigo e orientador. Por ter acreditado em mim e ter me dado inúmeras oportunidades de crescimento profissional e pessoal ao ter me proporcionado esta convivência. Por me mostrar que os desafios encontrados são proporcionais à nossa disposição de trabalho.

Ao Dr. Marco Antonio Penatti por ter me iniciado no trabalho de experimentação com pastagens, orientado como estagiária e ter sido fundamental em toda a condução deste mestrado, principalmente com as sugestões feitas e amizade.

Ao Prof. Dr. Paulo Lenonel Libardi e seus orientados Flávia Fernandes, Alex e Jaedson por terem sempre me ajudado e me acolhido, sendo solícitos e trazendo valiosas sugestões à condução deste estudo.

Ao Prof. Dr. Paulo César Ocheuze Trivelin por me ajudar na condução deste estudo, com orientação e sugestões, e à equipe do CENA, nas pessoas de Josiane Meloto e Hugo por me auxiliarem nas análises laboratoriais.

Ao Prof. Dr. Gerson Mourão pela paciência e ajuda com as análises estatísticas.

Aos amigos de trabalho Fernando Masello Junqueira Franco e Ricardo Cazerta Duarte Goulart por estarem sempre presentes, pela amizade e convivência durante todo o período do mestrado.

Ao Projeto CAPIM que foi fundamental à minha formação profissional e pessoal, onde tive verdadeiros amigos e pude aprender com todos os pesquisadores que por lá passaram, como Daniel Pagotto, Marco Antonio Balsalobre, Patrícia Menezes Santos, Geraldo Bueno Martha Jr, e ao amigo Miguel José Thomé Menezes por ter adicionado tanto a este projeto.

A todos os estagiários do Projeto CAPIM, fundamentais à condução deste experimento e sem a ajuda dos quais nada seria feito.

Às amigas Giuliana Del Nero Velasco e Paula Salgado por todo o apoio e disposição na finalização deste trabalho. Se hoje sei qual o verdadeiro valor de amizade e companheirismo é graças a vocês.

Às amigas Estela Marina Siqueira Marques, Maria Luiza Lye Jomori, Maria Teresa Portes e Priscila Pereira Coltri por terem sido tão presentes em todas as etapas, nem sempre tão fáceis mas que sempre foram abrandadas por vocês.

À República Gaiola das Lokas que através das diferenças me ensinou tanto sobre convivência e respeito e por sempre me mostrar que realmente de perto ninguém é normal.

Ao Dr. Juliano Fernandes (Gomão) por me ensinar a trabalhar e mostrar que o trabalho árduo não tem distinção entre homem e mulher desde que feito com responsabilidade e dedicação.

Ao Dr. José Renato e Dra. Laísse Garcia, grandes amigos e muito importantes na minha formação profissional.

Aos colegas de Ano Leitinho, tão fundamentais à minha formação e que estarão sempre presentes, principalmente Carina Mendes, Fabio Hodeki Yabuta, Renato José Plachi, Rafael Zonzini Mathes da Costa e Vitor de Silos Labonia.

Ao Eng. Agrônomo Maurício Pinto sempre exemplo de dedicação à profissão de agrônomo.

À Eliana Garcia e Silvia Zinsly pela amizade e disposição em sempre me ajudar

A todos os amigos de trabalho no Centro de Treinamento, principalmente o mestrando Leandro, por sempre me ajudarem na condução do experimento.

Aos funcionários do Depto. de Zootecnia, principalmente ao Sr. Laureano, Juscelino e Emerson que sempre estiveram prontos a me ajudar.

À equipe do laboratório de bromatologia, principalmente Dra. Carla Bittar e César

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” por ter sido tão importante no meu aprendizado profissional e moral sendo um lugar que sempre me trará as melhores lembranças.

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	10
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	12
1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 Fontes	18
2.2 Volatilização	25
2.3 Lixiviação	33
2.4 Recuperação aparente	38
3 MATERIAL E MÉTODOS	46
3.1 Caracterização da área experimental	46
3.2 Período experimental, delineamento experimental e caracterização dos tratamentos.....	38
3.3 Caracterização das fontes de adubação usadas	48
3.4 Volatilização de amônia	49
3.5 Lixiviação de nitrato	50

3.6 Recuperação aparente de nitrogênio	52
3.7 Análise estatística	53
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.1 Produção	54
4.2 Volatilização	61
4.3 Lixiviação	70
4.4 Recuperação aparente	75
5 CONCLUSÕES	79
REFERÊNCIAS	81

RESUMO

Perdas nitrogenadas e recuperação aparente de nitrogênio em fontes de adubação de capim elefante

O manejo eficiente de fertilizações nitrogenadas em sistemas de exploração a pasto é peça chave para que melhores índices produtivos sejam alcançados. O conhecimento das perdas intrínsecas a esta prática e de fontes nitrogenadas alternativas às normalmente usadas proporciona a determinação de melhores eficiências e flexibilidade na escolha da forma do nitrogênio aplicado. Assim o presente estudo teve o objetivo de avaliar as perdas por lixiviação de nitrato e volatilização de amônia, juntamente com a recuperação aparente do nitrogênio, em pastagens de capim elefante manejadas sob elevada fertilidade do solo. O experimento foi conduzido em área do departamento de Zootecnia da ESALQ/USP, em Piracicaba. Adotou-se o delineamento experimental blocos ao acaso, com quatro blocos e seis tratamentos, que constaram da aplicação de 100 kg de N.ha⁻¹ por ciclo, sob a forma de uréia, nitrato de amônio, esterco de curral, cama de frango e ajifer. Ao todo foram realizados três ciclos de amostragem, de novembro de 2006 a fevereiro de 2007, totalizando a aplicação de 300 kg de N.ha⁻¹. Todos os resultados foram submetidos ao teste t à 5% de significância para a realização da análise estatística. As médias de produção de foram maiores para os tratamentos adubados com cama de frango e esterco, sendo de 3878,89 kg MSV.ha⁻¹ e 3873,67 kg MSV.ha⁻¹, respectivamente. Não foram observadas diferenças entre as recuperações aparentes do nitrogênio aplicado. As perdas por lixiviação de nitrato foram diferentes somente entre os ciclos, como consequência dos maiores índices de precipitação observados no terceiro ciclo amostrado, que apresentou média de $-0,2 \cdot 10^{-4}$ kg de NO₃⁻.ha⁻¹.dia⁻¹. Os valores de amônia volatilizada foram diferentes entre os ciclos e entre os tratamentos, sendo que no primeiro ciclo as maiores perdas foram atribuídas ao esterco, com 20,58% do nitrogênio aplicado. A cama de frango apresentou as maiores perdas de volatilização durante o segundo ciclo, com perda de 10,71% do nitrogênio aplicado, enquanto no terceiro ciclo a uréia apresentou a maior perda de nitrogênio, com 22,23% do nitrogênio volatilizado. As perdas por volatilização mais expressivas foram registradas até 60 horas após a aplicação das fontes.

Palavras-chaves: Volatilização de amônia; Lixiviação de nitrato; Recuperação aparente,

Pennisetum purpureum

ABSTRACT

Nitrogen losses and aparent recovery of nitrogen in sources of fertilization of elephant-gass

The efficiency of nitrogen fertilization is one of the key elements to grass production. The knowledge of nitrogen losses within this practice associated with the application of alternative nitrogen sources provide efficient use and flexibility in choosing between nitrogen fertilizers. The objective of this study was to evaluate nitrate leaching, ammonium volatilization losses and apparent recovery of the applied nitrogen in elephant-grass pasture managed under high soil fertility. It was conducted at the Animal Science Department of ESALQ/USP, in Piraicaba – S.P. The statistical design was in complete randomized blocks, with four replicates and six treatments, which were the use of 100 kg N.ha⁻¹ as urea, ammonium nitrate, dairy manure, chicken litter and ajifer. There were three cycles of evaluations, from November 2006 to February 2007, resulting in 300 kg N.ha⁻¹ applied during the whole period. The results were statistically analysed by the t test with 5% significance. Chicken litter and dairy manure treatments provided the higher dry matter yields of 3878,89 DM.ha⁻¹ and 3873,67 kg DM.ha⁻¹, for each source respectively. Nitrate leaching losses were significant in the third cycle when $-0,2 \cdot 10^{-4}$ kg NO₃⁻.ha⁻¹.day⁻¹ was lost. Ammonia volatilization was different between cycles and sources. In the first cycle the dairy manure resulted in higher losses of 26,42 kg N.ha⁻¹. Chicken litter and urea lost 23,97 and 22,27 kg N.ha⁻¹, respectively. In the second cycle urea presented the higher losses of 22,50, while dairy manure and chicken litter lost 6,01 and 15,88 kg N.ha⁻¹. During the third cycle urea presented higher losses than , with 40,12 kg N.ha⁻¹, dairy manure and chicken , which were 2,71 and 11,93 kg N.ha⁻¹. Higher volatilization losses were observed until 60 hours after fertilization.

Keywords: Ammonia volatilization, nitrate leaching, aparente recovery, *Pennisetum purpureum*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Esquema de <i>priming effect</i> . (a) aceleração da decomposição da matéria orgânica – <i>priming effect</i> positivo; (b) retardamento da decomposição da matéria orgânica – <i>priming effect</i> negativo39
Figura 2 –	Divisão da área experimental47
Figura 3 –	Balanço hídrico da região de Piracicaba durante o ano de 200638
Figura 4 –	Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica durante o ano de 2006 na região de Piracicaba59
Figura 5 –	Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha^{-1}) no ciclo 166
Figura 6 –	Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha^{-1}) no ciclo 266
Figura 7 –	Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha^{-1}) no ciclo 367
Figura 8 -	Excedente e déficit hídrico durante o começo do ano de 200771
Figura 9 –	Capacidade de troca aniônica nas profundidades de solo de acordo com o tratamento imposto, onde F1 e F2 são aplicação somente de fertilizante nitrogenado e MF1 e MF2 são aplicação de fertilizante nitrogenado e esterco de curra73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Composição do ajifer.....	21
Tabela 2 –	Relação N/P ₂ O ₅ em plantas e no esterco e relação N/P ₂ O ₅ efetiva do esterco.....	24
Tabela 3 –	Teores de nutrientes no solo da área experimental	47
Tabela 4 –	Soma de bases, CTC, saturação de bases, saturação em alumínio e teor de enxofre na área experimental.....	47
Tabela 5	Teores de cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn), Manganês (Mn), boro (B) na área experimental	47
Tabela 6 –	Composição do esterco de curral e da cama de frango usados	49
Tabela 7 –	Composição de micronutrientes e relação C/N do esterco e da cama de frango	49
Tabela 8 –	Produção de matéria seca verde (kg MSV ha ⁻¹) nos três ciclos de produção de acordo com as fontes utilizadas	54
Tabela 9 –	Produção de matéria seca total de seis cortes de braquiária em função de fontes de nitrogênio	55
Tabela 10 –	Perdas totais de nitrogênio (kg N ha ⁻¹) para as fontes de acordo com o ciclo de avaliação	62
Tabela 11 –	Perdas por volatilização (kg N ha ⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 1, realizado no mês de novembro de 2006	68
Tabela 12 –	Perdas por volatilização (kg N ha ⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 2 , realizado no mês de dezembro de 2006	68
Tabela 13 –	Perdas por volatilização (kg N ha ⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 3, realizado no mês de janeiro de 2007	69

Tabela 14 –	Fluxo diário de nitrato ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) durante os ciclos avaliados	70
Tabela 15 –	Quantidade de nitrogênio ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) em cada ciclo de amostragem	71
Tabela 16 –	Quantidade de nitrogênio (kg ha^{-1}) perdida no total acumulado dos três ciclos de amostragem	72
Tabela 17 –	Recuperação aparente de nitrogênio (%) dos ciclos 1 e 3	75
Tabela 18 –	Varição dos valores de recuperação de nitrogênio (%) para a dose de $90 \text{ kg de N ha}^{-1}$ aplicado sob a forma de esterco	76

1 INTRODUÇÃO

As baixas produtividades por área das pastagens brasileiras, com lotação média de 0,86 UA.ha⁻¹ (CEPEA, 2007) refletem a maneira extrativista e pouco intensificada de exploração em que os nossos sistemas de produção se encontram. A busca por pastagens manejadas intensivamente vem crescendo nos últimos anos, e por consequência a manutenção e/ou melhoria da fertilidade do solo vem como fator intrínscico a este tipo de exploração. Pastagens manejadas intensivamente têm uma parte considerável de seus custos representada pela fertilização, principalmente a nitrogenada, uma vez que este é um dos elementos mais exigidos por plantas forrageiras e sua ineficiência de uso pode inviabilizar a exploração da pastagem.

A fertilização através da ciclagem de nutrientes vindos da excreção de animais em pastejo não é estratégia interessante. Em pastagens as fezes depositadas pelos animais em pastejo, uma vez que a distribuição é errática, não representam uma entrada a mais de nitrogênio ao sistema (LETERME et al., 2000).

O manejo da fertilidade do solo de pastagens manejadas intensivamente é um dos fatores mais importantes para que melhores índices de produtividade sejam atingidos, principalmente no que se refere à adubação nitrogenada. O fato de que o nitrogênio tem importante papel nos processos fotossintéticos e na constituição de tecidos vegetais nos dá idéia da responsabilidade deste em características como aparecimento de perfilhos, tamanho e expansão de folhas e colmos (BONFIM-DASILVA, 2005), resultando em maiores quantidades de forragem produzida.

A resposta de plantas forrageiras à aplicação deste nutriente já foi relatada por inúmeros trabalhos (MENEZES, 2004; LUGÃO, 2001; CORSI, 1984; VICENT-CHANDLER, 1973). Bahmani et al. (2001), McKenzie (1998) e Wilkins et al. (1997) observaram respostas à adubação nitrogenada no aumento da produção de perfilhos em azevém. Boggiano et al. (2001) avaliaram três doses de nitrogênio em Bahiagrass e constataram que a adubação aumentou o comprimento de folhas, o índice de área foliar e o perfilhamento, bem como a produção de matéria seca, sendo que as maiores produções de matéria seca foram obtidas com doses de 500 kg de N.ha⁻¹.

Alguns estudos têm demonstrado que a rebrota de plantas forrageiras é dependente da reserva nitrogenada, e não somente da reserva de carboidratos. Ourry, Kim e Boucaud (1994) observaram correlação do nível de nitrogênio, no início da rebrota, em raízes e coroas de plantas de alfafa com a massa seca da parte aérea após 24 dias do início da rebrota.

Melhores produtividades são alcançadas quando um manejo eficiente de nutrientes é adotado, tornando necessário o conhecimento da dinâmica de uso destes nutrientes. A adubação nitrogenada é uma das práticas que apresentam maiores questionamentos quanto ao seu uso, pois as perdas ocorridas são de grande ordem, variam muito e a mobilidade do nitrogênio é alta no sistema solo-planta.

O nitrogênio é um dos elementos mais exigidos e fornecidos em sistemas agrícolas. O manejo de adubações nitrogenadas também é um dos mais complexos devido a fatores relacionados ao custo do uso dos fertilizantes nitrogenados decorrente de problemas na eficiência de algumas fontes (MARTHA Jr., 2003; MENEZES, 2004) e da grande quantidade de energia demandada para sua obtenção (VITTI; MALAVOLTA; COUTINHO, 1984), e ao potencial poluente deste elemento, tanto para águas de superfície como subterrâneas.

Hoje a necessidade de se estudar mais fontes de adubação nitrogenada em pastagens é crescente uma vez que temos baixas eficiências relacionadas à uréia (PRIMAVESI et al., 2001) e alto potencial poluente de aplicações de esterco durante longos períodos de tempo (Van HORN, 1995).

A intensificação do sistema de produção à pasto é intimamente ligada ao manejo da adubação nitrogenada. Porém a eficiência desta adubação ainda é um entrave ao seu melhor uso, uma vez que o nutriente pode ser perdido tanto em um sistema intensificado, por repelência de cargas por exemplo, como em um que está começando a ser intensificado ou recuperado. Esta ineficiência é demonstrada no trabalho de Oliveira et al. (2005) onde as plantas em estado de degradação mostram baixas respostas à adubação nitrogenada devido à ausência de resposta, no primeiro ano, à aplicação de doses de nitrogênio de 70, 140 ou 210 kg de N.ha⁻¹, com ou sem enxofre. A falta de estruturas necessárias à absorção de nutrientes, bem como a situação de

estresse em que as plantas se apresentam podem ser as causas da ausência de respostas produtivas à adubação nestas condições.

A absorção nitrogenada pode ser governada basicamente pela demanda de nitrogênio criada pelo ritmo de crescimento empregado pela planta, sempre que a quantidade deste fornecida às raízes é suficientemente alta e não há nenhum impedimento ambiental à absorção radicular, como deficiência oxigenada, baixas temperaturas (ENGELS; MARSCHNER, 1995) excesso de Al no solo, entre outros.

Lemaire; Chapman (1996) citam que a dependência do nitrogênio do solo é maior quando a planta forrageira é pastejada severamente, podendo assim haver, para cada nível de intensidade de manejo da pastagem, uma demanda diferente por nutrientes, principalmente nitrogênio. Aguiar (2004) mostrou que em intensidades diferentes de pastejo a disponibilidade de nitrogênio à planta também mudava. Neste estudo resíduos pós-pastejo de 1000, 2500 e 4000 kg.ha⁻¹ de MS verde, com eficiências de pastejo de 75, 67 e 47%, resultaram em quantidades de 32, 39 e 41% do nitrogênio aplicado que permanecia disponível às plantas. Esta informação nos mostra que quanto maior a severidade de desfolha, menor a quantidade de nitrogênio disponibilizada à planta.

Sistemas em que o manejo da fertilidade ainda é precário, a eficiência de adubação nitrogenada pode ser limitada devido à menor quantidade de sistema radicular efetivo, menor ritmo de crescimento da planta e menor manutenção do nutriente no sistema devido a baixos teores de matéria orgânica.

Porém em sistemas de exploração com boa fertilidade do solo, ou seja, solos com teores acima de 31 mg.dm⁻³ de P, de 3,1 mmolc.dm⁻³ de K, saturação de bases acima de 70 % (RAIJ, 1991) e matéria orgânica acima de 4% (RIBEIRO et al., 1999), a eficiência da adubação nitrogenada pode ser prejudicada por perdas diferentes das encontradas em solos de baixa fertilidade.

Processos como lixiviação de nitrato, que em muitas vezes são considerados pouco expressivos em pastagens (MARTHA Jr., 2001) podem ter maior participação. Isto se deve ao fato de que o nitrogênio fornecido pode não estar todo sendo aproveitado pela planta, podendo ser perdido por repelência de cargas negativas fornecidas por teor elevados de matéria orgânica. A volatilização de amônia pode ser

potencializada devido à maior quantidade de matéria orgânica presente na área, resultando em maior atividade de urease.

Estas perdas nitrogenadas podem inviabilizar os sistemas de intensificação tanto economicamente como ambientalmente uma vez que alguns países europeus já começam a limitar a aplicação de nutrientes. Na Inglaterra a poluição dos recursos hídricos por lixiviação de nitrogênio na forma de nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) é reconhecida como um problema potencial e as fazendas foram identificadas como a maior fonte deste tipo de poluição. Em alguns estados já existem legislações que limitam a quantidade de nitrogênio aplicada no solo a partir de esterco, não podendo esta exceder $250 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ em áreas de gramíneas e $210 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ em áreas sem gramíneas (SMITH; CHAMBERS , 1995).

De acordo com Meirelles, Libardi e Reichardt (1980) a importância do nitrogênio se destaca principalmente em solos de região de clima tropical úmido onde há grande mobilidade deste elemento e intensa mineralização de matéria orgânica. Assim, é de suma importância o uso eficiente de adubos nitrogenados, sendo necessário o conhecimento dos processos e interações do sistema solo-planta-atmosfera a fim de se estabelecer menores perdas, melhor aproveitamento do nutriente pela planta, garantindo a sustentabilidade da exploração.

Assim, o presente trabalho teve como objetivo caracterizar as perdas nitrogenadas e a recuperação aparente de nitrogênio em cinco fontes de adubação de capim elefante, estabelecido em área de alta fertilidade e manejado intensivamente.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Fontes

O nitrogênio é o nutriente mais utilizado pelas culturas, principalmente forrageiras, sendo o seu custo de obtenção o mais caro, quando comparado a outros nutrientes. Para se obter 1 kg de nitrogênio são necessárias 16.800 Kcal, enquanto que para a obtenção de P_2O_5 e K_2O são necessárias 3.040 e 2.100 Kcal, respectivamente (VITTI; MALAVOLTA; COUTINHO, 1984). Assim, para que o manejo da adubação nitrogenada seja interessante, sua eficiência de uso deve ser a melhor possível e para que isso aconteça, algumas medidas como momento e estratégias de aplicação devem ser atrelados à qualidade e desempenho da fonte nitrogenada usada.

Como mostram dados da FAO (2004) o fertilizante nitrogenado mais usado por agricultores é a uréia, sendo que no Brasil este fertilizante responde por 60% dos adubos comercializados (CANTARELLA; MARCELINO, 2007). Seu menor custo energético de obtenção em relação a outras fontes como nitrato de amônio e sulfato de amônio torna-a uma opção interessante. Enquanto são necessárias 15,2 Mcal para a produção de 1 kg de nitrogênio na forma de uréia, são necessárias 22,5 Mcal para a mesma produção na forma de sulfato de amônio e por volta de 15,4 Mcal na forma de nitrato de amônio (VITTI; MALAVOLTA; COUTINHO, 1984). Outro fator que favorece o uso da uréia é que essa possui alta solubilidade, cerca de $119 \text{ g} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ de H_2O (TOMÉ Jr., 1997), e alta taxa de absorção foliar (CANTARELLA; MARCELINO, 2007).

Uma parte do nitrogênio volatilizado pode ser reabsorvida pela planta, como mostra Martha Jr. (2003). Neste estudo foram observados valores de absorção foliar da ordem de 2,5% para dose de $120 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N-uréia e de 16,4% para dose de $40 \text{ Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N-uréia volatilizado. Estes valores são dependentes do ponto de compensação de amônia na planta, da concentração de N-amônia na atmosfera e da área foliar apresentada pela cultura.

Além de apresentar a obtenção mais barata energeticamente, a uréia apresenta maior concentração de nitrogênio, barateando assim custos relativos ao transporte do fertilizante. A uréia, $CO(NH_2)_2$, é obtida a partir da amônia e possui 45% de nitrogênio em sua composição. Porém, apresenta limitações ao seu uso no que diz respeito à sua

eficiência de utilização. Perdas por volatilização de amônia são as principais responsáveis pela baixa eficiência de uso da uréia, uma vez que podem ser da ordem de 36% (COSTA, 2001) até cerca de 80% (MARTHA Jr., 1999; PRIMAVESI et al., 2001).

A taxa de absorção de uréia pode ser similar à de amônio, porém não é de grande importância às plantas porque esta é rapidamente hidrolisada (CHAILLOU; LAMAZE, 2001). Quando aplicada ao solo, a uréia sofre o processo de hidrólise enzimática, resultante da ação da urease (CANTARELLA; MARCELINO, 2007).

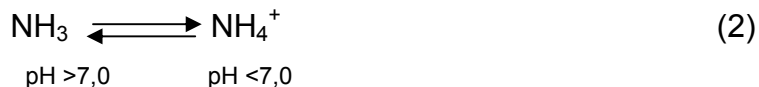
A urease é uma enzima abundante no solo e é essencialmente de origem microbiana, uma vez que grandes quantidades de bactérias e fungos no solo a processam. A atividade da urease aumenta de acordo com a magnitude da população microbiana do solo e com a quantidade de matéria orgânica presente neste, sendo que o seu suprimento no solo pode ser abundante na presença de resíduos de matéria vegetal na área (TISDALE et al., 1985).

A ação da urease é alta próximo à rizosfera, onde esta pode ser acumulada pela dinâmica de raízes e a atividade microbiana é intensa, podendo ser variável de acordo com a espécie de planta em questão e com a época do ano. Após a hidrólise ocorre a formação de carbonato de amônio que, por ser instável, desdobra-se em amônia, gás carbônico e água (VOLK, 1959).

Apesar da urease ter sua atividade favorecida por temperaturas até 37°C, a hidrólise da uréia pode ocorrer em temperaturas de 2°C ou menores. Isto mostra que uma porção da uréia aplicada sob baixas temperaturas pode ser disponibilizada mesmo no inverno e a partir da primavera (CANTARELA; MARCELINO, 2007).

Os fatores que mais influenciam a atividade da urease são temperatura e pH, seguidos pela umidade do solo. A quantidade de amônia livre pode ser um fator inibidor da ação da urease pois, como maiores concentrações de NH_3^+ podem ocorrer em pH maior que 7, ocorre inibição temporária da ação desta enzima após a adição da uréia no sistema (TISDALE, et al., 1985). Isto é devido ao fato de que o pH do solo em torno do grânulo de uréia sofre aumentos de pH (VITTI; MALAVOLTA; COUTINHO, 1984; TRIVELIN; LARA-CABEZAS; BOARETTO, 1994), podendo este ficar em torno de 8 a 9 (OVERREIN; MOE, 1967; TISDALE et al., 1985; KISSEL et al., 1988).

O pH aumenta devido ao fato de que as reações de hidrólise (equação 1) consomem prótons H^+ . A reação alcalina do solo desloca o equilíbrio dinâmico entre o amônio e a amônia do solo (equação 2) favorecendo a formação do segundo composto (CANTARELLA; MARCELINO, 2007).



O nitrato de amônio é uma fonte que possui 33% de nitrogênio em sua composição. Alguns inconvenientes do uso do nitrato de amônio são seu alto índice salino (105), solubilidade ($187 \text{ g} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ de H_2O) e higroscopicidade (59,4% UR à 30°C) (TOMÉ Jr., 1997). Outro problema desta fonte é relacionado à sua comercialização, que passou a ser restrita pelo exército com a portaria nº 019 de dezembro de 2002. Esta aprova as normas administrativas relativas às atividades com nitrato de amônio (NARANA) (DFPC, 2007) devido ao seu uso para a fabricação de explosivos.

Na maior parte dos solos não inundados, a concentração inicial de nitrogênio tem maior participação de nitrato do que amônio (MOROT-GAUDRY; TORAINÉ, 2000). Porém a maior quantidade de nitrato na solução do solo aliado à sua alta mobilidade conferem alto potencial de perda deste elemento por lixiviação. A desnitrificação é outro processo que dificulta o emprego de fontes nítricas em solos em condições de anaerobiose, como compactação e má drenagem.

A busca de fontes alternativas de fertilizantes nitrogenados é uma constante em quase todos os sistemas de produção. Para tanto o uso de resíduos de diversas indústrias, bem como de atividades como produção animal, tem sido amplamente difundido como solução de descarte desse material e como fonte de nutrientes a preços mais baratos.

Um dos resíduos que tem sido bastante usado em lavouras de cana-de-açúcar e em pastagens é o Ajifer, um subproduto da fermentação glutâmica do melaço de cana-de-açúcar. Após a fermentação, os cristais são separados e o líquido final pode ser

aplicado como resíduo orgânico, fornecendo nitrogênio, enxofre e outros nutrientes. Este resíduo apresenta cerca de 3% de nitrogênio amoniacal, 2% de nitrogênio orgânico e 4% de enxofre (COSTA, 2001), porém esta composição pode mudar uma vez que existem tipos diferentes de Ajifer em relação ao teor de matéria orgânica, nitrogênio, potássio, sulfato e cloreto. A composição do Ajifer é mostrada na Tabela 1.

Tabela 1 - Composição do ajifer

pH	3,2
Densidade (g.mL ⁻¹)	1,17
Matéria orgânica total (g.L ⁻¹)	315,35
Carbono total (g.L ⁻¹)	175,19
Nitrogênio total (g.L ⁻¹)	50
Fósforo (P ₂ O ₅) total (g.L ⁻¹)	2,48
Potássio (K ₂ O) (g.L ⁻¹)	11,8
Cálcio (Ca) (g.L ⁻¹)	0,33
Magnésio (Mg) (g.L ⁻¹)	0,69
Enxofre (S) (g.L ⁻¹)	47,27
Cobre (Cu) (ppm)	2
Manganês (Mn) (ppm)	19
Zinco (Zn) (ppm)	3
Ferro (Fe) (ppm)	122
Relação C/N	6/1

Fonte: Costa (2001)

Um resíduo muito usado para a fertilização do solo é a cama de frango. Para os anos de 1993 a 2003 a FAO indica que a produção de frangos cresceu 146%, enquanto que a de suínos cresceu 22% e a de bovinos 56,5%, sendo o Brasil o terceiro maior produtor mundial de aves (USDA, 2005). Este aumento na produção é acompanhado pelo aumento da produção de resíduos vindos desta atividade, como a cama de frango que é produzida numa proporção de 4 kg para cada ave no ano (KOZEN, 2003).

A cama de frango era muito usada na alimentação animal, porém com a ocorrência do mal da vaca louca (Encefalopatia Espongiforme Bovina) em rebanhos europeus em 2001 o governo brasileiro proibiu o seu fornecimento aos animais com o surgimento da Instrução Normativa nº 15 do Ministério da Agricultura. Assim, a cama de frango passou a ser usada como fertilizante como fonte de nitrogênio, fósforo, potássio e micronutrientes (CABRERA; CHIANG, 1994), além dos benefícios físico-químicos ao solo proporcionados pela adição de matéria orgânica ao sistema.

A cama de frango é basicamente uma mistura de excrementos de aves, restos de alimentos, penas e substratos de cama, como raspas de madeira, palha de arroz e cascas de café (GIANELLO; ERNANI, 1983; GOMIDE; SILVA; ZANETTI, 1989). A composição da cama de frango pode variar conforme o período de uso, natureza do substrato e período e forma de estocagem (CHIANG, 1994).

Viana et al. (1977) encontraram 89% de matéria seca, 20% de proteína bruta, 3% de cálcio e 0,9% de fósforo, enquanto que Melo et al (1973) obtiveram 83% de matéria seca, 24,3% de proteína bruta, 2,6% de cálcio e 1,3% de fósforo na composição da cama de frango.

O nitrogênio da cama de frango é presente sob a forma orgânica e inorgânica, podendo a proporção entre eles variar. As avaliações de Bitzer e Sims (1988) mostram que a forma inorgânica pode variar de 19 a 55% do nitrogênio total, podendo o NO_3^- compor de 0,2 a 19% do nitrogênio inorgânico. Sims (1987) mostrou que o NO_3^- formava cerca de 2 a 17% do nitrogênio inorgânico (0,5 a 6% do nitrogênio total) em camas de frango que foram estocadas por até 90 dias. Em outro estudo, Sims (1987) encontrou que o NO_3^- constituiu de 12 a 22% do nitrogênio inorgânico (3 a 5% do nitrogênio total) de camas de frango estocadas por aproximadamente 30 dias. Avaliações feitas por Cabrera et al (1994) diretamente das granjas, ou seja, em camas de frango que não haviam sido estocadas, mostraram que 36 a 38% do nitrogênio inorgânico (4 a 5% do nitrogênio total) era NO_3^- .

Outro resíduo da produção animal muito usado para a fertilização do solo é o esterco bovino. O esterco pode ser usado como fonte, principalmente, de nitrogênio, fósforo e potássio. A composição do esterco pode variar muito conforme a dieta dos

animais, mas em média os teores de nitrogênio não ultrapassam cerca de 1 a 2% (HAIJ, 1991).

Pesquisas em fazendas leiteiras do Estado de Nova York, nos Estados Unidos, mostram que 62% a 86% do input total de nitrogênio que ocorre na fazenda vem da alimentação dos animais, sendo que 64% a 76% desse nitrogênio acaba ficando na fazenda sob a forma de esterco (KLAUSNER, 1993).

A aplicação de esterco bovino para a fertilização do solo pode ser benéfica a partir do momento em que se cria uma solução para o escoamento do esterco produzido, embora muito tem sido discutido sobre os impactos ambientais decorrentes do uso do esterco, principalmente no que diz respeito à contaminação de água por perda de nutrientes. Porém as vantagens do uso dessa fonte não podem ser negligenciadas.

Fontes minerais são, sem dúvida, muito mais fáceis de serem manejadas do que o esterco (HORN et al., 1994; GRUSENMEYER; CRAMER, 1997; SCHRÖDER, 2005). Porém, quando a devida atenção é dada à composição do esterco e às decisões de quando, quanto e como aplicá-lo, a eficiência do nitrogênio aplicado pode ser melhor. Isso leva a reduções no uso de fertilizantes minerais e poluições ambientais (SCHRÖDER, 2005), devido ao input excessivo de nutrientes ao sistema.

As respostas à fertilização com esterco são variáveis, o que normalmente é relacionado à variabilidade intrínseca à qualquer fonte nitrogenada que dependa de mineralização do nitrogênio. A variação de respostas ainda pode ser devida às diferenças na composição do esterco, à sua distribuição difícil e irregular pela área e às perdas, tanto por volatilização como por lixiviação. Isso leva a um descrédito do uso dessa fonte, resultando na suplementação do esterco com nitrogênio mineral tornando a dose usada desnecessariamente alta (SCHRÖDER, 2005), contribuindo para o potencial poluente da prática de adubação nitrogenada.

Outro problema da fertilização nitrogenada por esterco é que a necessidade nitrogenada das plantas dificilmente será suprida se o fornecimento excessivo de fósforo for evitado. Isso ocorre porque muitas vezes a relação entre N e P_2O_5 nas plantas é, em média, maior que 2,5, enquanto que a relação entre o N efetivo e P_2O_5 no esterco é muito menor do que 2 (Tabela 2) (SCHRÖDER, 2005). Isso pode elevar o

potencial poluente da adubação de sistemas em que não há deficiência de fósforo no solo.

Tabela 2 - Relação N/P₂O₅ em plantas e no esterco e relação N/P₂O₅ efetiva do esterco bovino

Produto	Total N/P ₂ O ₅	N/P ₂ O ₅ efetivo disponível
Grão de Trigo	2,6	-----
Grão de Milho	2,1	-----
Silagem de Milho	3,3	-----
Forragem	3,7	-----
Esterco	1,8	0,6 - 0,9

Fonte: Schröder, 2005

O nitrogênio solúvel em água (N mineral) deveria estar disponível durante a época de melhor crescimento da planta, enquanto este deveria estar ligado à fração orgânica quando as condições ambientais (climáticas) não proporcionam bom crescimento da planta (SMITH; CHAMBERS, 1995), como no inverno para o caso de plantas tropicais. Porém o esterco difere muito quanto à relação N mineral e orgânico, sendo que esterco que possuem baixa relação entre N mineral e N orgânico, como esterco de curral, devem ser aplicados durante o inverno, enquanto que esterco com alta relação entre essas frações, como chorumes e efluentes (SMITH; CHAMBERS, 1995), devem ser aplicados durante o verão, para plantas tropicais.

Muitas vezes as respostas de plantas adubadas com esterco podem ser melhores do que plantas adubadas com fertilizantes minerais. Isto pode ser devido ao fornecimento concomitante de nitrogênio, potássio (SCHRÖDER; DILZ, 1987) e fósforo (GILLER, 2002), além de melhorias na estrutura física do solo (WADMAN; SLUIJSMANS; De La LANDE CREMER, 1987).

Outra questão em torno da aplicação de esterco é quanto à forma, ou seja, se este deve ser líquido ou sólido. As diferenças entre a relação da fração N mineral – N orgânico devem ser levadas em consideração, juntamente à época de aplicação, para a escolha da forma do esterco, como já mostrado por Smith e Chambers (1995). Entretanto ainda existem outros argumentos a serem considerados, como a facilidade de aplicação do esterco líquido em relação ao sólido (SCHRÖDER, 2005).

O fornecimento de quilos de matéria orgânica por kg de nitrogênio é geralmente maior em esterco sólido, que portanto podem ser melhor empregados em locais que apresentam baixos teores de matéria orgânica, ou seja, de 7 a 20 g.kg⁻¹ (RIBEIRO et al. 1999). Entretanto o kg de nitrogênio por kg de P₂O₅ é menor em esterco sólido do que em líquido, uma vez que o primeiro apresenta, em média, 1,8 e o segundo tem 2,7, podendo, no entanto, este valor variar devido às diferenças na composição do esterco (SCHRÖDER, 2005).

Quanto às quantidades limites de esterco, muitos estudos ainda devem ser feitos a fim de se estabelecer limites reais de aplicação de nitrogênio. Alguns estudos (SCHRÖDER et al., 2007; Ten BERGE et al., 2002) mostram que as quantidades aplicadas podem ser maiores do que a proposta pela normativa da União Européia.

A normativa para nitratos da União Européia limita a aplicação de nitrogênio através de esterco à 170 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de nitrogênio para regiões vulneráveis à lixiviação de nitrogênio (EUROPEAN COMMISSION, 1991). Como a aplicação de nitrogênio na forma de esterco muitas vezes é feita de forma indiscriminada e em maior volume, para que a quantidade desejada de nitrogênio seja alcançada, esta normativa visa garantir a concentração máxima de 11,3 mg N-nitrato.L⁻¹ na água (SCHRÖDER, 2005). No Brasil a portaria 36/90 do Ministério da Saúde indica que a máxima concentração de N-nitrato permitida na água é de 10 mg.L⁻¹ (BRASIL, 1990).

No estudo de Schröder et al. (2007) as quantidades de nitrogênio vindo de esterco para a fertilização de áreas de corte de forragem que não apresentaram potencial poluente da água foram de 330 a 340 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de nitrogênio. O estudo foi conduzido em solos arenosos na Holanda, onde aliado ao alto potencial de lixiviação de nitrato apresentado por este solo ainda existem problemas com a profundidade do lençol freático que é superficial, podendo chegar a menos de 1,0 m de profundidade.

2.2 Volatilização

A avaliação de perdas de nitrogênio devem ser realizadas para se determinar a eficiência de uso e melhores estratégias de manejo de adubações nitrogenadas a fim de se garantir a economicidade e diminuir o potencial poluente desta prática. A forma

de perda de nitrogênio mais predominante em pastagens é por volatilização de amônia (MARTHA Jr., 2003).

Perdas de nitrogênio por volatilização são umas das principais na determinação da eficiência de fertilizantes nitrogenados. Este processo consiste na perda de nitrogênio sob a forma de amônia gasosa para a atmosfera e para ser iniciado basta a presença deste composto na superfície do solo (TRIVELIN; LARA-CABEZAS; BOARETTO, 1994 ; MARTHA Jr., 2003).

A amônia é constantemente formada nos solos devido à degradação biológica de compostos orgânicos e fertilizantes. A partir do momento em que a amônia está sob a forma de gás nas condições normais de temperatura e pressão, é esperado que qualquer amônia que esteja presente no solo, água ou fertilizante será volatilizada para a atmosfera. Porém a reação da amônia com íons e sua forte afinidade com a água são fundamentais na regulação das taxas de perdas, variando assim a estabilidade da amônia formada (PEOPLES et al., 2004). A volatilização da amônia acontece devido à diferença entre a concentração de amônia na atmosfera e a da amônia que está em equilíbrio no solo, na água ou nas folhas das plantas (FRENEY; SIMPSON; DENMEAD, 1983).

Como já mencionado anteriormente, as perdas de volatilização são afetadas por fatores ambientais e climáticos, sendo favorecidas principalmente pelas condições de verão de climas tropicais, como altas temperaturas e umidade. Perdas de nitrogênio pela volatilização de amônia têm sido relatadas com frequência na literatura, sendo os valores apresentados muito variáveis. Cantarella et al. (1999) e Vitti et al. (2002) apresentaram perdas por volatilização de 20 a 40% do nitrogênio aplicado em cana-de-açúcar e em citros. Lara Cabezas, Korndorfer e Motta (1997) e Lara Cabezas et al. (2000) mostraram perdas de 40 a 80% do nitrogênio aplicado na superfície do solo sob a forma de uréia.

A perda de nitrogênio por volatilização é influenciada por fatores climáticos, do solo e de manejo, sendo a interação entre estes fundamental na obtenção de maiores ou menores perdas. Como fatores de solo os mais expressivos quanto à volatilização de nitrogênio são pH, CTC, poder tampão e matéria orgânica (O'TOOLE; McGARRY;

MORGAN, 1985; TRIVELIN; LARA-CABEZAS; BOARETTO, 1994; PEOPLES et al., 2004).

Solos com maior valor de CTC apresentam menor potencial de perdas de nitrogênio por volatilização porque a CTC do solo confere a capacidade de um solo reter NH_4^+ (VOLK, 1959). Este cátion, quando adsorvido, fica em menor quantidade na solução do solo, diminuindo o potencial de perdas, como indicado na equação 2, citada anteriormente (KIEHL, 1989). Solos com baixo poder tampão e CTC apresentam maiores períodos de perdas de amônia após a adubação (FEN; KISSEL, 1976; HAYNES, 1986). O estudo de Volk (1959) mostra que solos com CTC menor que $100 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$ já mostram maior potencial de perda de amônia. Já O'Toole et al. (1985) mostraram que em solos com CTC acima de $268 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$ estas perdas devem ser mínimas.

Cerca de 50% da América tropical tem solos de baixa CTC (SÁNCHEZ; SALINAS, 1980). A formação destes solos é fundamentada em óxidos de ferro e alumínio e argilas 1:1, sendo estes um dos fatores influentes na troca catiônica do solo. Vitti (2007) apresenta a seguinte ordem decrescente de fatores determinantes na retenção de cátions: matéria orgânica > argila 2:1 > argila 1:1 > óxidos de Fe e Al. Raij (1991), em compilação feita com dados do Estado de São Paulo, demonstra que a CTC dos solos tropicais varia de 29 a $3,2 \text{ meq}.100\text{g}^{-1}$ de terra, o que, de acordo com Volk (1959), caracteriza alto potencial de perdas nitrogenadas por volatilização.

O'Toole et al. (1985) mostraram que as variações nas perdas de amônia por volatilização em solos ácidos foram atribuídas às variações no pH destes solos, enquanto em solos cultivados de caráter alcalino as variações foram atribuídas às variações da CTC.

O pH afeta o equilíbrio entre o amônio e a amônia, como já demonstrado anteriormente. A concentração de amônia pode aumentar de 0,1% a 1%, 10% e 50% quando o pH varia de 6 para 7, 8 e 9, respectivamente (FRENEY et al., 1983), podendo estes valores diferirem de acordo com a quantidade de amônia disponível na superfície do solo.

A contribuição da matéria orgânica ao processo de volatilização de nitrogênio é ambígua. Isso se deve ao fato de que ao mesmo tempo em que a matéria orgânica

proporciona maiores valores de CTC, podendo diminuir as perdas de amônia volatilizada, esta contribui para a atividade da urease no solo. A presença e a atividade da urease são necessárias para que ocorra a formação de amônia a partir da uréia (HAYNES, 1986), como citado anteriormente. Sistemas de plantio direto geralmente apresentam maiores perdas por volatilização devido ao menor contato do fertilizante com o solo, maior quantidade necessária de pluviosidade para incorporação deste ao solo (LARA CABEZAS; KORNDORFER; MOTTA, 1997) e maior atividade de urease devido às maiores quantidades de matéria orgânica. Lara Cabezas e Yamada (1999) mostram que em plantio convencional a aplicação superficial de uréia apresentou valores acima de 30%, enquanto que em sistema de plantio direto essas perdas foram acima de 70% do nitrogênio aplicado.

O lóter existente sobre o solo pode influenciar porque resíduos vegetais presentes na superfície do solo aumentam o pH deste. O pH é aumentado devido aos teores de cátions e carbono orgânico solúvel presente nos resíduos, sendo que resíduos vegetais de maior idade fisiológica apresentam menor potencial de aumento do pH. Isto ocorre porque a hidrólise de grupos carboxílicos e fenólicos, constituintes dos ácidos fúlvicos e húmicos, componentes da matéria orgânica do solo, gera cargas negativas (MIYAZAWA, PAVAN e FRANCHINI, 2000).

Os fatores climáticos que influenciam as perdas por volatilização são temperatura, precipitação e umidade relativa do ar, velocidade do vento e a concentração de amônia na atmosfera (FRENEY et al., 1983; HARPER; SHARPE, 1995). Balsari, Gioelli e Dinuccio (2006) avaliaram a emissão de amônia com a aplicação de esterco em câmaras de ventilação forçada e obtiveram aumentos nas perdas de nitrogênio conforme a velocidade do vento aumentava de 1 para 3 m.s⁻¹. A velocidade do vento influi nas perdas por volatilização a partir do momento em que afeta a taxa de transporte de amônia da interface ar-água ou ar-solo (FRENEY et al., 1991; DENMEAD; FRENEY; JACKSON, 1990).

O aumento de temperatura aumenta a concentração de amônia, bem como a sua difusão no solo, e afeta a taxa de transformação de amônio em amônia pela biota do solo, aumentando a atividade da urease. Hargrove (1988) mostra estudos em que as perdas de amônia por volatilização aumentaram conforme ocorreram aumentos na

temperatura de 0 a 50°C, enquanto que Ernst e Massey (1960) compararam as perdas ocorridas por volatilização a 32°C com as ocorridas a 8°C e 16°C e observaram reduções de 71 e 56%, respectivamente, nas perdas de amônia.

A umidade do solo, bem como a precipitação, afeta as taxas de volatilização de amônia a partir do momento em que a água é necessária para que o processo de hidrólise da uréia e a atividade da urease comecem a ocorrer (FERGUSON et al., 1984). O maior problema relacionado à quantidade de água está no fato de que muitas vezes a precipitação incidente ou a umidade presente no solo só são suficientes para que as transformações de amônio em amônia aconteçam, não ocorrendo a incorporação do fertilizante (FRENEY et al., 1991).

Bremer e Mulvaney (1978) apontam que a taxa de hidrólise aumenta de acordo com a umidade do solo até o valor de cerca de 20%, sendo que acima disso o processo passa a ser pouco afetado pela umidade. Em solos úmidos a volatilização da amônia acompanha o processo de evaporação da água (BOUWMEESTER; VLEK; STUMPE., 1985). Assim, muitas vezes a aplicação de fertilizantes nitrogenados deve ser preferida em solos secos do que em solos apenas úmidos (LARA CABEZAS; TRIVELIN; BOARETTO, 1992), pois em solos secos as perdas podem ser consideráveis somente quando a umidade relativa do ar é alta (BLACK; SHERLOCK; SMITH, 1987). Porém, além da umidade, a presença de orvalho noturno deve ser observada, uma vez que este pode equivaler a uma chuva de 0,5 mm (FRENEY et al., 1991), proporcionando a hidrólise do fertilizante até que o solo seque novamente, quando as perdas por volatilização já poderão ter ocorrido.

Quanto à precipitação, Hargrove (1988) considera que 10 a 20 mm são suficientes para que ocorra a incorporação da uréia e redução, e até eliminação, das perdas por volatilização. Entretanto este valor pode variar de acordo com a cobertura do solo, a época e a intensidade de ocorrência da chuva. Solos cobertos por palhada, como no caso da cana-de-açúcar e cultivos no sistema de plantio direto, podem precisar de maiores precipitações como mostra Lara Cabezas, Korndorfer e Motta (1997), onde a irrigação com 28mm e a ocorrência de precipitação de 60mm não foram suficientes para diminuir a perda por volatilização de amônia em milho sob sistema de plantio direto, que foi de 32,8% do nitrogênio total aplicado.

Cantarella e Marcelino (2007) citam que solos com umidade adequada e temperaturas elevadas apresentam hidrólise da maior parte da uréia de 1 a 3 dias, após a adubação. Cantarella et al. (2001) trabalhando com uréia em capim coastcross, Basso et al. (2004), trabalhando com esterco de suínos em sistema de plantio direto e Van der Weerden e Jarvis (1997), comparando uréia, nitrato de amônio e nitrato de cálcio, obtiveram os picos de perda de amônia durante os primeiros dias de aplicação. Os dados apresentados por Martha Jr. (2003) corroboram esta informação mostrando que a amônia volatilizada durante o primeiro dia após a adubação foi a maior responsável pela volatilização acumulada. Isto mostra que o intervalo para a incorporação do fertilizante, seja pela chuva ou mecanicamente, é muito curto.

Alguns autores mostram que cerca de 5 cm de profundidade são suficientes para redução nas perdas de volatilização de nitrogênio em decorrência da incorporação do fertilizante (OVERREIN; MOE, 1967; RODRIGUES; KIEHL, 1986; HARGROVE, 1988; URQUIAGA, 2000). Urquiaga (2000) aponta que quando o fertilizante foi incorporado a 2,5 cm de profundidade, as perdas por volatilização de amônia foram reduzidas pela metade. Porém, quando se trata de pastagens implantadas a incorporação de fertilizantes não é recomendada por prejudicar a estrutura da planta, bem como sua rebrota, e por danificar o sistema radicular destas, principalmente se as plantas forem de hábito cespitoso (CORSI; NUSSIO, 1992). Os dados de Soares et al. (1992) mostram que quedas na produção de *Brachiaria decumbens* no segundo ano de recuperação ocorreram devido à gradagem.

Oliveira et al. (2005) obtiveram redução no sistema radicular até 30 cm de profundidade com a incorporação de calcário na recuperação de *B. decumbens*. Neste estudo a incorporação resultou em 1,7 Mg.ha⁻¹ de MS de raízes, enquanto a ausência desta prática resultou em 2,6Mg.ha⁻¹ de MS de raízes (P<0,05) durante o primeiro ano de avaliação, de 0,10 a 0,30 m de profundidade.

Além do modo de aplicação, a dose e fonte do fertilizante nitrogenado também influenciam as taxas de perdas de amônia por volatilização. Como uma das premissas para que a volatilização ocorra é a quantidade de amônia na superfície do solo, quanto maior a dose de nitrogênio aplicado, maior é a perda por volatilização (RODRIGUES; KIEHL, 1986; PRIMAVESI et al., 2001; BASSO et al., 2004).

A fonte nitrogenada aplicada é outro fator que determina as taxas de perdas nitrogenadas. Estudos vêm sendo feitos a fim de se avaliar a eficiência e o uso de associações, resíduos e subprodutos da indústria agroindustrial para fins de fertilização do solo, uma vez que o custo de obtenção destas fontes é menor do que fertilizantes tradicionais, como uréia e nitrato de amônio. Porém existem problemas de ordem ambiental com o uso de determinados resíduos relacionados às perdas nitrogenadas que podem tornar seu uso pouco atrativo, tanto do ponto de vista de potencial poluente da fonte como de eficiência.

As emissões de amônia por resíduos da exploração animal são um problema crescente no mundo todo. A emissão de amônia desta atividade ocorre em quatro estágios: durante o confinamento dos animais, na estocagem e aplicação do esterco e durante o período de pastejo. Em estudo feito por Klimont (2001) mostrou-se que a emissão de amônia na China cresceu de 9,7 Tg NH_3 em 1990 para 11,7 Tg NH_3 em 1995, sendo esperado que em 2030 este número seja próximo de 20 Tg NH_3 . A emissão de amônia devido à exploração animal teve sua maior parcela atribuída à produção de suínos, seguida pela de frangos. O estudo estima que a emissão da produção de suínos, em relação às emissões da produção animal, deve diminuir de 50% em 1990 para 41% em 2030, enquanto a de frangos deve aumentar, de 14% em 1990 para 22% em 2030.

A média estimada de amônia volatilizada do nitrogênio total excretado em pastagens é de 5 a 15%, enquanto que para confinamentos este fica entre 5 e 30%, sendo a grande variação atribuída às diferenças climáticas e outros fatores que influenciam as perdas por volatilização (BOUWMAN et al., 1997).

Klimont (2001) mostra em seu estudo que é esperado que os fertilizantes ainda continuarão a ter a maior parcela de contribuição na emissão de amônia, especialmente porque a análise assumiu que não ocorrerão mudanças nas práticas de adubação nitrogenada até 2030, como o uso de fontes que mais caras porém menos propensas à volatilização.

Resíduos orgânicos apresentam diferentes frações nitrogenadas como consequência da composição dos mesmos ser muito variável. De forma geral, as formas primárias existentes no esterco bovino são amônia e nitrogênio orgânico, sendo

a maior fonte de uréia a urina contida no esterco. A uréia juntamente com o N-amônia vindo da urina compõe de 41 a 49% do N total excretado no esterco (HORN et al., 1994).

O potencial de perda da amônia contida em esterco é alto uma vez que o pH deste normalmente é maior que 7. Nestas condições a quantidade de H^+ é escassa, favorecendo a formação de amônia, em detrimento ao amônio, que poderá ser perdida por volatilização (HORN et al., 1994). Como consequência, as perdas por volatilização podem ser de 50 a 70% (STEENVOORDEN, 1989; SUTTON, 1991) e podem ser agravadas a partir do momento em que as quantidades aplicadas são normalmente elevadas devido à baixa concentração de nitrogênio nestes materiais.

Balsari et al. (2006) encontraram perdas da ordem de 10 a 28,6% do nitrogênio total aplicado, sendo as maiores taxas observadas nas aplicações feitas nas épocas mais quentes do ano (verão e outono). Matilla (1998) encontrou, para esterco espalhado na superfície do solo, perdas de 14 a 30% do nitrogênio fornecido, sendo a emissão de amônia durante o primeiro dia após a aplicação a maior responsável por estes valores, proporcionando perdas de $4,1 \text{ kg NH}_3 \text{ h}^{-1}$ e $5,7 \text{ kg NH}_3 \text{ h}^{-1}$ para localidades diferentes. Zia et al. (1999) comparando fontes nitrogenadas observaram perdas por volatilização de 21% para uréia, 16% para sulfato de amônio e 14% para nitrocálcio.

Costa (2001) comparando fontes nitrogenadas em cana sem despalha observou que as perdas de amônia não diferiram para uréia e uréia + sulfato de amônio, sendo estas de 36 e $35 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$, respectivamente.

Em estudo feito por Glória et al. (1991) com cama de frango aplicada na dose de $4,4 \text{ g}$ de nitrogênio por vaso, as perdas acumuladas por volatilização foram de $3,15 \text{ mg}$ de nitrogênio para cada 1 g de cama aplicada, ou seja, as perdas foram de cerca de 7% do nitrogênio aplicado por vaso via cama de frango após 30 dias.

Malavolta (1981) e Terman (1979) indicaram que os fertilizantes amoniacais com um ânion complementar têm grandes influências nas perdas de amônia, podendo assim explicar algumas diferenças de valores de volatilização entre fontes. Isto corrobora os valores obtidos por Glória et al. (1991) que obtiveram menores perdas por volatilização quando o superfosfato simples foi misturado ao esterco de galinha. Malavolta (1981)

mostra que as perdas acontecem conforme a sequência: uréia > sulfato de amônio > nitrato de amônio > fosfato monoamônico.

Perdas por volatilização são expressivas na definição da eficiência da adubação nitrogenada e estratégias como uso de fontes alternativas podem estar entre as possibilidades de mitigação dessas perdas. Resíduos como o ajifer apresentam baixas perdas por volatilização como mostra o estudo de Costa (2001), onde os tratamentos adubados com ajifer apresentaram $9 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ enquanto a uréia apresentou perdas de $36 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$, num total de 38 dias.

Porém o uso de alguns resíduos orgânicos, como esterco e camas de frango, ainda podem apresentar a volatilização de amônia como um fator de baixa eficiência no fornecimento de nitrogênio. Isto se deve ao fato de que seus padrões de perdas ainda não são bem definidos e variam bastante, devido às diferenças na composição e na proporção das frações nitrogenadas. Estes aspectos dificultam a adoção de metodologias adequadas para a avaliação de volatilização nestas fontes.

Basso et al. (2004) mediram perdas por volatilização em esterco de suínos e obtiveram picos de perdas nas 24 horas após a aplicação em fevereiro e 48 horas após a aplicação no mês de dezembro. Cantarella et al. (2001) observaram picos de perdas de uréia em capim coastacross no primeiro dia após a aplicação, sendo esta informação corroborada pelos dados obtidos por Martha Jr. (2003), que demonstrou que as perdas ocorridas no primeiro dia foram as que mais contribuíram para as perdas acumuladas ao longo de nove dias de avaliação. Matilla (1998) obteve perdas de $3,5 \text{ a } 7,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de nitrogênio com a aplicação de esterco, sendo as maiores perdas observadas no primeiro dia após a aplicação do esterco. Costa (2001) obteve maiores perdas até o sexto dia após a aplicação de uréia, mostrando que o tempo em que os picos de perdas ocorrem podem ser variáveis. Estas variações são muitas vezes devidas às diferenças de condições ambientais e de umidade do solo (CANTARELLA; MARCELINO, 2007), como já citado anteriormente.

2.3 Lixiviação

De acordo com Pons, Capillon e Cheverry (2000) a caracterização da lixiviação é relacionada a quatro fatores simultâneos e dinâmicos que são a dinâmica de

percolação da água (avaliada de acordo com o ritmo de chuvas, evapotranspiração e capacidade de retenção da água no solo), mineralização da matéria orgânica no solo, demanda de nitrogênio pela planta em função do seu crescimento e desenvolvimento e a possibilidade de absorção de nitrogênio em relação à colonização do solo pelas raízes, demonstrada pela profundidade onde as raízes são encontradas.

O processo de lixiviação é caracterizado pelo deslocamento de sais solúveis na solução do solo, através do movimento descendente da água ao longo do perfil do solo (KIEHL, 1987). Os elementos que apresentam maior preocupação quanto ao processo de lixiviação são o fósforo e o nitrogênio, ambos por atuarem como contaminantes de águas subterrâneas.

A concentração de nitrato em águas subterrâneas e de superfície deve ser restrita devido aos possíveis danos à saúde humana e à sua contribuição à eutrofização de rios e lagos. Assim o nitrato é um dos parâmetros usados como indicadores da qualidade da água, sendo que o valor deste íon para água potável nos EUA é de 10 mg L⁻¹, na União Européia é de 50 mg L⁻¹ (TUNDISI, 2003) e no Brasil é de 10 mg L⁻¹ (COPAM, 1986).

Elevadas concentrações de nitrato na água para consumo podem causar metahemoglobinemia em crianças, problema causado no sistema de transporte de oxigênio pelas hemáceas, mais conhecido como doença do bebê azul. Problemas de hipoxia em águas, como no Golfo do México, têm sido relatados e resultam em ambientes desfavoráveis ao cultivo de camarões e peixes, bem como a sobrevivência de outras espécies aquáticas nesses locais (HOEFT, 2003).

A lixiviação de nitrogênio diminui a quantidade de nitrato e amônio em camadas de efetividade do sistema radicular. A forma de nitrogênio mais lixiviada é o nitrato, seguido pelo amônio e depois pelo N orgânico, porém a lixiviação de determinada forma depende da quantidade disponível desta no solo. O nitrato é mais lixiviado devido à repelência natural de cargas negativas que predominam principalmente nas camadas aráveis do solo, pois é nestas que a matéria orgânica tem maior participação (GONÇALVES; CERETTA; BASSO, 2000).

As perdas por lixiviação não são somente relacionadas ao fornecimento de nitrogênio ao sistema ou à fertilização excessiva. São também fruto da interação entre

as transformações sofridas pelo nitrogênio e o balanço hídrico no solo. Assim, grandes quantidades de nitrogênio podem ser aplicadas e encontradas no solo, porém quando a quantidade de água neste é baixa ou a percolação da água no perfil é muito pequena ou quase inexistente, como em períodos de seca, quantidades de nitrogênio passam a não ser problema. Devido à essa interação com o status hídrico do solo é que as avaliações da concentração de nitrato na solução do solo são feitas durante o período chuvoso, quando ocorrem maiores movimentações da água no solo. A concentração de nitrato na solução do solo é relacionada ao ritmo de absorção da planta em questão. Desse modo o tipo de vegetação que é cultivada e o modo de cultivo que é empregado também são cruciais na determinação do ritmo de aproveitamento do nitrogênio aplicado (STEEGE et al., 2001).

O processo de lixiviação varia de acordo com a quantidade, modo e forma de nitrogênio aplicado, quantidade e ritmo de chuvas, e características químicas e físicas do solo. Estas características são a velocidade de mineralização da matéria orgânica, as que influenciam a retenção de água no solo, como textura, porosidade e estrutura, e a velocidade de percolação desta no solo (KIEHL, 1987). Zhou et al. (2006) mostraram que 5,7 a 9,6% do nitrogênio aplicado com fertilizantes foram perdidos em solos argilosos enquanto que para solos arenosos esse valor foi de 16,2 a 30,4%.

Solos argilosos permitem o aprofundamento das raízes ao longo do perfil e são menos propensos a perdas por lixiviação. Já solos de natureza arenosa têm menor capacidade de retenção hídrica, não permitindo maior aprofundamento do sistema radicular, aumentando o potencial de perdas nitrogenadas por lixiviação (STEEGE et al., 2001). O papel da atividade das raízes é mostrado no estudo de Easton e Petrovic (2004) em que avaliou-se a lixiviação de nitrato em plantas forrageiras de clima temperado, estabelecidas por mudas. As perdas de N-NO_3^- diminuíram em 26 e 29 pontos percentuais do ano do estabelecimento para o ano subsequente, nas doses de 50 e 100 kg.ha^{-1} de nitrogênio, aplicado sob a forma de esterco de curral.

O parcelamento das aplicações nitrogenadas surge como eficiente estratégia de mitigação de lixiviação de nitrogênio no solo (FERNANDES, 2006), principalmente os realizados durante o período de chuvas. Esta é a época mais recomendada para a adubação em pastagens devido ao maior ritmo de crescimento e absorção deste

nutriente pela planta. O nitrato pode vir diretamente do fertilizante aplicado ou de processos como mineralização de matéria orgânica ou nitrificação do nitrogênio presente no solo (BELLINI et al., 1996). Altas relações C/N, acima de 30, estimulam o processo de imobilização de N, principalmente durante épocas em que a planta não apresenta maiores taxas de crescimento ou quando não há cobertura vegetal sobre o solo (KIEHL, 1987), potencializando assim as perdas do fertilizante aplicado.

Estudo de Beaudoin et al. (1998) mostrou que a redução da fertilização teve pouco efeito na quantidade de nitrogênio lixiviado em quatro tipos de cultivo de trigo. Porém este efeito pode ter sido subestimado porque somente a fertilização anual foi levada em conta no estudo. Algumas pesquisas mostram que as contribuições à lixiviação de nitrato são relacionadas às fertilizações nitrogenadas feitas por longos períodos de tempo, que aumentam a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo ao longo dos anos (RECOUS et al., 1997). Davies e Sylvester-Bradley (1995) mostraram que fertilizações nitrogenadas na produção intensiva de trigo na Inglaterra resultaram no aumento de 36 kg de N.ha⁻¹.ano⁻¹ durante os 50 anos até a data do estudo, sendo que mais de um terço deste aumento foi devido ao efeito de aplicações nitrogenadas praticadas durante muito tempo.

As fontes nitrogenadas usadas também influem na lixiviação de nitrogênio, uma vez que fontes como nitrato de amônio podem ter maior potencial poluente a partir do momento em que fornecem o íon nitrato diretamente e este tem menor adsorção aos colóides do solo. Fontes que se dissociam em amônio, como o caso do sulfato de amônio, apresentam menores taxas de lixiviação pois, principalmente em solos com altas matéria orgânica e CTC, o íon amônio pode ficar adsorvido no solo.

A quantificação do nitrogênio perdido por lixiviação é feita com o conhecimento da densidade de fluxo de água e com a concentração do íon na solução do solo. A equação de Darcy – Buckingham (equação 3) é a que melhor descreve o fluxo de água no solo e mostra a proporcionalidade direta da densidade de fluxo de água em relação ao gradiente de potencial hidráulico. Nesta equação q (mm.dia⁻¹) é a densidade de fluxo de água no solo na profundidade em questão num dado instante, K (mm.dia⁻¹) é a condutividade hidráulica, $\Delta\Phi t$ é a diferença de potencial total entre as profundidades avaliadas e ΔZ é a diferença entre as profundidades avaliadas.

$$q = -K \frac{\Delta\Phi}{\Delta Z} \quad (3)$$

Para que a densidade de fluxo seja calculada precisamos conhecer a constante de condutividade hidráulica, que é função da umidade do solo e obtida para cada tipo de solo, bem como os valores do gradiente de potencial. Estes últimos são obtidos por leituras de tensiômetros instalados nos locais de avaliação (REICHARDT; TIMM, 2004).

Para a determinação da concentração do nitrogênio na solução do solo são feitas amostragens por meio de extratores de solução, que são cápsulas porosas submetidas a vácuo (REICHARDT; TIMM, 2004). A partir desse material coletado é feita a análise da concentração de íons nitrato na solução.

Reichardt, Libardi e Urquiaga (1982) fizeram uma compilação de dados de lixiviação de nitrato para a região de Piracicaba e mostraram que, usando os valores médios dos dados observados para plantas de milho e feijão, taxas de aplicação da ordem de 90 kg ha⁻¹ de nitrogênio apresentaram perdas deste de 4,5 g ha⁻¹ para cada milímetro de chuva. Isto mostra que fertilizações desta magnitude não apresentam problemas de contaminação de águas para os solos desta região.

Por outro lado Meirelles, Libardi e Reichardt (1980) obtiveram perdas de 15 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio, porém apenas 1,34 kg de N ha⁻¹ veio do fertilizante, aplicado na dose de 100 kg de N ha⁻¹.

Muito do problema de fontes orgânicas como possíveis poluentes é relacionado à quantidade aplicada. Como normalmente estas fontes funcionam como resíduos da produção animal, as aplicações são feitas indiscriminadamente em grandes quantidades e fornecendo muito mais nitrogênio do que a planta é capaz de absorver no momento de aplicação. Liebhardt (1976) mostraram que o fornecimento de nitrogênio durante quatro anos sob a forma de dejetos de aves proporcionou aumento de nitrato na água subterrânea, sendo avaliadas neste estudo doses de 325 a 4475 kg ha⁻¹ de nitrogênio. Cooper et al. (1984) testaram doses elevadas, de 9800 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio em milho, e mostram que somente 10% deste elemento aplicado foi recuperado na planta ficando metade no perfil do solo, aumentando o risco de contaminação.

A concentração de animais em pastagens através da prática de maiores taxas de lotação traz a preocupação de perdas por lixiviação de fezes e urinas, porém estudo realizado por Stout et al. (1997) mostrou que somente 2% do nitrogênio aplicado por esterco e até 31% do nitrogênio aplicado via urina foram perdidos por lixiviação. Para as fezes as perdas durante três anos de estudo foram de 16,8 kg ha⁻¹ de nitrogênio, mostrando que as perdas com o acúmulo de defecações nestas áreas podem não contribuir à poluição de águas com nitrato.

O processo de concentração de animais só ocorre a partir do momento em que maiores produções da planta forrageira são obtidas com melhor manejo e fertilizações. Easton e Petrovic (2004) mostram que a fertilização é necessária para o melhor estabelecimento da planta, proporcionando maior densidade de parte aérea, melhor enraizamento e menores perdas por escoamento superficial e de sedimentos, suportando a idéia de que adequada fertilização resulta em menor poluição de águas.

2.4 Recuperação aparente

O conhecimento da eficiência de uso do nitrogênio aplicado é de fundamental importância para que gastos com tal prática sejam justificados. A crescente preocupação com possíveis danos ao meio ambiente decorrentes da aplicação de nitrogênio tem a avaliação desta eficiência como ferramenta para se estabelecer o potencial poluente de tal ação. Isto pode ser feito pela quantificação da recuperação deste elemento pela planta forrageira, podendo esta ser determinada de maneira direta ou indireta.

A maneira direta, ou método isotópico, é realizada com a aplicação de nitrogênio marcado (N¹⁵). Esta técnica permite a avaliação do uso do nitrogênio que foi aplicado via fertilizante, pois permite distinguir a origem do elemento usado pela planta, bem como a partição deste entre as partes da planta, depois de absorvido. Quando não é possível o uso de parcelas testemunhas, onde o nitrogênio não é aplicado, o método isotópico é o mais adequado para avaliações de recuperação (MARTHA Jr., 2003). Porém as limitações inerentes a este método são relacionadas com o seu elevado custo e com o fato de que, apesar de ser mais preciso do que o método indireto, ele não é exato (MARTHA Jr., 2003).

A exatidão do método isotópico é prejudicada pelos chamados *priming effects* ou ANI (added nitrogen interaction). *Priming effect* é o nitrogênio extra que está no solo e é absorvido pelas plantas após a adição de nitrogênio via fertilizante comparado ao absorvido por plantas não adubadas (JENKINSON; FOX; RAYNER,1985). Outra definição usada por Jenkinson, Fox e Rayner (1985) é que *priming effect* é todo efeito que ocorre no nitrogênio do solo com a adição de nitrogênio.

Estas definições são consideradas incompletas, pois se trata de um processo muito mais abrangente considera mudanças (normalmente uma aceleração) na mineralização natural do solo devido a um estímulo, que pode ser o fornecimento de uma fonte de energia facilmente decomponível, quando esta é fator limitante à ação da biomassa microbiana, por exemplo. A adição de substâncias ao solo pode não somente causar aceleração da mineralização (*priming effect* positivo), mas também a redução da mineralização ou até mesmo imobilização do carbono ou nitrogênio adicionados ao sistema (Figura 1). Neste caso refere-se ao *priming effect* negativo, consistindo de uma indisponibilidade temporária de nitrogênio devido à imobilização (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000).

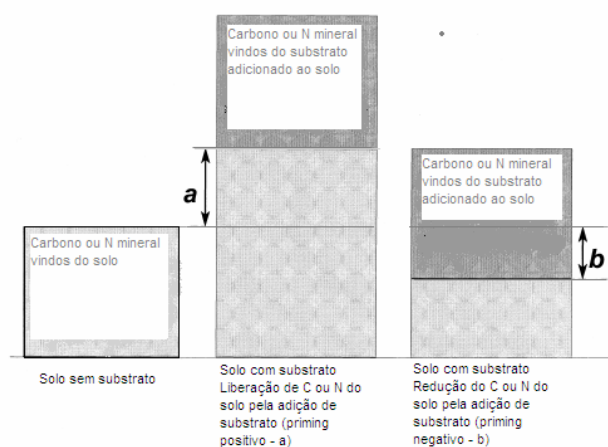


Figura 1 - Esquema de *priming effect*. (a) aceleração da decomposição da matéria orgânica – *priming effect* positivo; (b) retardamento da decomposição da matéria orgânica – *priming effect* negativo

Fonte: Kuzyakov, Friedel e Stahr (2000)

A definição mais usada de *priming effect* é que este um conjunto de fortes mudanças que ocorrem em um curto período de tempo no turnover da matéria orgânica causado por diferentes tratamentos do solo. Estas intervenções podem ser a aplicação de fertilizantes minerais ou orgânicos, exudatos radiculares, tratamentos mecânicos do solo ou secagem ou retorno à condição inicial de umidade do solo (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000). Estes conjuntos de mudanças são pouco estudados e um fato que evidencia isso é que nenhum dos modelos comuns de dinâmica de carbono e nitrogênio no solo considera o *priming effect*, embora a liberação adicional de nutrientes possa ser grande. Somente modelos especializados no turnover da biomassa microbiana no solo é que consideram ou podem simular tal efeito (BLAGODATSKY; RICHTER, 1998).

Apesar da falta de informações precisas quanto a este fenômeno, alguns fatos são de comum acordo entre pesquisadores: o *priming effect* ocorre imediatamente após a adição de uma substância específica no solo (KUDEYAROV, 1988; PASCUAL et al., 1998), sendo maior em solos ricos em carbono e nitrogênio do que em solos mais pobres (HART; RAYNER; JENKINSON, 1986). A magnitude aumenta com a quantidade de substâncias orgânicas (MARY et al., 1993; ASMAR; EILAND; NIELSEN, 1994) ou fertilizantes minerais adicionados ao solo (JENKINSON; FOX; RAYNER, 1985; KUDEYAROV, 1988) e, geralmente, o fornecimento de fertilizantes amoniacais resulta em maiores efeitos do que fertilizante nítricos (STOUT, 1995).

Impithuksa, Blue e Graetz (1984) trabalharam com capim Pensacola bahia grass (*Paspalum notatum* Flugge.) durante 2 anos em três tipos de solo, sendo um tipo usado para estudos de adubação nitrogenada há 14 anos, outro há 4 e outro há 2 anos. Avaliando épocas de aplicação de doses de 100 e 200 kg ha⁻¹ de nitrogênio marcado os autores mostraram que o teor do elemento na planta só foi afetado pela dose no tipo de solo em que as adubações eram mais recentes, enquanto nos outros dois não foi observado nenhum efeito, tanto no aumento das doses quanto na época de aplicação.

O mesmo estudo mostra que a quantidade de nitrogênio do fertilizante imobilizado no solo no final da primeira estação de crescimento foi semelhante à presente no final da segunda estação, independente da dose usada. Estes valores foram de, em média, 27,5, 13 e 11% para o solo adubado há 14, 4 e 2 anos,

respectivamente. Os autores comentam que isto pode ser consequência de melhor atividade microbiana apresentada pelo solo fertilizado há mais tempo, em detrimento dos solos adubados há 4 e 2 anos, mal e bem drenados, respectivamente.

Estes dados nos mostram que solos fertilizados há mais tempo apresentam imobilização do nitrogênio aplicado, podendo assim atrasar a resposta das plantas à adubação feita no ano. Desse modo vemos que estudos realizados nesses tipos de solos devem ter suas avaliações prolongadas, de forma que menores durações de experimentos podem não mostrar o verdadeiro efeito de adubações nitrogenadas.

A inexatidão do método isotópico é resultante não do verdadeiro *priming effect*, mas sim do *priming effect* aparente. Enquanto no verdadeiro o processo é desencadeado pela mudança na taxa de turnover de carbono e nitrogênio, no aparente é resultado de uma troca do nitrogênio marcado adicionado com nitrogênio diferente, vindo do solo, não marcado. Assim, ao invés de absorver o nitrogênio marcado, devido à troca com o nitrogênio do solo a planta acaba absorvendo o nitrogênio não marcado, resultando na subestimativa da recuperação determinada pelo método isotópico (RAO et al., 1993). Portanto, estes autores citam que recuperações determinadas pelo método isotópico merecem a mesma desconfiança que as recuperações determinadas pelo método indireto, ou da diferença.

Outro método usado para avaliação de recuperação de nitrogênio é o indireto. A recuperação aparente, feita pelo método indireto, consiste na comparação do teor de nitrogênio de plantas fertilizadas com o teor deste elemento em plantas não fertilizadas, ou seja, de um tratamento testemunha. Isto resulta no fornecimento de uma medida do impacto da adubação em relação ao total de nitrogênio absorvido pela planta (MARTHA Jr., 2003).

Este método assume que as transformações do nitrogênio no solo e as características de sistema radicular e absorção nitrogenada de plantas adubadas é a mesma de plantas não adubadas, o que na realidade não acontece (LARA CABEZAS et al., 2000). A superestimativa inerente a este método é sua maior desvantagem (VITTI, 1998), porém, sempre que existe a possibilidade de se trabalhar com tratamentos controle, seu baixo custo torna-se vantagem.

Comparando a recuperação de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) em plantas de milho adubadas com esterco e sulfato de amônio, Paul e Beauchamp (1995) utilizaram o método isotópico e o da diferença em um experimento conduzido em casa de vegetação e outro a campo. Para o primeiro experimento os valores de recuperação aparente de nitrogênio amoniacal foram de 76 e 85% para o esterco e para o sulfato de amônio, respectivamente. Neste mesmo experimento os valores de recuperação do ^{15}N foram de 70% para o sulfato de amônio e 57% para o esterco. Para o experimento conduzido a campo a recuperação aparente do nitrogênio amoniacal do esterco foi de 43% e a do sulfato de amônio 58%, enquanto que para o método isotópico as recuperações foram de 15% e 29% para o esterco e sulfato de amônio, respectivamente.

No estudo de Paul e Beauchamp (1995) a recuperação aparente de nitrogênio amoniacal mostrou que este não era tão disponível quanto o fornecido pelo sulfato de amônio. Em ambos os experimentos a recuperação pelo método isotópico foi menor do que a apresentada pelo método da diferença. Este fato pode ser explicado pela ocorrência de *priming effect* aparente (pool substitution), mostrando menor recuperação do nitrogênio marcado, principalmente quando a adubação era feita com esterco. A incubação do solo usado mostrou que o solo fertilizado com esterco continha maior biomassa microbiana do que o solo fertilizado com sulfato de amônio, favorecendo ainda mais a ocorrência deste fenômeno. A menor recuperação aparente do esterco pode ser explicada por elevadas perdas de nitrogênio que ocorrem logo após sua aplicação superficial, principalmente devido à volatilização de amônia (GLASER et al., 2001; STEVENS; LAUGHLIN, 2002).

Schröder (2005) cita que quando a quantidade de nitrogênio aplicada é maior do que a exigência da cultura as recuperações baseadas no método isotópico tendem a ser 10% maiores do que as baseadas no método da diferença. Quando a quantidade de nitrogênio fornecida é menor do que a que o solo pode fornecer com o turnover dos processos de mineralização e imobilização, as recuperações obtidas com o método isotópico tendem a ser 10% menores do que as obtidas com o método da diferença.

Difícilmente o aproveitamento do nitrogênio aplicado via fertilizante em culturas agrícolas ultrapassa 60%, podendo o restante ficar armazenado no solo ou sujeito a

perdas (FENILLI, 2006) que prejudicam a eficiência de recuperação deste elemento pela planta. Valores de recuperação aparente do nitrogênio em forrageiras variam muito e podem chegar até 108% (CORSI; NUSSIO, 1992), sendo valores de 40 a 60% mais comumente encontrados (MENEZES, 2004).

Menezes (2004) avaliou a recuperação aparente de nitrogênio aplicado em diferentes épocas e fontes, usando uréia, sulfato de amônio, a mistura de uréia e sulfato de amônio, uréia e super simples e uréia e cloreto de potássio. Não foi observado efeito de época nem interação entre época e fonte, somente a média obtida para o sulfato de amônio foi superior aos outros tratamentos, mas não diferente da uréia.

O fato de que a recuperação aparente é obtida pelo produto de dois fatores independentes pode ter contribuído à ausência de efeito observada no estudo de Menezes (2004). Isso faz com que a variabilidade dos valores de recuperação também seja um produto das variabilidades dos dois fatores usados no seu cálculo, podendo assim potencializá-las (MENEZES, 2004). Cherney, Cherney; Mikhailova (2002) observaram valores de recuperação para um fertilizante nitrogenado comercial que variaram de 59 a 86% enquanto os valores para o esterco variaram de 28 a 70%, mostrando a grande amplitude entre os dados obtidos.

Muitas vezes uma das formas para se melhorar a recuperação de nitrogênio é o uso de espécies forrageiras que possam apresentar diferentes padrões de absorção nitrogenada (IMPITHUKSA; BLUE, 1985), quase sempre direcionados pelo ritmo de crescimento da planta que regula a demanda de nitrogênio desta que, por sua vez, é um dos fatores coordenadores dos mecanismos regulatórios de absorção nitrogenada (GRIGNON; THIBAUD; LAMAZE, 2001). Assim, Impithuksa e Blue (1985) avaliaram a recuperação de nitrogênio por três capins e não observaram diferença entre os valores, sendo estes de 35% para *Cynodon nlemfuensis* Vanderyst, 40% para *Digitaria decumbens* Stent e 35% para *Paspalum notatum* Flugge no ano de aplicação do nitrato de amônio.

O uso de fontes alternativas e a mistura de fontes pode também ser uma maneira de melhorar a recuperação nitrogenada uma vez que as perdas podem ser alteradas. Trabalhando com fontes nitrogenadas no diferimento de pastagens de braquiária, Menezes (2004) observou que o pico de recuperação para todas as fontes

avaliadas ficou em torno de 55 dias de crescimento sendo os valores de 20,8%, 134,4%, 35,4%, 2,2% e 0% para uréia, sulfato de amônio, uréia + sulfato de amônio, uréia + superfosfato simples e uréia + cloreto de potássio, respectivamente. Neste estudo a maior média de recuperação durante o período de crescimento foi atribuída ao sulfato de amônio, com 44,7%, seguido da uréia, com 25%.

A obtenção de valores de recuperação acima de 100% é possível uma vez que plantas adubadas podem explorar maior volume do solo e, conseqüentemente, acumular maiores quantidade de nitrogênio (LARA CABEZAS et al., 2000). Para Martha Jr. (2003) o fato de que a recuperação aparente não distingui a origem do nitrogênio, se esse vem do solo ou do fertilizante, pode justificar recuperações acima de 100%. Juntamente a estas justificativas temos o *priming effect* positivo (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000), onde o fornecimento de nitrogênio pode acelerar a mineralização da matéria orgânica do solo e disponibilizar mais nitrogênio à planta adubada.

Thompson, Ryden e Lockyer (1987) estudando métodos de aplicação de esterco obtiveram valores de 49% e 66,9% de recuperação aparente de nitrogênio com aplicações superficiais de esterco durante o inverno e a primavera, respectivamente, em azevém perene. Sullivan et al. (2000) estudaram nos Estados Unidos épocas e doses de adubação nitrogenada via esterco obtiveram valores de recuperação aparente de nitrogênio que variaram de 24 a 37%, sendo o menor valor atribuído à aplicação feita em maio, junho e setembro na dose de 1360 kg.ha⁻¹ de nitrogênio, e o menor valor atribuído à aplicação feita em fevereiro, março e maio na dose de 680 kg.ha⁻¹ de nitrogênio. Sullivan et al. (1998) mostram que valores de recuperação aparente de nitrogênio com a aplicação de esterco podem variar de 50 a 70%.

Sanderson e Jones (1997) obtiveram 25% de recuperação aparente do nitrogênio aplicado anualmente via esterco durante quatro anos. Kanneganti e Klausner (1994) mediram a recuperação aparente de nitrogênio após dois anos de aplicação de esterco em *Dactylis glomerata* L. e observaram valores de 40% para o esterco líquido e 26% para a aplicação de esterco sólido. Estes valores reduzidos também corroboram com os dados apresentados por Johnson et al. (1995) que obtiveram 25% de recuperação aparente do esterco aplicado em capim bermuda.

Em capim coastcross Primavesi et al. (2004) encontraram valores médios de recuperação de nitrogênio para uréia de 68% enquanto que para o nitrato de amônio este valor variou entre 68 e 75%. A recuperação aparente diminuiu de acordo com o aumento das doses, que eram de 0, 125, 250, 500 e 1000 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹. A recuperação diminuiu em função de decréscimos na eficiência de produção, o que pode ser devido ao fato de que o intervalo entre cortes usado para as doses foi o mesmo, podendo ter favorecido um tratamento em detrimento a outro. Soares e Restle (2002) também observaram redução na recuperação aparente de nitrogênio em pastagem de azevém e tritcale em função de doses nitrogenadas aplicadas via uréia. As recuperações foram de 37,39; 37,21 e 25,69% para as doses de 150, 300 e 400 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio.

A avaliação da recuperação do nitrogênio aplicado aliada ao conhecimento das perdas, bem como do comportamento de fontes alternativas em relação a estas perdas, podem ajudar a escolher um manejo mais adequado de adubação nitrogenada, melhorando a eficiência desta prática. O presente estudo teve a finalidade de avaliar as perdas e a recuperação aparente de nitrogênio de capim elefante adubado com cinco fontes nitrogenadas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área experimental

O trabalho foi conduzido em pastagens exploradas intensivamente, estabelecidas com capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.), variedade napier, no piquete F do Centro de Treinamento de Recursos Humanos do Departamento de Zootecnia da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba – SP. O município tem localização geográfica de 22° 42' S, 47° 38' W e altitude de 538 m.

Esta pastagem de capim elefante foi estabelecida em 1967 e manejada como capineira durante 4 anos. Desde então vem sendo manejada intensivamente através de pastejo rotacionado utilizando taxas de lotação que variam de 8 a 15 UA/ha no verão (FARIA, 1993).

O clima do município de acordo com a classificação de Köppen é mesotérmico úmido subtropical de inverno seco (Cwa), sendo a média de precipitação anual de 1253 mm. A temperatura média anual é de 21,1°C, tendo o mês mais frio média de 10°C e o mês mais quente de 30°C (OMETTO, 1989).

O solo da área é Terra Roxa Estruturada Eutrófico (Alfissolo), com horizonte A moderado, de textura argilosa à muito argilosa (Kandiufalfic Eutradox), constituindo-se de 27,2% de areia, 54,6% de argila e 18,2% de silte (Torrado; Sparovek, 1993).

A constante aplicação de esterco de bovinos, tanto do confinamento como aquele procedente da sala de ordenha, aliada a fertilizações nitrogenadas e adequado manejo das pastagens proporcionou alta fertilidade e a manutenção desta característica ao longo dos anos na área. Por já apresentar altos teores de nutrientes (Tabelas 3, 4 e 5), a aplicação de esterco na área foi suspensa há alguns anos.

A área foi escolhida por apresentar fertilidade inicial elevada e manejo intensivo de adubações. Estas características são inerentes à sistemas de exploração intensiva de pastagens e são exatamente uma das características que podem potencializar as perdas nitrogenadas.

O piquete foi dividido em 24 parcelas de tamanhos diferentes (Figura 2) que variavam de 50,78 a 108,6 m².

Tabela 3 - Teores de nutrientes no solo da área experimental

Profundidade (cm)	pH (CaCl ₂)	M.O. (g.dm ⁻³)	P resina (mg.dm ⁻³)	K -----	Ca -----	Mg (mmol _c .dm ⁻³)	H+Al -----	Al -----
0-20	5,4	44	56	8,2	51	24	25	0
20-40	5,3	25	26	5,3	42	22	25	0
40-60	5,2	16	14	4,7	30	15	22	0

Tabela 4 - Soma de bases, CTC, saturação por bases, saturação em alumínio e teor de enxofre na área experimental

Profundidade (cm)	S.B. -----	CTC (mmol _c .dm ⁻³)	Sat. Bases (V%)	Sat. Al (m%)	S-SO ₄ (mg.dm ⁻³)
0-20	83	108	77	0	53
20-40	69	94	73	0	58
40-60	50	72	69	0	81

Tabela 5 – Teores de cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn) e boro (B) na área experimental

Profundidade (cm)	Cu -----	Fe -----	Zn -----	Mn -----	B (água quente)
	DTPA				
	mg.dm ⁻³				
0-10	5,6	78	37,6	19,6	0,48
10-20	4	34	16,8	10,4	0,27
20-30	1,9	14	7,8	2,8	0,16

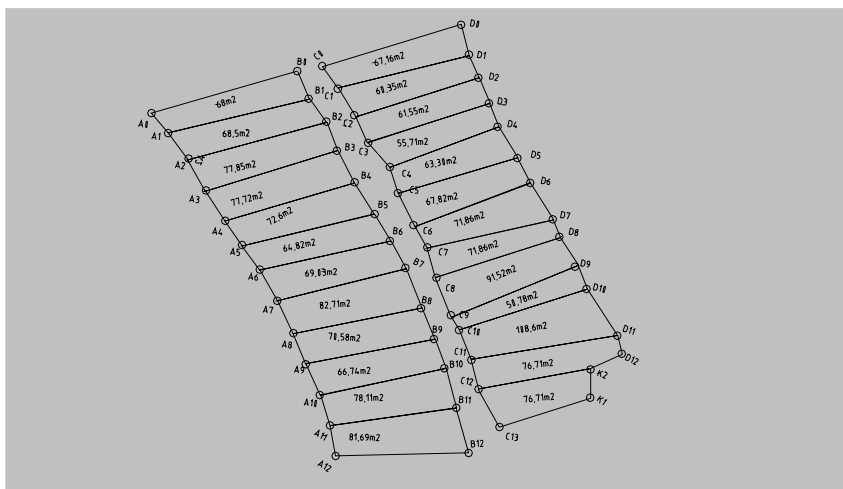


Figura 2 - Divisão da área experimental

3.2 Período experimental, delineamento experimental e caracterização dos tratamentos

O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, formando 4 blocos e 6 tratamentos. Os tratamentos eram aplicação de esterco fresco de curral, ajifer, cama de frango, nitrato de amônio, uréia e testemunha, sendo em todos aplicada a dose de 100 kg N ha⁻¹ a cada corte.

Foram feitos três cortes ao longo do período experimental, compreendido de Novembro de 2006 à Fevereiro de 2007. O intervalo entre cortes variou de 20 dias de Novembro à Dezembro, de 39 dias de Dezembro à Janeiro e 28 dias de Janeiro à Fevereiro. Os cortes foram feitos quando as plantas atingiam a média de 1m de altura.

As atividades foram iniciadas com um pastejo de uniformização da área seguido da adubação das parcelas. As adubações foram feitas sempre após o corte de produção ter sido feito em todas as parcelas, sendo que o intervalo entre cortes da primeira e a última parcelas no período nunca foi maior do que 3 dias. Após o corte de produção ocorria pastejo de toda a área a fim de se uniformizar as parcelas à altura de resíduo, de 40 cm do solo.

A produção do capim foi avaliada com o corte de 4 grades de 1 m² por parcela, sendo a forragem amostrada à altura de resíduo, ou seja, 40 cm de altura do solo. As amostras foram secas em estufa à 65°C, por no mínimo 96 horas, e depois separadas em planta toda, haste, folhas e material morto para a determinação de matéria seca. Todas as parcelas adubadas tiveram aplicação manual dos fertilizantes, respeitando as áreas dos coletores de amônia instalados na área. Estas parcelas receberam doses de 100 kg de N ha⁻¹ após o pastejo de uniformização da área sob a forma de esterco bovino fresco, cama de frango, ajifer, uréia e nitrato de amônio.

3.3 Caracterização das fontes de adubação usadas

O esterco bovino usado era coletado no sistema de ordenha do Centro de Treinamento de Recursos Humanos do Departamento de Zootecnia da ESALQ/USP. Foram coletadas amostras para determinação de matéria seca e composição do material. O mesmo procedimento foi usado com a cama de frango que veio de granjas de frangos de corte do grupo Fricoc. Para a cama de frango e para o esterco as

quantidades aplicadas nas parcelas seguiram as dosagens de 100 kg de N ha⁻¹ de acordo com a porcentagem de nitrogênio na matéria seca dos materiais (Tabelas 6 e 7).

O ajifer foi procedente da unidade da Ajinomoto de Laranjal Paulista onde o produto é obtido como subproduto da produção de glutamato monossódico. As quantidades aplicadas também seguiram a dosagem de 100 kg ha⁻¹ de N de acordo com a quantidade de nitrogênio fornecida pelo produto, que continha 4% de nitrogênio em sua composição.

Tabela 6 - Composição do esterco de curral e da cama de frango usados

Material	pH (CaCl ²)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S
------(%)-----							
Esterco	8,2	1,98	2,34	0,2	3,23	0,49	0,32
C. de Frango	7,4	4,6	2,72	0,17	3,38	0,46	0,45

Tabela 7 - Composição de micronutrientes e relação C/N do esterco e da cama de frango

Material	Cu	Mn	Zn	B	Fe	C/N
------(mg.kg ⁻¹)-----						
Esterco	49	687	182	16	18791	17/1
C. de Frango	43	696	192	17	19884	7/1

A uréia e o nitrato seguiram a composição padrão destes fertilizantes, ou seja, a uréia apresentava 45% de N enquanto o nitrato de amônio apresentava 33% de N e 1% de K₂O.

3.4 Volatilização de amônia

A volatilização de amônia foi avaliada por meio de coletores semi-abertos estáticos (Lara Cabezas et al., 1999) que foram acoplados a uma base instalada no solo, em áreas não vegetadas da parcela. As bases dos coletores constituíram-se de anéis de PVC branco enterrados de 3 a 5 cm no solo, sendo que cada parcela possuía 3 bases para que se fosse feito o rodízio de cada coletor pelas bases toda vez que as espumas eram trocadas, a fim de que a determinação realizada em cada período de troca fosse feita considerando-se as influências de mudanças climáticas que ocorreram desde que o fertilizante foi aplicado.

Em cada coletor existiam dois discos de espumas embebidos em uma solução de ácido fosfórico e glicerina (50 mL L^{-1} e 40 mL L^{-1} , respectivamente), sendo que a espuma localizada abaixo foi usada para a determinação da amônia volatilizada do fertilizante enquanto a superior teve a finalidade de isolar a espuma inferior da amônia proveniente da atmosfera. As trocas e coletas de espumas foram efetuadas, no dia da adubação, a cada três horas até completarem 9 horas, a partir de quando as espumas passaram a ser trocadas e coletadas a cada 12 horas, até 84 horas de amostragens.

As espumas foram lavadas com 500 mL de água deionizada em sistema que consistia de um funil de Büchner acoplado em kitassato sob vácuo de onde a solução coletada era pesada e uma sub amostra de 100 mL era armazenada e congelada para análises de concentração de N-NH_4^+ , que foram realizadas com o aparelho FIA (*Flow Injection Analysis*) no CENA.

3.5 Lixiviação de nitrato

A lixiviação de nitrato foi determinada pela avaliação do fluxo de água, ou solução, do solo e pela concentração de nitrato nesta solução. Para que o fluxo de solução fosse determinado tensiômetros foram instalados à profundidade de 70 e 90 cm em todas as parcelas a fim de se estabelecer o gradiente de potencial de água no solo. O tensiômetro é formado por uma cápsula de cerâmica que fica em íntimo contato com o solo e é ligada a um tubo de PVC cheio de água. Quando o tensiômetro é instalado a água de dentro do aparelho entra em contato com a solução do solo, devido à porosidade da cápsula e o equilíbrio tende a se estabelecer entre as duas (Reichardt; Timm, 2004).

Antes de ser instalado, a água dentro do tensiômetro fica sob pressão atmosférica, porém como a água do solo geralmente fica sob pressões sub atmosféricas, ocorre a sucção do conteúdo de dentro do tensiômetro, o que retira uma certa quantidade de água resultando em queda de pressão dentro do aparelho. Após o estabelecimento do equilíbrio, o potencial da água dentro do tensiômetro fica igual ao da água no solo em torno da cápsula e o fluxo pára (Reichardt; Timm, 2004).

A diferença de pressão é indicada pelo manômetro acoplado ao tubo de PVC. Se entre duas profundidades a pressão indicada for igual para ambas, a água do solo (ou

solução) está em equilíbrio, enquanto que se a pressão indicada no manômetro de profundidade mais superficial for maior que a pressão do tensiômetro mais profundo, o solo está sob drenagem e pode ocorrer o processo de lixiviação dos nutrientes presentes na solução do solo (Reichardt; Timm, 2004).

Com a leitura feita nos manômetros calculava-se o potencial total da água no solo e o gradiente de potencial entre as duas profundidades avaliadas. A partir daí, a densidade de fluxo de água foi calculada com a equação de Darcy-Buckingham (equação 3), considerando que a densidade de fluxo da água é proporcional ao gradiente de potencial hidráulico no solo de acordo com esta equação (Reichardt; Timm, 2004).

A condutividade hidráulica adotada (equação 4) já havia sido determinada para o local das avaliações pois este é próximo à estação meteorológica da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

$$K = e^{-0,1345\Phi_m - 2,695} \quad (4)$$

A determinação da concentração de nitrato na solução do solo foi feita a partir de extratores de solução instalados em cada parcela, entre os tensiômetros de 70 e 90 cm de profundidade, à profundidade de 80 cm. A profundidade de 80 cm foi escolhida para a instalação dos extratores com que o objetivo de amostrar a solução que não estivesse em contato com o sistema radicular da forrageira, ou seja, a solução que não estivesse facilmente disponível à planta. Para isso, amostragens do sistema radicular foram feitas de 0-60 cm e de 60-80 cm de profundidade e constatou-se que à profundidade de 80 cm não havia sistema radicular suficiente das plantas para que a absorção de nutrientes presentes na solução à esta profundidade ocorresse.

Os extratores consistem em um tubo de PVC com uma cápsula de cerâmica na ponta, semelhante ao tensiômetro, com um tubo de plástico flexível e um recipiente de vidro, onde a amostra de solução é coletada.

A solução do solo é retirada a partir do momento em que se aplica vácuo à cápsula, por meio de bombas elétricas ou manuais, o que causa diferença de potencial entre a cápsula e o solo, fazendo assim com que a solução entre na cápsula. Depois de

algumas horas de vácuo, este vácuo é desconectado e a pressão atmosférica é que passa a ser aplicada ao tubo. Como o frasco coletor, que é de vidro ainda está sob vácuo, a solução sobe até ele e fica ali armazenada (REICHARDT; TIMM, 2004).

As horas de vácuo necessárias foram determinadas pelo monitoramento do vácuo, antes de cada ciclo de avaliação.

O monitoramento do vácuo consiste na aplicação do vácuo aos extratores e verificando-se após uma hora, duas horas, e assim por diante, até que se colete a solução da maior parte de extratores. Foram necessárias de oito a nove horas de vácuo para a extração da solução devido ao elevado teor de argila da área experimental e do status de reposição hídrica em que o solo se encontrada no início do experimento.

A determinação da concentração de nitrato nas amostras foi analisada pelo método FIA (*Flow Injection Analysis*) no CENA.

3.6 Recuperação aparente de nitrogênio

A recuperação aparente (Rap) de nitrogênio foi calculada a partir do teor de nitrogênio contido em subamostras retiradas para avaliação de produção de matéria seca. A recuperação aparente da forragem foi estimada a partir dos 40 cm do solo, ou seja, não se considerou o resíduo pós corte (pastejo). Os dados avaliados para este parâmetro representam as amostragens feitas durante os ciclos 1 e 3, pois as amostras do ciclo 2 destinadas a estas avaliações foram inutilizadas devido à ocorrência de mofo. Os resultados de recuperação aparente são representados pela absorção percentual em relação ao nitrogênio aplicado durante as adubações. Para seu cálculo realiza-se o produto entre a produção de matéria seca do tratamento adubado (kg MS ha^{-1}) e o seu teor de nitrogênio (%), fazendo-se o mesmo procedimento para o tratamento que não recebe adubação. A partir daí, a diferença entre os dois valores obtidos é feita e dividida pela dose de nitrogênio aplicada para se chegar à % de nitrogênio recuperado pela planta fertilizada (equação 1).

$$\text{Rap} = \frac{\text{kg N.ha}^{-1}\text{tratamento} - \text{kg N.ha}^{-1}\text{testemunha}}{\text{Dose de N aplicada}} \quad (1)$$

3.7 Análise estatística

A análise estatística foi feita usando-se o pacote estatístico do programa SAS System (SAS, 1989).

Os dados obtidos para a avaliação de lixiviação foram transformados através da aplicação de $\log x$ somando-se 0,5, pois haviam valores positivos e negativos na mesma amostragem.

A recuperação aparente também teve suas médias transformadas. Isto ocorreu porque alguns valores negativos foram obtidos, assim somou-se 25 a todos os valores, pois o menor número obtido foi -24%, e dividiu-se o número por 100 para a retirada da raiz quadrada de um número decimal, uma vez que os valores de recuperação aparente apresentados são dados em porcentagem.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Produção

As médias das produções de matéria seca verde dos tratamentos adubados com esterco e cama de frango diferiram dos demais tratamentos pelo teste t a 5% de significância como demonstrado na Tabela 8.

Tabela 8 - Produção de matéria seca verde (kg MSV ha⁻¹) nos três ciclos de produção de acordo com as fontes utilizadas

Tratamento	Produção kg MSV.ha ⁻¹			
	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 3	Média
Testemunha	2946,48	2705,97	3130,93	2927,79 ^a
Uréia	3463,17	3435,48	3472,46	3457,03 ^a
Nitrato de Amônio	3329,13	3595,01	3381,65	3435,27 ^a
Esterco	3523,73	4603,98	3493,3	3873,67 ^b
Cama de Frango	4051,60	3480,93	4104,15	3878,89 ^b
Ajifer	3031,73	2327,94	3302,98	2887,55 ^a
Média	3390,97 ^a	3358,22 ^a	3480,91 ^a	

Este resultado é diferente do observado por Bataglia et al. (1983) que, comparando nitrato de amônio, parcelado e em dose única, e outros resíduos como lodo de esgoto, torta de filtro, vinhaça seca, esterco de galinha e aguapé moído, observaram maior produção de matéria seca de braquiária nos vasos em que a aplicação de nitrato de amônio foi parcelada (Tabela 9). Porém os valores de produção de matéria seca foram próximos nos tratamentos em que toda a dose de 1000 mg de N/vaso foi aplicada de uma só vez na forma de nitrato de amônio, esterco de galinha e torta de mamona. No primeiro corte o tratamento adubado com torta de mamona produziu mais do que o adubado com nitrato. Os autores atribuem este efeito à disponibilidade do nitrogênio e ao fornecimento concomitante de outros nutrientes presentes nos resíduos.

Tabela 9 - Produção de matéria seca total de seis cortes de braquiária em função de fontes de nitrogênio

Tratamentos	Matéria Seca da Parte Aérea (g vaso ⁻¹)
Testemunha	24,7
Nitrato parcelado	72,8
Vinhaça seca	41,5
Lodo de esgoto	48,7
Torta de mamona	58,1
Torta de filtro	41,2
Aguapé moído	46,4
Esterco de galinha	56,8
Nitrato total	57,4
Teste F	51,50**
dms Tukey 5%	9,4
C.V. (%)	6,7

Fonte: Bataglia et al. (1983)

Trabalhos mostram que a aplicação de esterco causa efeito residual no fornecimento de nitrogênio após o ano de crescimento (SCHRÖDER; UENK; HILHORST, 2007; SCHRÖDER, 1996; SÖRENSEN, 2004). Schröder, Uenk e Hilhorst (2007) mostraram que não houve diferença na produção de matéria seca de *Lolium perenne* quando adubada com esterco ou nitrocálcio na dose de 300 kg de N ha⁻¹. Os tratamentos em que o esterco não era aplicado receberam correções para potássio e fósforo.

Neste mesmo estudo, quando as produções foram avaliadas em áreas adubadas durante três anos seguidos, houve diferença favorecendo as plantas fertilizadas com esterco em relação ao nitrocálcio. Este fato mostra que o esterco pode apresentar efeito residual maior que as adubações químicas.

No presente estudo, o esterco e a cama de frango podem ter favorecido a resposta do capim elefante devido a outros nutrientes, exceto ao nitrogênio, que não foram adicionados aos tratamentos que receberam ajifer e fertilizantes químicos. Além do fato de que a área experimental possuía histórico de prévias aplicações de esterco, podendo mostrar efeito residual nos tratamentos em que os fertilizantes orgânicos

foram aplicados. Entretanto, a elevada fertilidade do solo caracterizada na tabela 1 indica que essa hipótese é pouco provável.

Devido ao histórico de adubação, fontes orgânicas podem ter suas respostas potencializadas. Isto ocorre devido à possibilidade de imobilização concomitante à liberação do nitrogênio já presente no solo, proporcionada pela adição desses esterco além do efeito priming (MARY et al., 1993; ASMAR EILAND; NIELSEN, 1994). A produção da planta forrageira devido aos fatores mencionados são efeitos mais visíveis em períodos curtos de avaliação (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000). Provavelmente a resposta da planta forrageira se deva a adição de nutrientes contidos no esterco que potencializam esses efeitos no solo e na sua biota.

Warren e Kihanda (2001) avaliando a lixiviação de nitrogênio mostraram que os picos de nitrogênio mineral não coincidiam com os picos de nitrogênio vindo do fertilizante na solução do solo. Isto nos leva a entender que os picos de nitrogênio na solução do solo não eram derivados do nitrogênio do fertilizante, e sim da mineralização do nitrogênio que já estava presente no solo. Os autores ainda sugerem a ocorrência de imobilização do nitrogênio do fertilizante aplicado no primeiro ano de avaliação, que foi disponibilizado no ano seguinte, contribuindo para o pico de nitrogênio mineral observado no ano subsequente.

A disponibilidade variável de fertilizantes orgânicos é um dos entraves à sua análise como fornecedor de nitrogênio. Luz (2004) cita que relações C/N de 33:1 causam imobilização do nitrogênio aplicado, enquanto que relações 17:1 têm ritmo de imobilização e mineralização semelhantes e relações de 17:1 à 10:1 geram mineralização do nitrogênio aplicado.

Kara, Uygur e Erel (2006) observaram a ocorrência de mineralização de nitrogênio após a aplicação de cama de frango, sendo o amônio produzido rapidamente transformado em nitrato, que foi acumulado ao longo do período avaliado. Os autores citam que com a aplicação de fertilizantes orgânicos ocorre imobilização do nitrogênio que, logo após, passa a ser mineralizado devido à quebra do nitrogênio orgânico, que estava biologicamente imobilizado, em amônia. Os autores mostram que a utilização de fertilizantes com relação C/N estreita pode potencializar as perdas, pelo acúmulo de nitrato ou produção de amônia. Porém, se a planta utilizada apresenta elevado

potencial de crescimento, como nessa pesquisa, o nitrogênio liberado pode proporcionar melhores incrementos na produção.

A cama de frango usada neste estudo tinha relação C/N de 7:1 enquanto que o esterco utilizado tinha relação de 17:1. Ambos os valores mostram que a disponibilidade do nitrogênio aplicado não era problema, uma vez que este pode não ter sido imobilizado.

Porém, como os valores de produção apresentados pelas outras fontes utilizadas, uréia, nitrato e ajifer, não foram diferentes da testemunha, podemos inferir que o nitrogênio pode não ter sido o elemento limitante à produção das plantas. Assim, o fornecimento de outros nutrientes, como micronutrientes, pode ter destacado a cama de frango e o esterco em relação a estas outras fontes.

O boro na área experimental era de $0,4 \text{ mg dm}^{-3}$, sendo o único micronutriente que tinha o valor considerado médio por Rajj et al. (1996). As aplicações de cama de frango e esterco forneceram cerca de $57,14 \text{ g de B ha}^{-1}$ e $37 \text{ g de B ha}^{-1}$, respectivamente e foram suficientes para aumentar cerca de $0,02 \text{ mg de B.dm}^{-3}$ e $0,03 \text{ mg de B dm}^{-3}$ no solo com esterco e cama de frango, respectivamente. Estas aplicações não foram suficientes para elevar o teor à $0,6 \text{ mg de B dm}^{-3}$, considerado limítrofe entre médio e alto.

As recomendações feitas quando este micronutriente é deficiente são da ordem de $0,5$ a $1,0 \text{ kg B ha}^{-1}$, mostrando que as aplicações feitas podem não ter sido responsáveis pelas maiores produções de matéria seca obtidas com estas fontes. As fontes de boro, como ulexita e bórax, têm concentrações de 8 a 15% e de 10,5% deste nutriente, respectivamente. Assim, a aplicação de $0,5$ a 1 kg ha^{-1} , forneceria $0,8$ a $1,5 \text{ kg de B ha}^{-1}$. Quando o boro é fornecido via FTE – 12 ou FTE - 16, a recomendação passa a ser de 30 a 40 kg.ha^{-1} desta fonte, fornecendo cerca de $0,72$ a $0,45 \text{ kg de B ha}^{-1}$ (MONTEIRO; COLOZZA; WERNER, 2004).

Aguiar (2004) cita que a disponibilidade hídrica pode acarretar deficiência de alguns nutrientes devido à menor taxa de mineralização da matéria orgânica. Isto pode ocorrer com o boro, pois a matéria orgânica é considerada fonte deste elemento.

A média de produção em três cortes foi menor do que a observada por outros estudos conduzidos no mesmo sistema de produção, como Voltolini (2006) que obteve produções de 6270 a 6310 kg MS.ha⁻¹, por corte.

Os menores valores de produção observados no período podem ser devidos à baixa precipitação que ocorreu no mês de novembro e pela existência de um fenômeno climático durante o mês de janeiro de 2007.

Durante o mês de novembro as precipitações foram suficientes somente para que houvesse reposição de água no solo, conseqüente da falta de chuvas durante os períodos anteriores, resultando em um balanço hídrico igual a zero (Figuras 3 e 4). Durante o mês de dezembro o excedente hídrico já se estabeleceu.

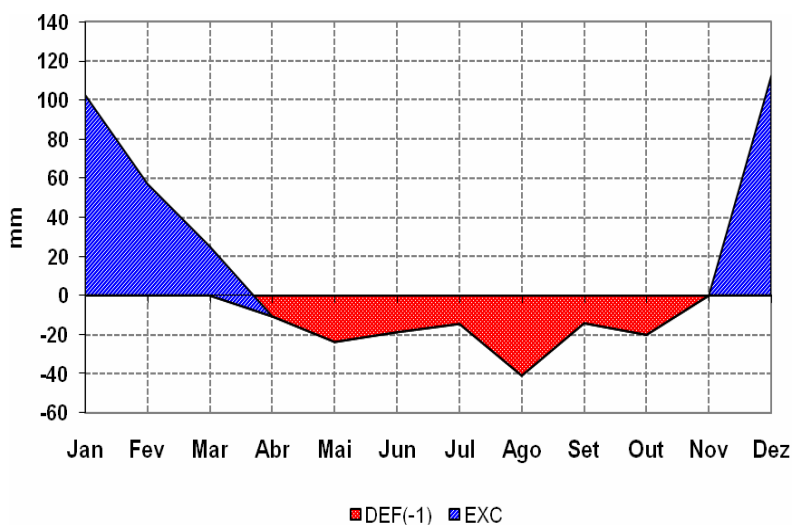


Figura 3 - Balanço hídrico da região de Piracicaba durante o ano de 2006

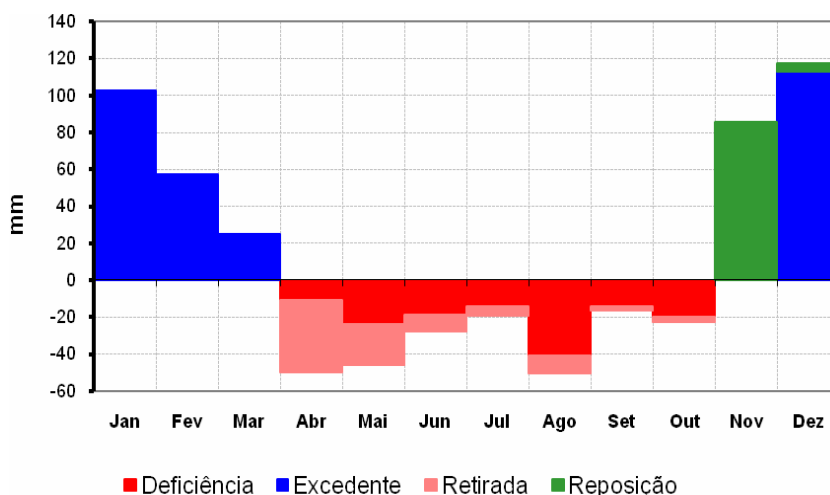


Figura 4 - Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica durante o ano de 2006 na região de Piracicaba

Em solos argilosos a capacidade de retenção de água é maior, ou seja, as plantas não aprofundam tanto o sistema radicular (PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS, 2002). Assim, após um período de déficit hídrico a reposição de água no solo não foi suficiente para o pleno fornecimento às plantas durante novembro, principalmente, em se tratando de um solo argiloso. As medidas de potencial da água no solo, que foram em média para os meses de novembro e dezembro em torno de 300 e 150 mm Hg respectivamente, e a necessidade de aplicação de nove horas de vácuo para a obtenção de solução do solo para as avaliações de lixiviação mostram que a disponibilidade de água às plantas era reduzida.

Ao mesmo tempo em que a disponibilidade hídrica não era plena, pelo menos em novembro, os índices de insolação de novembro e dezembro de 2006 foram abaixo da média histórica. A taxa do mês de novembro foi de $6,5 \text{ h d}^{-1}$, sendo a média histórica de $7,3 \text{ h d}^{-1}$. Para o mês de dezembro a média de $6,0 \text{ h d}^{-1}$ também foi abaixo da histórica de $6,5 \text{ h d}^{-1}$, mas menos significativa.

Por outro lado, a taxa de insolação para o mês de janeiro foi muito diferente da média dos últimos 44 anos. As menores taxas de insolação são devidas ao fato de que

durante os meses de dezembro de 2006 e janeiro de 2007 ocorreu o fenômeno chamado de Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS). Este fenômeno ocorre durante os meses de verão no hemisfério sul e é caracterizado pela estacionaridade da banda de nebulosidade por vários dias, alterando o regime de chuvas das regiões afetadas (QUADRO, 1994). Durante o mês de dezembro o fenômeno se apresentou com menor intensidade, porém no mês de janeiro a intensidade foi maior.

No mês de janeiro houve a persistência do episódio de ZCAS em grande parte das regiões Sudeste e Centro-Oeste, principalmente nos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e sul de Minas Gerais. Nestes locais os totais de precipitação estiveram, aproximadamente, 80% acima da média, colocando janeiro de 2007 entre os mais chuvosos dos últimos 46 anos (CPTEC – INPE, 2007).

A persistência das ZCAS, banda de nuvens que se estende desde o Brasil Central até o Oceano Atlântico, causou os menores índices de insolação diária dos últimos 44 anos. A média mensal do mês de janeiro foi de 3,8 h.dia⁻¹, sendo que a média dos últimos 90 anos foi de 6,2 h d⁻¹, sendo que nos anos de 2005, 1963, 1950 e 1929 as médias foram de 3,6, 3,3, 3,9 e 2,6 h d⁻¹. Isto indica que houve restrição à produção devido à baixa luminosidade no período.

A definição da eficiência com que culturas ou populações naturais produzem matéria seca segundo Monteith (1972) pode ser expressa pelo produto de sete fatores onde um deles é determinado pela transparência da atmosfera da terra e outro pela quantidade de energia que é necessária para que os processos fotossintéticos ocorram. Assim, quando a quantidade de luz que chega até a planta é reduzida, seja por arquitetura do dossel (PEDREIRA; PEDREIRA, 2007) ou por transparência reduzida da atmosfera, o potencial produtivo da planta pode ser reduzido.

Carvalho, Freitas e Xavier (2002) avaliaram a produção de seis gramíneas forrageiras em relação ao sombreamento destas por árvores de angico-vermelho (*Anadenanthera macrocarpa*). O sombreamento foi reduzido em 30 a 60% da luz incidente e diminuiu a produção de todas as espécies em dois cortes de produção em relação aos tratamentos não sombreados. No primeiro corte as forrageiras *B. brizantha* cv. Marandu, *P. maximum* cvs. Aruana, Makueni, Mombaça, Tanzânia e *C. dactylon* cv. Tifton 68 tiveram suas produções reduzidas em 43, 17, 31, 37, 38 e 2% nos tratamentos

sombreados, respectivamente. Estas mesmas forrageiras tiveram redução de produção de 38, 35, 37, 35, 35 e 6% no segundo corte, respectivamente.

Schreiner (1987) avaliando a tolerância de quatro gramíneas, *Brachiaria decumbens* Stapf. Prain, *Digitaria decumbens* Stent, *Hemarthria altissima* (Poir.) Stapf & Hubbard e *Paspalum notatum* Flüdge var. *Saurae*, ao sombreamento observou reduções de 5, 41 e 78% na produção de matéria seca nos sombreamentos de 25, 50 e 80%, respectivamente.

4.2 Volatilização

O ajifer e o nitrato de amônio foram as fontes que menos perderam nitrogênio em todos os ciclos.

Esta informação está de acordo com os dados de Costa (2001) que obteve perdas por volatilização da ordem de 9% do nitrogênio aplicado ao longo de 38 dias de avaliação. As menores perdas decorrentes do ajifer podem ser resultantes do fato que este resíduo apresenta outros nutrientes, como enxofre e cátions (potássio, cálcio e magnésio) que contribuem à redução de perdas por volatilização (SENGIK; KIEHL, 1995; COSTA, 2001). As perdas do nitrato de amônio foram também menores, o que já era esperado devido à aplicação de nitrogênio sob a forma nítrica. Este dado corrobora com os encontrados por Lara-Cabezas (1998) que encontrou perdas menores que 10% do nitrogênio aplicado superficialmente sob a forma de nitrato de amônio em milho plantado sobre aveia no sistema de plantio direto e menores que 5% em sistema de plantio convencional.

Durante o primeiro ciclo de amostragem as perdas mais significativas foram atribuídas ao esterco, seguido pela cama de frango e uréia, que não diferiu da perda apresentada pelo nitrato de amônio. Este ciclo foi o que apresentou as maiores perdas para a cama de frango e esterco (Tabela 10).

Tabela 10. Perdas totais de nitrogênio (kg de N ha⁻¹) para as fontes de acordo com o ciclo de avaliação

Ciclos	Ajifer	Cama de Frango	Esterco	Nitrato de amônio	Uréia
1	3,15 ^{aA}	23,97 ^{aC}	26,42 ^{aC}	9,68 ^{aAB}	22,27 ^{aBC}
2	0,66 ^{aA}	15,88 ^{abB}	6,01 ^{bA}	0,48 ^{aA}	22,50 ^{aB}
3	2,70 ^{aA}	11,93 ^{bB}	2,71 ^{bA}	0,51 ^{aA}	40,12 ^{bC}

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, nas colunas, não indicam diferenças entre os ciclos para a mesma fonte, enquanto mesmas letras maiúsculas, entre colunas, não indicam diferenças entre fontes no mesmo ciclo à significância de 5% pelo teste t

Neste ciclo durante a aplicação dos adubos houve pluviosidade de 15,5 mm, o que pode ter sido suficiente para a incorporação da uréia, pois chuvas de 10 a 20 mm são consideradas suficientes à incorporação (HARGROVE, 1988). Martha Jr. (2003) conclui que precipitações pluviais que ocorrem durante o primeiro dia após adubação feita com uréia podem ser eficientes na redução das perdas nitrogenadas.

No caso do esterco e da cama de frango a pluviosidade ocorrida poder ter sido suficiente somente para aumentar o teor de umidade destas fontes, ao invés de incorporá-las, principalmente no caso do esterco que apresentou as maiores perdas.

Cabrera e Chiang (1994) avaliaram perdas nitrogenadas por volatilização de amônia em dois tipos de cama de frango, A com 4,6% e B com 2,7% de nitrogênio, que receberam a adição de água em níveis de 160 a 2400 g kg⁻¹. Aumentos no teor de água a partir de 230 g kg⁻¹ na cama de frango A e de 160 g kg⁻¹ na cama B até a quantidade de 2400 g kg⁻¹ aumentaram significativamente as perdas por volatilização. Isto pode ser devido ao aumento ocorrido na mineralização do nitrogênio e na dissolução do amônio presente no material. A cama de frango A perdeu de 6,7 a 13,5%, enquanto o material B perdeu de 3,6 a 10,1% do nitrogênio aplicado devido à volatilização de amônia.

O teor de matéria seca do esterco aplicado durante o primeiro ciclo foi maior do que os aplicados nos demais. No ciclo 1 o esterco tinha 60% de matéria seca, enquanto no ciclo 2 apresentou 52% e no ciclo 3 40% de matéria seca. Esta diferença ocorreu porque o esterco era armazenado em local sem cobertura e nos ciclos 2 e 3, principalmente neste último, ocorreram chuvas que acabaram molhando o esterco, aumentando seu teor de água.

Como nos ciclos 2 e 3 o esterco tinha uma matéria seca menor do que a observada no primeiro ciclo por ocasião de sua aplicação, a incorporação do nitrogênio pode ter sido favorecida pela maior fluidez do esterco, diminuindo as perdas por volatilização. Svensson (1994) mostrou que o aumento da fluidez do esterco diminuiu significativamente as perdas por volatilização. Isto se deve à capacidade de infiltração do esterco mais fluído no solo, permitindo a adsorção do amônio proporcionada pela CTC do solo, reduzindo o potencial de perda na forma de amônia.

Svensson (1994) encontrou perdas de 5,6 ppm de amônia para o esterco com 10,6% de sólidos totais (menor teor de matéria seca), enquanto o esterco com 13,3% de sólidos totais (maior teor de matéria seca) apresentou perdas de 11,9 ppm de amônia. Basso et al. (2004) mostram que um dos fatores que proporcionou maiores perdas de amônia em dejetos de suínos foi o maior teor de matéria seca do material aplicado. Estudos feitos com fertilizantes líquidos apresentam perdas bem menores quando estes são comparados com fertilizantes sólidos, como é o caso do urân e do ajifer, ilustrado no estudo de Costa (2001).

Durante o ciclo 2 as perdas mais significativas foram atribuídas à cama de frango e uréia (Tabela 10), enquanto no ciclo 3 a uréia foi a fonte que apresentou as maiores perdas por volatilização. Neste último ciclo as chuvas começaram a ocorrer mais frequentemente, fazendo com que a adubação fosse realizada em solo mais úmido do que nos ciclos anteriores.

Beauchamp, Kidd e Thurtell (1982) obtiveram as maiores perdas por volatilização de amônia de esterco líquido durante o primeiro e segundo dias. Esses autores mostram que as chuvas apenas diminuíram a volatilização temporariamente, pois logo após as chuvas as temperaturas do ar aumentavam e potencializavam as perdas. As perdas observadas foram de 24% e 33% do nitrogênio aplicado no primeiro e segundo ano de avaliação, respectivamente.

Avaliando as perdas por volatilização de dejetos líquidos de suínos, Basso et al. (2004) obtiveram as maiores perdas durante as primeiras horas após a aplicação do resíduo. As perdas acumuladas variaram de 19 a 39% do nitrogênio aplicado.

Quando se avalia as perdas ocorridas considerando o regime de chuvas durante o período de amostragem (Figuras 5, 6 e 7) pode-se observar estas influenciaram as perdas por volatilização.

Durante o ciclo 1 (Figura 5) à medida que a precipitação diminui, as perdas aumentam. A precipitação pluvial média observada durante o primeiro dia foi 15,5 e no segundo dia foi de 2,8 mm, sendo que a ausência de chuvas subseqüentes potencializou as perdas por volatilização.

No segundo ciclo a chuva de 2,2 mm que aconteceu durante o segundo dia somente serviu para que as perdas aumentassem, principalmente, as do N da uréia que teve maior aumento de volatilização neste mesmo dia (Figura 6).

A chuva de 15,5 mm que ocorreu durante o segundo dia de avaliação no ciclo 3 proporcionou desaceleração das perdas que estavam acontecendo para a uréia enquanto que aumentou as apresentadas pela cama de frango (Figura 7). As perdas de amônia apresentadas por esta fonte aumentaram no dia seguinte à chuva ocorrida, o que pode ser devido à ausência de chuva neste dia, fazendo com que a amônia fosse perdida juntamente com o processo de evaporação da água retida no material.

A umidade do solo pode ter sido suficiente para potencializar a hidrólise da uréia sem a incorporação desta, aumentando as perdas por volatilização. O efeito da umidade do solo nas perdas por volatilização de amônia foi observado por Costa (2001) e Martha Jr (2003).

No ciclo 3 a uréia apresentou as maiores perdas de 12 para 24 e de 24 para 36 horas após sua aplicação (Tabela 13), sendo que neste segundo dia após a aplicação da uréia houve chuva de 15,6 mm. Esta pode não ter sido suficiente à incorporação da uréia que já pode ter começado a ser hidrolisada antes devido à umidade do solo. Esta maior perda durante o segundo dia pode ser explicada pela informação de Cantarella e Marcelino (2007) que citam que a maior parte da uréia aplicada é hidrolisada do primeiro ao terceiro dias após a sua aplicação.

A maior contribuição às perdas totais do nitrogênio do esterco veio da amônia volatilizada durante as amostragens feitas no segundo dia sendo os valores absolutos mais representativos de 12 para 24 e de 24 para 36 horas no primeiro ciclo (Tabela 11). Durante o segundo ciclo as perdas por volatilização aconteceram no primeiro dia e, a

partir desse dia, não ocorreram perdas até o final do período experimental que se encerrou com 84 horas após a adubação (Tabela 12).

No ciclo 3 foi observado o mesmo comportamento daquele do ciclo 2, isto é, as perdas ocorreram somente nas primeiras horas após a aplicação do esterco (Tabela 13).

A cama de frango teve as maiores perdas por volta do segundo dia de amostragem (de 24 para 36 e de 48 para 60 horas) no primeiro ciclo (Tabela 11). No ciclo 2 (Tabela 12) a maior contribuição veio do segundo dia (de 24 para 36 horas). O terceiro ciclo apresentou maiores perdas mais tarde do que os outros com a maior perda ocorrendo no terceiro dia (de 48 para 60 horas) (Tabela 13).

A uréia apresentou as maiores perdas no período de 12 para 36 horas durante o primeiro ciclo (Tabela 11). No segundo ciclo (Tabela 12) a maior perda veio após 48 horas. O ciclo 3 (Tabela 13) mostrou que as maiores contribuições vieram das amostragens feitas a partir de 12 horas sendo as maiores perdas registradas entre 24 e 36 horas após a aplicação da cama de frango na pastagem.

Estes dados estão de acordo com os observados por Cantarella et al. (2001), Basso et al. (2004), Weerden e Jarvis (1996) que obtiveram os picos de perdas durante os primeiros dias após a adubação. Martha Jr. (2003) também mostraram que as perdas da amônia volatilizada durante o primeiro dia após a adubação foram mais expressivas. Costa (2001) observou que as maiores perdas ocorreram até seis dias após a adubação de cana-de-açúcar com fontes nitrogenadas.

Martha Jr. (2003) obteve perdas que variaram de 41 a 48% do nitrogênio aplicado como uréia nas doses de 80 e 40 kg de N.ha⁻¹. Costa (2001) observou perdas acumuladas de 36% do nitrogênio aplicado sob a forma de uréia, 15% com uran e 35% com a mistura de uréia e sulfato.

As perdas por volatilização variam bastante de acordo com as condições ambientais, doses e formas de nitrogênio aplicado (Basso et al., 2004; Martha Jr., 2003; Costa, 2001), porém os valores observados no presente estudo são próximos dos obtidos na literatura.

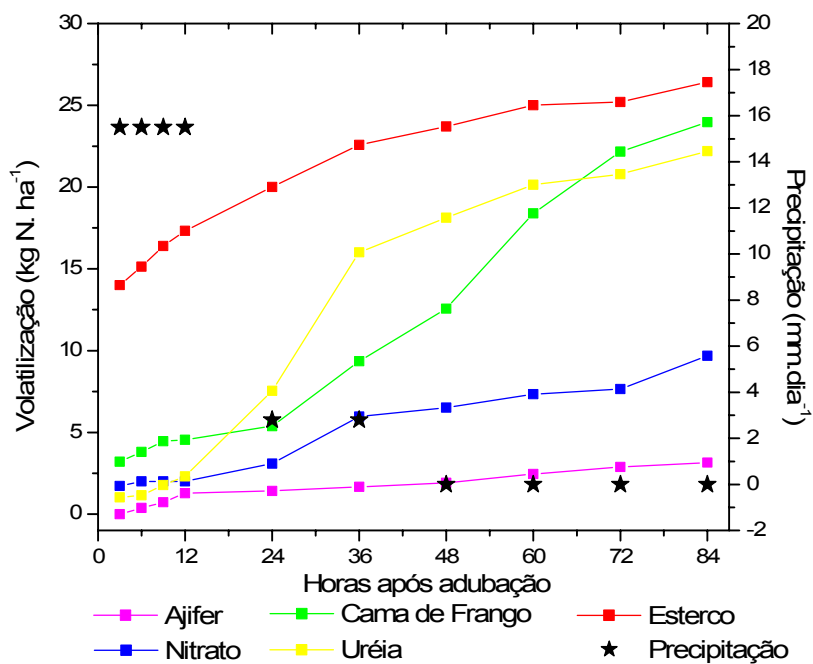


Figura 5 – Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha⁻¹) no ciclo 1

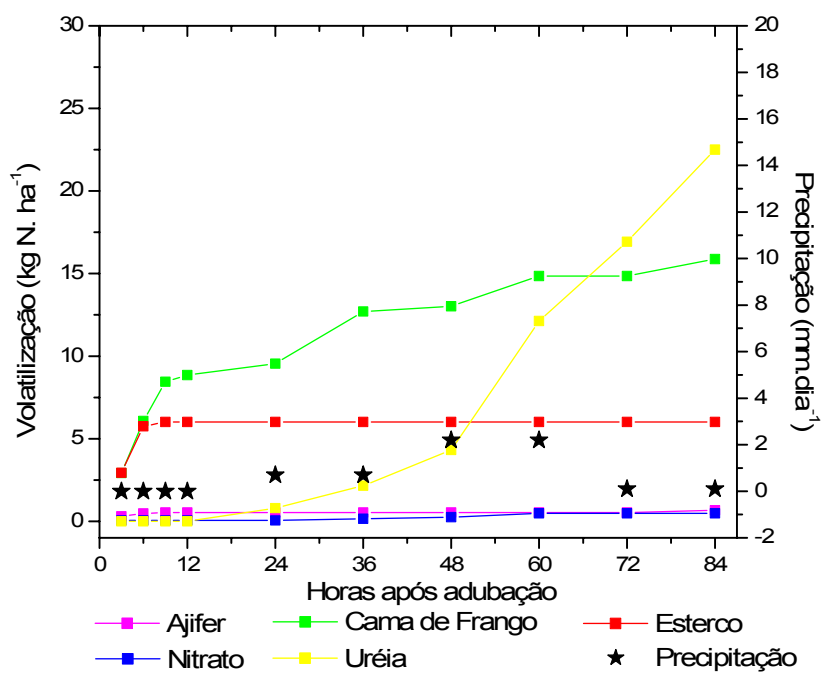


Figura 6 – Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha⁻¹) no ciclo 2

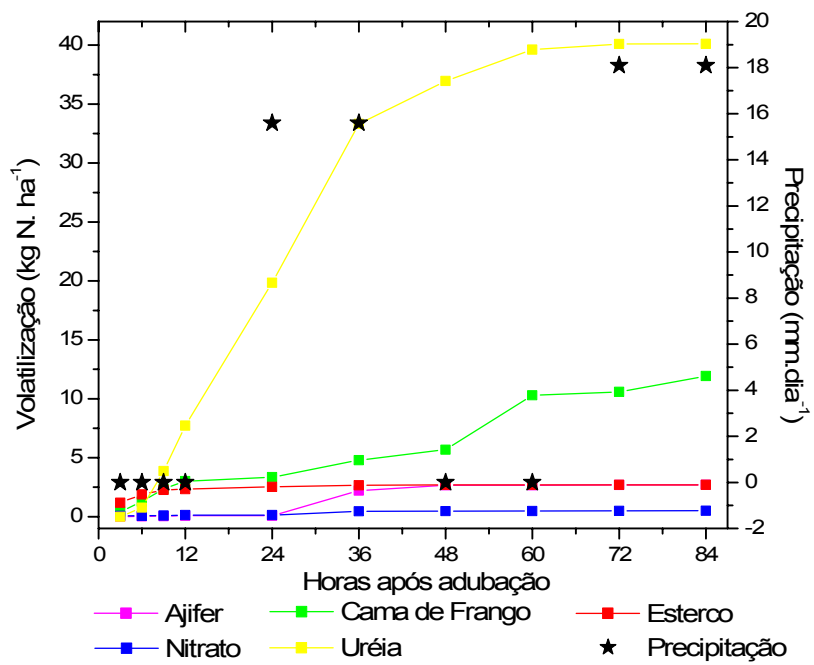


Figura 7 – Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha⁻¹) no ciclo 3

Tabela 11 - Perdas por volatilização (kg N ha⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 1, realizado no mês de novembro de 2006

Fontes	Horas									
	3	6	9	12	24	36	48	60	72	84
Ajifer	4,55.10 ^{-13a}	0,38 ^a	0,73 ^a	1,28 ^a	1,42 ^a	1,67 ^a	1,91 ^a	2,45 ^a	2,88 ^a	3,15 ^a
C.Frango	3,21 ^a	3,80 ^{ab}	4,46 ^{ab}	4,55 ^{ab}	5,38 ^{ab}	9,35 ^{bc}	12,57 ^{cd}	18,39 ^{de}	22,17 ^e	23,97 ^e
Esterco	14,01 ^a	15,14 ^{ab}	16,40 ^{ab}	17,32 ^{abc}	20,01 ^{bcd}	22,58 ^{cde}	23,71 ^{de}	25,01 ^{de}	25,21 ^{de}	26,42 ^e
Nitrato	1,72 ^a	2,00 ^{ab}	2,00 ^{ab}	2,0 ^{ab}	3,09 ^{ab}	5,97 ^{abc}	6,52 ^{abc}	7,33 ^{abc}	7,65 ^{bc}	9,68 ^c
Uréia	1,02 ^a	1,15 ^a	1,78 ^{ab}	2,31 ^{ab}	7,54 ^b	16,01 ^c	18,13 ^{cd}	20,15 ^{cd}	20,79 ^{cd}	22,2 ^d

Tabela 12 - Perdas por volatilização (kg N ha⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 2, realizado no mês de dezembro de 2006

Fontes	Horas									
	3	6	9	12	24	36	48	60	72	84
Ajifer	0,3 ^a	0,47 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,66 ^a
C.Frango	2,92 ^a	6,08 ^{ab}	8,45 ^b	8,85 ^b	9,55 ^{bc}	12,70 ^{cd}	13,02 ^{cde}	14,85 ^{de}	14,85 ^{de}	15,88 ^e
Esterco	2,94 ^a	5,75 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a
Nitrato	0,05 ^a	0,05 ^a	0,05 ^a	0,05 ^a	0,05 ^a	0,15 ^a	0,25 ^a	0,48 ^a	0,48 ^a	0,48 ^a
Uréia	3,45.10 ^{-13a}	2,66.10 ^{-13a}	2,74.10 ^{-13a}	2,77.10 ^{-13a}	0,80 ^{ab}	2,16 ^{ab}	4,31 ^b	12,13 ^c	16,93 ^d	22,50 ^e

Tabela 13 - Perdas por volatilização (kg N ha⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 3, realizado no mês de janeiro de 2007

Fontes	Horas									
	3	6	9	12	24	36	48	60	72	84
Ajifer	239.10 ^{-14a}	0,03 ^a	0,05 ^a	0,09 ^a	0,09 ^a	2,22 ^a	2,67 ^a	2,67 ^a	2,69 ^a	2,70 ^a
C.Frango	0,42 ^a	1,28 ^{ab}	2,37 ^{abc}	3,02 ^{abcd}	3,35 ^{bcd}	4,8 ^{cd}	5,68 ^d	10,30 ^e	10,59 ^e	11,93 ^e
Esterco	1,18 ^a	1,89 ^a	2,27 ^a	2,34 ^a	2,53 ^a	2,67 ^a	2,71 ^a	2,71 ^a	2,71 ^a	2,71 ^a
Nitrato	0,07 ^a	0,07 ^a	0,10 ^a	0,13 ^a	0,14 ^a	0,46 ^a	0,47 ^a	0,48 ^a	0,50 ^a	0,51 ^a
Uréia	9,09.10 ^{-12a}	0,77 ^a	3,88 ^b	7,73 ^c	19,85 ^d	33,32 ^e	36,96 ^f	39,62 ^{fg}	40,10 ^g	40,12 ^g

4.3 Lixiviação

A lixiviação de nitrato não diferiu entre os tratamentos, porém houve diferença entre os ciclos amostrados (Tabela 14).

Tabela 14 - Fluxo diário de nitrato ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) durante os ciclos avaliados

Tratamentos	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 3	Média
Testemunha	$-4,72 \cdot 10^{-8}$	$-4,79 \cdot 10^{-6}$	-0,00001	$-5,68 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Uréia	$-1,63 \cdot 10^{-8}$	$-7,54 \cdot 10^{-6}$	-0,00003	$-0,00001 \text{ }^a$
Nitrato	$-2,34 \cdot 10^{-9}$	$-8,25 \cdot 10^{-6}$	-0,00001	$-7,71 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Esterco	$-0,571 \cdot 10^{-9}$	$-3,2 \cdot 10^{-6}$	-0,00002	$-8,29 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Cama de Frango	$1,365 \cdot 10^{-8}$	$-4,01 \cdot 10^{-6}$	-0,00002	$-7,06 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Ajifer	$4,953 \cdot 10^{-7}$	$-2,22 \cdot 10^{-6}$	-0,00001	$-5,47 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Média	$7,375 \cdot 10^{-8} \text{ }^a$	$-5 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$	$-0,00002 \text{ }^b$	

A ausência de lixiviação teve como principal responsável a natureza argilosa do solo, que reduz a velocidade de percolação da água no solo seja reduzida a ponto de não provocar a lixiviação de íons presentes na solução do solo, como é o caso do nitrato.

O ciclo 3 teve maiores valores de fluxo pois as precipitações durante o mês de dezembro e janeiro foram suficientes para a ocorrência de excedente hídrico no solo. O fato da ocorrência de reposição durante o mês de novembro resultou em menores fluxos de água durante o primeiro ciclo. Costa et al. (1999), avaliando a lixiviação de nitrato, não observaram diferenças na concentração de nitrato ao longo do perfil do solo. Uma das causas foi que a partir de 25 cm de profundidade do solo a umidade diminuiu, ficando por volta de 10%, o que colaborou com a redução da movimentação do nitrato.

No segundo ciclo, como se trata de um solo argiloso, a percolação de água no perfil ainda foi lenta, porém no terceiro ciclo esta foi maior devido ao regime constante de chuvas que se estabeleceu durante dezembro, janeiro e fevereiro, sendo estes dois últimos meses correspondentes ao terceiro ciclo (Figuras 3, citada no item 4.1, e Figura 8).

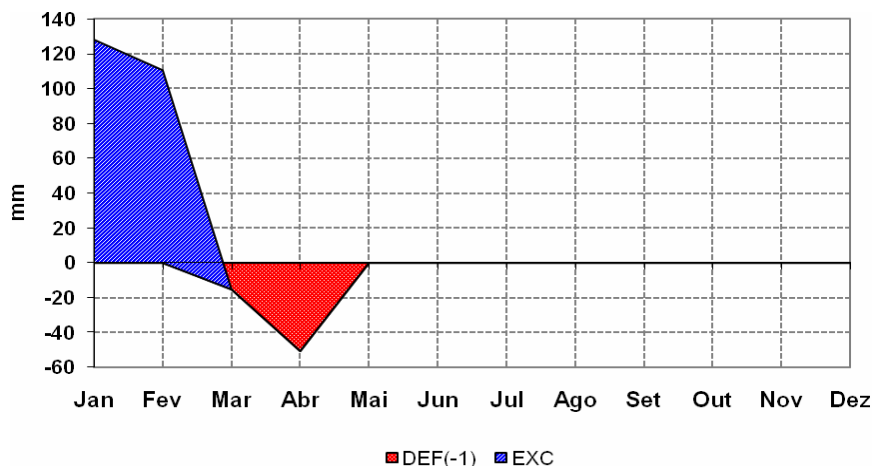


Figura 8 – Excedente e déficit hídrico durante o começo do ano de 2007

A presença de água faz com que a movimentação se dê por fluxo de massa. Com a ausência do transporte por fluxo de massa, como quando a quantidade de água no solo é limitada, o processo responsável pela movimentação do nitrato passa a ser a difusão. A difusão do nitrato em ambientes de baixa disponibilidade hídrica é lenta (COSTA et al., 1999) refletindo na ausência do processo de lixiviação.

Os valores de nitrogênio perdido durante os períodos amostrados são muito baixos, muitas vezes próximos de zero (Tabela 15). As perdas totais de nitrogênio, acumuladas nos três períodos de amostragem estão na Tabela 16.

Tabela 15 - Quantidade de nitrogênio ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) em cada ciclo de amostragem

Tratamentos	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 3
Testemunha	$-2,14 \cdot 10^{-7}$	$-4,21 \cdot 10^{-5}$	$-6,33 \cdot 10^{-5}$
Uréia	$-7,4 \cdot 10^{-8}$	$-6,63 \cdot 10^{-5}$	$-18,96 \cdot 10^{-5}$
Nitrato	$-1,06 \cdot 10^{-7}$	$-7,25 \cdot 10^{-5}$	$-6,33 \cdot 10^{-5}$
Esterco	$-2,6 \cdot 10^{-9}$	$-2,81 \cdot 10^{-5}$	$-12,66 \cdot 10^{-5}$
Cama de Frango	$6,2 \cdot 10^{-8}$	$-3,55 \cdot 10^{-5}$	$-12,66 \cdot 10^{-5}$
Ajifer	$2,24 \cdot 10^{-6}$	$-1,95 \cdot 10^{-5}$	$-6,33 \cdot 10^{-5}$

Tabela 16 - Quantidade de nitrogênio (kg ha^{-1}) perdida no total acumulado dos três ciclos de amostragem

Tratamentos	Total
Testemunha	0,000106
Uréia	0,000256
Nitrato	0,000136
Esterco	0,000155
Cama de Frango	0,000162
Ajifer	0,00008

As quantidades de nitrogênio lixiviado no presente estudo são menores do que as apresentadas pela compilação de dados feita por Reichardt et al. (1982) para a região de Piracicaba. Esses autores mostraram que doses de $90 \text{ kg de N ha}^{-1}$ apresentaram perdas de $4,5 \text{ g de N ha}^{-1}$ em média, para plantas de milho e feijão. O ritmo de absorção de nitrogênio de plantas forrageiras e de plantas de feijão e milho é diferente, fato este que pode mudar o potencial de perdas de nitrato na área, pois este é prontamente absorvido pela planta.

As perdas apresentadas nesse trabalho representam muito pouco do total de nitrogênio aplicado na área. Estes valores corroboram as informações de Stout et. al (1997) mostrando que as perdas proporcionadas pela aplicação de esterco não são grandes contribuintes à poluição de águas subterrâneas. No presente estudo podemos ver que as perdas por lixiviação obtidas através do uso das outras fontes avaliadas também não representaram ameaça ao potencial poluente da atividade de adubação, mesmo quando a área experimental apresentava elevados níveis de fertilidade.

Solos tropicais apresentam participação reduzida de perdas por lixiviação de nitrato na eficiência da adubação nitrogenada. Isto ocorre porque estes solos apresentam capacidade de adsorção de ânions na superfície coloidal (OLIVEIRA; VILELA; ANGELAYARZA, 2000). A adsorção do nitrato retarda sua movimentação em relação à da solução do solo, reduzindo assim o potencial de perdas por lixiviação (BOWEN et al., 1993).

Warren e Kihanda (2001) demonstram que um dos fatores que podem atuar na adsorção de nitrato, juntamente com outras características do solo, como por exemplo,

pH e matéria orgânica (BLACK; WARING, 1979, COSTA et al., 1999), é a capacidade de troca aniônica que determinado solo apresenta.

Este parâmetro aumenta com a profundidade do solo (Figura 9) (WARREN e KIHANDA, 2001) e pode ser uma das causas para que maiores quantidades de nitrato sejam encontradas em profundidades maiores que 30 cm ou abaixo do sistema radicular das plantas em questão. Wilcke e Lilienfein (2005) e Warren e Kihanda (2001) citam ainda que menor quantidade de matéria orgânica e maior quantidade de argila, em relação às camadas superficiais, podem afetar a capacidade de troca aniônica e a adsorção de nitrato.

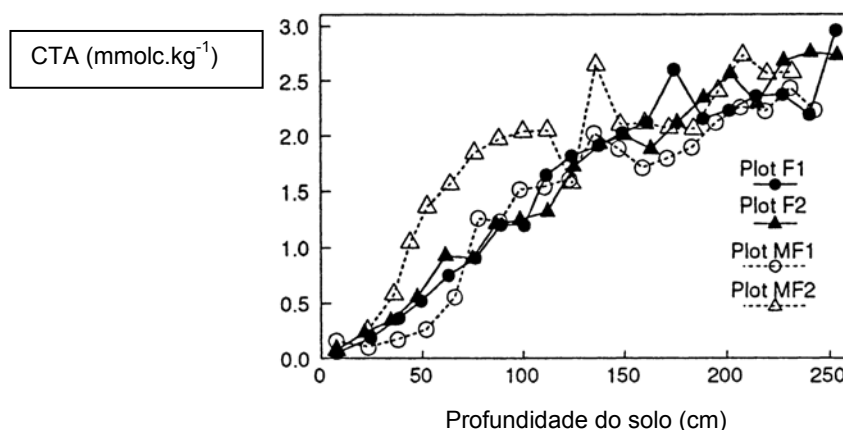


Figura 9 - Capacidade de troca aniônica nas profundidades de solo de acordo com o tratamento imposto, onde F1 e F2 são aplicação somente de fertilizante nitrogenado e MF1 e MF2 são aplicação de fertilizante nitrogenado e esterco de curral

Fonte: Warren e Kihanda, 2001

Warren e Kihanda (2001) concluem que a capacidade de troca aniônica causa atraso na movimentação do nitrato ao longo do perfil do solo, ao invés de fixá-lo em uma determinada profundidade. Esta informação é corroborada pelos dados apresentados por Costa et al. (1999) que também observaram atraso na movimentação do íon nitrato no solo. Os primeiros autores citam que o fato de alguns solos serem muito argilosos também causa atraso na movimentação de nitrato no solo, pois a

formação de macroporos, que levam aos caminhos preferenciais de movimentação da solução no solo, é reduzida em relação a outros solos tropicais.

No trabalho de Warren e Kihanda (2001) ainda há a evidência de imobilização do nitrogênio vindo do fertilizante, que pode ter sido remineralizado de acordo com a dinâmica de mineralização da matéria orgânica do solo. Isto nos mostra que esta imobilização pode não permitir que resultados de lixiviação de nitrogênio sejam observados em estudos conduzidos em curtos períodos de tempo.

Wilcke e Lilienfein (2005) avaliaram a lixiviação de nitrato em oxissolos sob vegetação nativa de cerrado, plantação de pinus, pastagem produtiva e em degradação, e integração de milho e soja com cultivo convencional e sistema de plantio direto. As quantidades de nitrogênio lixiviadas não foram detectadas no solo sob pastagem produtiva, enquanto que na pastagem em degradação foram perdidos 0,21 g de N-NO₃ m⁻² ano⁻¹ na profundidade de 80 cm. As maiores perdas na mesma profundidade foram atribuídas aos sistemas de cultivo convencional, com 0,85 g de N-NO₃ m⁻² ano⁻¹, e plantio direto, com 0,94 g N-NO₃ m⁻² ano⁻¹.

O estudo de Wilcke e Lilienfein (2005) concluiu que a avaliação do balanço de fluxo de nutrientes mostrou que a vegetação nativa de cerrado, as plantações de pinus e as pastagens são sistemas que tendem acumular nutrientes que podem ser lixiviados, como K e N, enquanto que as plantações (milho-soja) tendem a perder estes nutrientes.

Lilienfein et al. (2003) mostraram que em pastagens o nitrato foi lixiviado para camadas mais profundas do solo, por volta de 30 cm, a partir de onde este foi armazenado, provavelmente devido à adsorção proporcionada por cargas positivas presentes nestes locais (MORAIS; PAGE; LUND, 1976; OLIVEIRA; VILELA; ANGELAYARZA, 2000; WARREN; KIHANDA, 2003; WILCKE; LILIENFEIN, 2005). Neste estudo concluiu-se que pastagens formam reservas de nitrogênio no solo, em maiores profundidades, que podem ser disponibilizadas para camadas mais superficiais pelas plantas.

O estudo conduzido por Prasertsak et al. (2001), na Austrália, mostra que menos de 1% do nitrogênio aplicado na forma de uréia foi detectado em camadas do solo entre 80 e 110 cm de profundidade. Estudos conduzidos no mesmo local (Mc SHANE et al., 1993; MOODY et al., 1996, apud PRASERTSAK et al., 2001) não obtiveram lixiviação

de nitrato em experimentos conduzidos por mais de um ano. Barraclough et al. (1983) concluíram que doses de até 400 kg N.ha-1 não provocaram lixiviação de nitrato no perfil do solo em um sistema tropical.

4.4 Recuperação aparente

A recuperação aparente de nitrogênio não apresentou diferenças entre os tratamentos e entre os ciclos amostrados (Tabela 17).

Tabela 17 - Recuperação aparente de nitrogênio (%) dos ciclos 1 e 3

Tratamento	Ciclo 1	Ciclo 3	Média
Uréia	14,85	10,82	12,74 ^a
Nitrato	16,31	17,81	17,06 ^a
Esterco	8,74	9,88	9,31 ^a
Cama de Frango	34,40	27,85	31,12 ^a
Ajifer	0,93	15,92	8,43 ^a
Média	15,05 ^a	16,42 ^a	

A grande amplitude e variação observada nos dados pode ter prejudicado a avaliação estatística não permitindo a detecção de diferenças entre os tratamentos, sendo este fato já relatado por Menezes (2004) e Muñoz et al. (2004).

Menezes (2004) cita que, por ser fruto da multiplicação do teor de nitrogênio pela produção de forragem do tratamento, a variabilidade pode ser aumentada por acumular as variações destas duas determinações. Muñoz et al. (2004), comparando métodos de determinação de recuperação de nitrogênio, demonstraram que as variabilidades obtidas pelo método isotópico foram menores do que as obtidas pelo método da diferença (Tabela 18).

Tabela 18 - Variação dos valores de recuperação de nitrogênio (%) para a dose de 90 kg de N ha⁻¹ aplicado sob a forma de esterco

Ano	N15	Método da diferença	Eficiência do fertilizante
1998	4 a 15	-31 a 62	-60 a 124
1999	8 a 26	9 a 31	10 a 148
2000	7 a 42	-4 a 43	-10 a 142

Os valores de recuperação, com exceção dos apresentados pela cama de frango, são baixos. A recuperação aparente média apresentada por Menezes (2004) foi de 25%, Paul e Beauchamp (1995) encontraram 76%, para experimento conduzido em casa de vegetação e 43%, em estudo realizado a campo para recuperação aparente com a aplicação de esterco.

Paul e Beauchamp (1995) observaram que as recuperações aparentes obtidas pelo método da diferença foram maiores que as obtidas com o método isotópico. Para o método isotópico as recuperações do nitrogênio vindo do esterco foram da ordem de 57%, para o estudo feito em casa de vegetação, e 15%, para o estudo feito a campo. Este menor valor é mais próximo dos apresentados no presente estudo que teve, em média, recuperação de 9,3% para o esterco.

Como o método da diferença superestima os valores de recuperação, como citado por Vitti (1998), podemos inferir que se essa avaliação fosse feita pelo método isotópico, os resultados desse experimento poderiam ser ainda menores. Porém Schröder (2005) cita que se o fornecimento de nitrogênio é superior à necessidade da planta, a recuperação pelo método isotópico tende a ser 10% maior do que a obtida pelo método da diferença. Isto poderia ocorrer no presente estudo, pois a quantidade de nitrogênio presente nas plantas que não receberam fertilização nitrogenada já era elevada, com médias de 2,8 e 2,2% nos ciclos 1 e 3, respectivamente.

Apesar de não ter sido constatada diferença entre os tratamentos, observa-se que os valores numéricos obtidos são contrastantes como, por exemplo, os apresentados pelo esterco são numericamente menores do que os das outras fontes em questão, com exceção do ajifer. Isto pode ser decorrência do fato de que em solos onde o esterco é aplicado existe atividade de microrganismos que alteram a dinâmica

de imobilização da matéria orgânica (PAUL; BEAUCHAMP, 1995), o que pode favorecer a menor recuperação aparente apresentada pelo esterco. Entretanto o resultado das avaliações das perdas por volatilização de amônia promovida pelo esterco foi maior, o que pode também ter prejudicado sua recuperação aparente de nitrogênio durante o primeiro ciclo.

A média de recuperação aparente apresentada pelo ajifer foi baixa, principalmente no primeiro ciclo. Após a primeira aplicação do ajifer foi observado um atraso de produção do capim, que ficou ligeiramente amarelecido após sua aplicação. Este aspecto amarelecido também foi relatado no estudo conduzido por Heinrichs e Soares Filho (2006), que observaram queima das folhas de braquiária após a aplicação do ajifer.

Heinrichs e Soares Filho (2006) demonstram que a produção de matéria seca foi crescente até a dose de 200 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ na forma de ajifer, sendo que a partir daí esta começou a decrescer. Os autores relatam que isto pode ser devido ao amarelecimento do capim, que por sua vez, pode ter sido consequência do baixo pH apresentado pelo ajifer usado (3,5 a 4,0) que deve ter proporcionado a queima das folhas e reduzido a capacidade fotossintética das plantas, bem como a produção de matéria seca.

Os valores de recuperação aparente de nitrogênio com a aplicação de esterco variam muito entre 25% e 70% (KANNEGANTI; KLAUSNER, 1994; SANDERSON; JONES, 1997; SULLIVAN et al., 1998). Muñoz et al. (2004) encontraram valores menores, da ordem de 16%, para a dose de 90 kg N.ha⁻¹ sob a forma de esterco, e de 6% para a dose de 179 kg de N ha⁻¹.

Primavesi et al. (2004) observaram recuperações aparentes semelhantes para uréia e nitrato de amônio. As recuperações obtidas foram de 68% para a uréia e de 68 a 75% para o nitrato de amônio. Soares e Restle (2002) constataram menores valores de recuperação de uréia, que foram de 26 a 37%.

Apesar de não terem sido diferentes, os valores apresentados pela cama de frango foram contrastantes aos de outras fontes. Estes valores podem ser decorrentes das maiores produções proporcionadas por esta fonte, como já visto anteriormente.

Os trabalhos citados mostram que as recuperações obtidas no presente estudo foram abaixo das normalmente observadas. Um dos fatores que pode ter influenciado estes valores é que as produções de matéria seca foram reduzidas, como já discutido anteriormente. Isto acontece porque, como a recuperação aparente é resultante do produto do valor de matéria seca produzido e o teor de nitrogênio da planta, as menores produções da forragem podem ter prejudicado a recuperação de nitrogênio. Como a absorção de nitrogênio é fortemente relacionada à demanda da planta pelo nutriente o menor ritmo de crescimento (ENGELS e MARSCHNER, 1995) pode justificar a menor recuperação do nitrogênio nesse experimento.

Outro aspecto que pode ter reduzido os valores de recuperação aparente de nitrogênio é relacionado ao teor de nitrogênio que as plantas já apresentavam sem a realização da adubação. Os teores apresentados pela testemunha em questão (2,8 e 2,2 para os ciclos 1 e 3, respectivamente) são considerados maiores do que os considerados adequados por Raij et al. (1996), que são de 1,3 a 2,0%.

Jokela (1992) obteve valores de recuperação aparente de nitrogênio aplicado sob a forma de esterco da ordem de 35%, porém as testemunhas deste experimento apresentavam valores deficientes de nitrogênio, abaixo de 1%, evidenciando assim o efeito dos tratamentos. Este autor cita que a superestimativa da recuperação pode ser devida ao fato de que o sistema radicular das parcelas controle pode ter tido desenvolvimento reduzido, prejudicando assim a absorção nitrogenada.

Muñoz et al. (2004) citam que quando a recuperação é determinada pelo método da diferença o resultado é altamente dependente das condições químicas iniciais do solo, mostrando que o status inicial da planta e do solo podem mudar os efeitos ilustrados pela recuperação aparente determinada pelo método da diferença.

5 CONCLUSÕES

As maiores produções obtidas pela cama de frango e pelo esterco mostram que estas fontes podem ser usadas como fontes de adubação. O fato de mais nutrientes serem aplicados com o fornecimento do nitrogênio resulta em vantagem ao uso destas fontes. Assim, as dificuldades intrínsecas ao uso de fertilizantes desta natureza, como uniformidade de aplicação e quantidade de nutrientes fornecidos, não podem ser consideradas entraves ao emprego destas fontes.

Desde que a devida atenção seja dada a fatores que podem levar ao acúmulo de determinados nutrientes em decorrência da aplicação prolongada destas fontes orgânicas, como o fósforo, as perdas apresentadas não resultaram em elevados potenciais poluentes sob as condições climáticas e características de solo apresentadas neste estudo, principalmente no que diz respeito à lixiviação de nitrato.

As fontes que apresentaram as maiores perdas foram diferentes durante os ciclos de amostragem, mostrando que as condições climáticas, principalmente o regime de precipitações, podem favorecer ou prejudicar o desempenho de uma determinada fonte. Porém a existência destas diferenças permite certa flexibilidade na escolha da fonte nitrogenada a ser usada, uma vez que dependendo das precipitações ocorridas, as perdas podem ser distintas, como demonstrado neste estudo.

Os baixos valores de recuperação aparente do nitrogênio aplicado refletem que em sistemas em que os níveis de nitrogênio na planta são considerados adequados ou até mesmo altos, a recuperação do nitrogênio é alterada devido aos cálculos envolvendo o produto entre produção de matéria seca e teor de nitrogênio na planta.

Mais uma vez foi observado que a grande variação obtida nos valores de recuperação aparente é caracterizada como desvantagem no uso desta avaliação. Isto pode resultar na negligência e generalização de valores de recuperação proporcionados por determinadas fontes.

Observou-se diferenças no padrão de perdas por lixiviação de nitrato entre os ciclos amostrados, confirmando a dependência deste processo em relação ao regime de precipitação e à características químicas e físicas do solo. Foram também observadas diferenças quanto ao padrão de perdas de nitrogênio por volatilização de amônia, mostrando que fatores climáticos podem favorecer ou prejudicar estas perdas,

dependendo da fonte aplicada. A recuperação aparente do nitrogênio aplicado não apresentou diferença, o que pode ter sido devido aos baixos valores obtidos, à grande variação entre os dados ou ao teor de nitrogênio, considerado adequado, das plantas do tratamento controle.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, R.N.S. **Avaliação de parâmetros minerais e determinação das normas DRIS do capim Tanzânia**. 2004. 148 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagens) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

ASMAR, F.; EILAND, F.; NIELSEN, N.E. Effect of extracellular-enzyme activities on solubilization rate of soil organic nitrogen. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 17, p. 32-38, 1994

BAHMANI, E.R.; THOM, C.; MATTHEW, C. Effect of nitrogen fertilizer on reproductive tiller development in perennial ryegrass. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 19, 2001, Piracicaba, **Proceedings...** Piracicaba: FEALQ, 2001, p. 39-40.

BALSARI, P.; GIOELLI, F.; DINUCCIO, E. Ammonia nitrogen emission from land spread farmyard manure. **International Congress Series**, Amsterdam, v. 1293, p. 327-330, 2006.

BARRACLOUGH, D.; HYDEN, M.J.; DAVIES, G.P.; WILLIAMS, J. Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. I. Field leaching results. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 35, p. 191-199, 1983

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; PAVINATTO, P.S.; SILVEIRA, M.J. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1773-1778, nov. / dez. 2004.

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

BEAUCHAMP, E.G.; KIDD, G.E.; THURTELL, G. Ammonia volatilization from liquid dairy cattle manure in the field. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 62, p. 11-19, Feb. 1982

BEAUDOIN, N.; MAKOWISK, D.; PARNAUDEAU, V.; MARY, B. Impact of agricultural scenarios on nitrate pollution at the catchment scale. In: **NITROGEN WORKSHOP, 10.**, 1998, Copenhagen. Copenhagen Royal Veterinary and Agricultural University, 1998.

BELLINI, G.; SUMMER, M.E.; RACLIFFE, D.E.; QAFOKU, N.P. Anion transport through columns of highly weathered acid soil: adsorption and retardation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 132-137, 1996

BEUCHAMP, E.G.; KIDD, G.E., THURTELL, G. Ammonia volatilization from dairy cattle manure in the field. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 62, p. 11-19, 1982.

BITZER, C.C.; SIMS, J.T. Estimating the availability of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 17, p. 47-54, 1988.

BLACK, A.S.; WARING, S.A. Effect of nitrate leaching in Oxissol columns on ¹⁵N abundance and nitrate breakthrough curves. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 10, p. 521-529, 1979

BLACK, A.S.; SHERLOCK, R.R.; SMITH, N.P. Effect of timing of simulated rainfall on ammonia volatilization from urea applied to soil of varying moisture content. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 38, p. 679-688, 1987.

BLAGODATSKY, S.A.; RICHTER, O. Microbial growth in soil and nitrogen turnover: a theoretical model considering the activity state of microorganisms. **Soil Biology & Biochemistry**, Berlin, v. 30, p.1743-1755, 1998

BONFIM-DA-SILVA, E.M. **Nitrogênio e enxofre na recuperação de pastagem de capim-braquiária em degradação em neossolo quartzarênico com expressiva matéria orgânica**. 2005. 123 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

BOUWMAN, A.F.; LEE, D.S.; ASMAN, W.A.H.; DENTENER, F.J.; Van Der HOEK, K.W.; OLIVER, J.G.J. A global high-resolution emission inventory for ammonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 11, n. 4, p. 561, 1997.

BOWEMEESTER, R.J.B.; VLEK, P.L.G.; STUMPE, J.M. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from urea fertilized soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 49, n. 2, p. 376-381, 1985

BOWEN, W.T.; JONES, R.J.; CARSKY, R.J.; QUINTANA, J.O. Evaluation of the nitrogen submodel of CERES-maize following legume green manure incorporation. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, n. 1, p. 153-158, 1993.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 36/90**: padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Brasília, 1990. Disponível: <<http://bvsms.saude.gov.br/html/pt/legislacao/legislacao.html>>. Acesso em: 12 set. 2007.

BREMNER, J.M.; MULVANEY, R.L. Urease activity in soils. In: BURNS, R.G. (Ed.). **Soil enzymes**. London: Academic Press, 1978. p. 149-196.

CABRERA, M.L.; TYSON, S.C.; KELLEY, T.R.; PANCORBO, O.C.; MERKA, W.C.; THOMPSON, S.A. Nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fractionated poultry litter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 367-372, 1994.

CABRERA, M.L.; CHIANG, S.C. Water content effect on denitrification and ammonia volatilization in poultry litter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 811-816, 1994.

CANTARELLA, H.; MARCELINO, R. Uso de inibidor de urease para aumentar a eficiência da uréia. In: SIMPÓSIO SOBRE INOVAÇÕES RECENTES PARA OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA, 1., 2007, Piracicaba. **Anais ...** Piracicaba: IPNI, 2007. 1 CD - ROM.

CANTARELLA, H.; ROSSETTO, R.; BARBOSA, W.; PENNA, M.J; RESENDE, L.C.L. Perdas de N por volatilização da amônia e resposta da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada em sistema de colheita de cana sem queima prévia. In: CONGRESSO NACIONAL DA SOCIEDADE DOS TÉCNICOS AÇUCAREIROS E ALCOOLEIROS DO BRASIL, 7., 1999, Londrina. **Anais ...** Piracicaba: STAB, 1999. p. 82-87.

CANTARELLA, H.; CORRÊA, L.A.; PRIMAVESI, A.C.; PRIMAVESI, O.; FREITAS, A.R.; SILVA, A.G. Ammonia losses by volatilization from coastcross pasture fertilized with two nitrogen sources. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 19., 2001, Águas de São Pedro. **Proceedings ...** Piracicaba: Brazilian Society of Animal Husbandry, 2001, p. 190-192.

CARVALHO, M.M; FREITAS, V.P.; XAVIER, D.F. Início do florescimento, produção e valor nutritivo de gramíneas forrageiras tropicais sob condições de sombreamento natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 5, p.717-722, maio 2002

CENTRO DE PESQUISA EM ECONOMIA AGRÍCOLA. **Informações recentes às variações dos custos de produção de carne bovina em Junho de 2007**. Disponível em: <www.cepea.esalq.usp.br/comunicacao/Cepea_CustosProdPec_Julho07.doc>. Acesso em: 25 set. 2007.

CHAILLOU, S.; LAMAZE, T. Ammoniacal nutrition of plants. In: GAUDRY-MOROT, J.F. **Nitrogen assimilation by plants: physiological, biochemical and molecular aspects.** Enfield: INRA 2001. p. 422.

CHERNEY, D.J.R.; CHERNEY, J.R.; MIKHAILOVA, E.A. Orchardgrass and tall fescue utilization of nitrogen from dairy manure and commercial fertilizer. **Agronomy Journal**, Madison, v. 94, p. 405-412, 2002

COMISSÃO DE POLÍTICA AMBIENTAL. Deliberação normativa COPAM n.10, de 16 de novembro de 1986.

COOPER, J.R.; RENEAU, R.B. Jr.; KROONTJE, W; JONES, G.D. Distribution of nitrogenous compounds in a Rhodic Paleudult following heavy manure application. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, n. 2, p. 189-193, Apr./June 1984.

CORSI, M. **Effects of nitrogen rates and harvesting intervals on dry matter productivity, tillering and quality of tropical grass *Panicum maximum* Jacq.** 1984. 125 p. Thesis (PhD) - Ohio State University, Wooster, 1984.

CORSI, M.; NUSSIO, L.G. Manejo do capim elefante: correção e adubação do solo. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 10., 1992, Piracicaba. **Anais ...** Piracicaba: FEALQ, 1992. p. 87-115.

COSTA, M.C.G. **Eficiência agrônômica de fontes nitrogenadas na cultura da cana-de-açúcar em sistema de colheita sem despalha a fogo.** 2001. 79 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

COSTA, S.N.; MARTINEZ, M.A.; MATOS, A.T.; RAMOS, V.B.N. Mobilidade de nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, n. 2, p. 190-194, 1999

Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos – Instituto Nacional Pesquisas Espaciais. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br/>>. Acesso em: 12 set. 2007.

DAVIES, D.B.; SYLVESTER-BRADLEY, R. The contribution of fertilizer nitrogen to leachable nitrogen in the UK: a review. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 68, n. 4, p. 399-406, 1995

DENMEAD, O.T.; FRENEY, J.R.; JACKSON, A.V. Volatilization of ammonia from urea and ammonium sulfate applied to sugarcane trash in north Queensland. In: AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGARCANE TECHNOLOGISTS CONFERENCE, 12., 1990, Jounsville. **Proceedings ...** Jounsville: Watson Ferguson, 1990. p. 72-78.

EASTON, Z.M.; PETROVIC, A.M. Fertilizer source effect on ground and surface water quality in drainage from turfgrass. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 645-655, 2004.

ERNST, J.W.; MASSEY, H.F. The effects of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 24, p. 87-90, 1960.

EUROPEAN COMMISSION. **Concerning the protection of Waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC)**. Directive of the Council of December 12, 1991 Brussels, 1991. 8 p.

FAO. **Statistical databases**. Disponível em: <<http://apps.fao.org/default.jsp>>. Acesso em: 25 set. 2007.

FARIA, V.P. Evolução no uso do capim elefante: uma visão histórica. In: **SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 10.**, 1992, Piracicaba. Piracicaba: FEALQ, 1993.

FENILLI, T.A.B. **Destino do nitrogênio ('ANTPOT 15N') do fertilizante em uma cultura de café.** 2006. 100 p. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2006.

FERNANDES, F.C.S. **Dinâmica do nitrogênio na cultura do milho (*Zea mays* L.), em cultivo sucessivo com aveia preta (*Avena strigosa*), sob implantação do sistema de plantio direto.** 2006. 197 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; WOOD, A.W. Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane fields fertilized with urea. **Fertilizer Research**, The Hague, v. 31, p. 341-349, 1991.

FRENEY, J.R.; SIMPSON, J.R.; DENMEAD, O.T. Volatilization of ammonia. In: FRENEY, J.R.; SIMPSON, J.R. (Ed.). **Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems.** The Hague: Martinus Nijhoff; Dr. W. Junk, 1983. p. 1-32.

GIANELLO, C.; ERNANI, P.R. Rendimento de matéria seca de milho e alterações na composição química do solo pela incorporação de quantidades crescentes de cama de frangos, em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, p. 285-290, 1983.

GILLER, K.E. Targetting management of organic resources and mineral fertilizers: can we match scientists fantasies with farmers realities. In: VANLAUWE, B.; DIELS, J.; SANGINGA, N.; MERCX, R. (Ed.). **Integrated plant nutrient mangement in Sub-Saharan Africa.** Wallingford: CAB International, 2002. p. 155-171.

GLASER, B., BOL, R. PREEDY, M.; McTIERNAN, K.B.; CLARK, M.; AMELUNG, W. Short-term sequestration of slurry derived carbon and nitrogen ion temperate grassland soil assessed by ^{13}C and ^{15}N natural abundance measurement. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Bayreuth, v. 164, n. 5, p. 467-474, 2001

GLÓRIA, N.A.; BARRETTO, M.C.V.; MORAES, C.J.; MATIAZZO-PREZOTTO, M.E. Avaliação do gesso e de alguns fosfatos como inibidores da volatilização de amônia de esterco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 15, p. 297-301, 1991.

GOMIDE, C.A.; SILVA, R.D.M.; ZANETTI, M.A. Estudo da composição químico-bromatológica e das frações nitrogenadas e fibrosas de diferentes esterco de aves I – “cama” de frango. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 18, n. 2, p. 135-139, 1989.

GONÇALVES, C.N.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J. Sucessões de culturas com plantas de cobertura e milho em plantio direto e sua influência sobre o nitrogênio do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, n. 1, p. 153-159, jan./mar. 2000

GRIGNON, C.; THIBAUD, J.-B.; LAMAZE, T. Transport of nitrate by roots. In: GAUDRY-MOROT, J.F. **Nitrogen assimilation by plants: physiological, biochemical and molecular aspects**. Enfield, 466 p., 2001

GRUSENMEYER, D.C.; CRAMER, T.N. A systems approach. **Journal of Dairy Science**, Lancaster, v. 80, p. 2651-2654, 1997.

HARGROVE, W.L. Soil environmental and management factors influencing ammonia volatilization under field conditions. In: BOCK, B.R.; KISSEL, D.E. (Ed.). **Ammonia volatilization from urea fertilizers**. Muscle Shoals: Tennessee Valley Authority, 1988. p. 17-36.

HARPER, L.A.; SHARPE, R.R. Nitrogen dynamics in irrigated corn: soil-plant nitrogen and atmospheric ammonia transport. **Agronomy Journal**, Madison, v. 87, p. 669-675, 1995.

HART, P.B.S.; RAYNER, J.H., JENKINSON, D.S. Influence of pool substitution on the interpretation of fertilizer experiments with ¹⁵N. **Journal of Soil Science**, Baltimore, v. 37, p. 389-403, 1986

HAYNES, R.J. **Mineral nitrogen in the soil-plant system**. New York: Academic Press, 1986. 482 p.

HEINRICHS, R.; SOARES FILHO, C.V. **Eficiência agronômica de fertilizante líquido ajifer proveniente da fabricação de lisina em pastagem de braquiária MG5**. Relatório de pesquisa. Dracena: UNESP, 2006.

HOEFT, R.G. **Desafios para a obtenção de altas produtividades de milho e de soja nos EUA**. Piracicaba: Potafós, 2003. 4 p. (Informações Agronômicas, 104).

IMPITHUKSA, V.; BLUE, W.G. Fertilizer nitrogen and nitrogen-15 in three warm-season grasses grown on a Florida spodosol. **Soil Society of America Journal**, Madison, v. 49, p. 1201-1204, 1985

IMPITHUKSA, V.; BLUE, W.G.; GRAETZ, D.A. Distribution of applied nitrogen in soil – Pensacola Bahiagrass components as indicated by nitrogen – ¹⁵N. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, p. 1280-1284, 1984

JENKINSON, D.S.; FOX, R.H.; RAYNER, J.H. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen – the so-called “priming” effect. **Journal of Soil Science**, Baltimore, v. 36, p. 425-444, 1985

JOKELA, W.E. Nitrogen fertilizer and dairy manure effects on corn yield and soil nitrate. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.v56, p.v148–154, 1992

KANNEGANTI, V.R.; KLAUSNER, S.D. Nitrogen recovery by orchardgrass from dairy manure applied with or without fertilizer nitrogen. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 25, p. 2771-2783, 1994

KIEHL, J.C. Nitrogênio: Dinâmica e disponibilidade no solo. In: CURSO DE ATUALIZAÇÃO EM FERTILIDADE DO SOLO, 1987, Campinas. Campinas, Fundação Cargill, 1987. p. 139-157.

KISSEL, D.E.; CABRERA, M.L.; FERGUSON, R.B. Reactions of ammonia and urea hydrolysis products with soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 1793-1796, 1988.

KLAUSNER, S.D. Mass nutrient balances on dairy farms. In: CORNELL NUTRITION CONFERENCE, Rochester. **Proceedings ...** p. 19-21.

KLIMONT, Z. **Ammonia emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model**. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis, 2001.

KOZEN, E.A. **Aproveitamento de dejetos líquidos de suínos para fertirrigação e fertilização em grandes culturas**. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2003. 11 p. (Circular Técnica, 32).

KUDEYAROV, V.N. Extent of additional soil nitrogen mobilization by application of increased amounts of nitrogen fertilizers. **Agrokimiya**, Moscow, v. 10, p. 73-81 1988.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of *priming effects*. **Soil Biology & Biochemistry**, Berlin, v. 32, p. 1485-1489, 2000.

LARA CABEZAS, W.A.R.; YAMADA, T. **Uréia aplicada na superfície do solo: um péssimo negócio!** Piracicaba: POTAFOS, 1999. p.9-10 (Informações Agronômicas, 86).

LARA CABEZAS, W.A.R.; KORNDORFER, G H.; MOTTA, S A. Volatilização de amônia na cultura de milho: o Efeito da irrigação e substituição parcial de uréia por sulfato de amônio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, n. 3, p. 481-487, 1997.

LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O.; BOARETTO, A.E. Efeito do tamanho de grânulo e relação N/S da uréia aplicada em superfície na volatilização de amônia sob diferentes umidades iniciais do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 409-413, 1992.

LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P C O.; KORNDORFER, G H.; PEREIRA, S. Balanço nitrogenado da adubação sólida e fluida de cobertura na cultura de milho em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, n. 2, p. 363-376, 2000.

LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O.; BENDASSOLI, J.A.; GASCHO, G.J. Calibration of a semi-open static collector for determination of ammonia volatilization from nitrogen fertilizers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 30, p. 389-406, 1999.

LEMAIRE, G.; CHAPMAN, D. Tissue flows in grazed plant communities. In: HODGSON, J.; ILLIUS, A.W. (Ed). **The ecology and management of grazing systems**. Wallingford: CAB International, 1996. p. 3-36.

LETERME, P.; SOUFFRANT, W.B.; THÉWIS, A. Effect of barley fibres and barley intake on the ileal endogenous nitrogen losses in piglets. **Journal of Cereal Science**, London, v. 31, n. 3, p. 229-239, 2000.

LIEBHARDT, W.C. Soil characteristics and corn yield as affected by previous applications of poultry manure. **Journal of Environment Quality**, v. 5, p. 459-462, 1976.

LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; LOURIVAL, V.; AYARZA, M.G.; LIMA, S.C.; ZECH, W. Soil fertility under native cerrado and pasture in the Brazilian savanna. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 1195-1205, 2003

LUGÃO, S.M.B. **Produção de forragem e desempenho animal em pastagens de *Panicum maximum* Jacq. (acesso BRA – 006998) adubadas com nitrogênio na região noroeste do Estado do Paraná**. 2001. 151 p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Jaboticabal, 2001.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 596 p.

MARTHA JÚNIOR, G.B. **Balço de 15 N e perdas de amônia por volatilização em pastagem de capim elefante**. 1999. 75 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagens) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 1999.

MARTHA JÚNIOR, G.B. **Produção de forragem e transformações do nitrogênio do fertilizante em pastagem irrigada de capim Tanzânia**. 2003. 149 Tese (Doutorado em Ciência Animal e Pastagens) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MARY, B.; FRESNEAU, C.; MOREL, J.L.; MARIOTTI, A. C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Berlin, v. 25, p. 1005-1014, 1993

MCKENZIE, F.R. Influence of applied nitrogen on vegetative, reproductive, and aerial tiller densities in *Lolium perenne* L. during. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 49, p. 707–711, 1998.

MEIRELLES, N.M.F.; LIBARDI, P.L.; REICHARDT, K. Absorção e lixiviação de nitrogênio em cultura de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 4, p. 83-88, 1980.

MELLO, R.P.; GALVÃO, F.E.; VELOSO, A.F.; BARBOSA, R.F. Eficiência da cama de frango comparada ao farelo de algodão como fonte protéica para vacas em lactação. **Arquivos da Escola de Veterinária**, Belo Horizonte, v. 25, n. 2, p. 143-155, 1973.

MENEZES, M.J.T. **Eficiência agronômica de fontes nitrogenadas e de associações de fertilizantes no processo de diferimento de *Brachiaria brizantha* cv Marandu**. 2004. 113 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagens) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; FRANCHINI, J.C. **Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais**. Piracicaba: POTAFÓS, 2000. 8 p. (Informações Agronômicas, 92).

MONTEIRO, F.A.; COLOZZA, M.T.; WERNER, J.C. Enxofre e micronutrientes em pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 21., 2004, Piraciacaba. **Anais ...** Piracicaba: FEALQ, 2004.

MONTEITH, J.L. Solar radiation and productivity in tropical systems. **The Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.9, n.3, p. 747-766, Dec.1972

MORAIS, F.I.; PAGE, A.L.; LUND, J.L. The effect of pH, salt concentration and nature of electrolytes on the charge characteristics of Brazilian tropical soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 40, p. 521-527, 1976

MOROT-GAUDRY; J.F. **Nitrogen assimilation by plants**. Enfield, 2001, 466 p.

MUÑOZ, G.R.; KELLING, K.A.; POWELL, J.M.; SPETH, P.E. Comparison of estimates of first year dairy manure nitrogen availability or recovery using nitrogen-15 and other techniques. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 719-727, 2004

O'TOOLE, P.; MCGARRY, S.J.; MORGAN, M.A. Ammonia volatilization from urea treated pasture in tillage soils: effects of soil properties. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 36, p. 613-620, 1985.

OLIVEIRA, J.R.; VILELA, L.; ANGELAYARZA, M. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do distrito federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 6, p. 1199-1205, jun. 2000

OLIVEIRA, P.P.A.; TRIVELIN, P.C.O.; OLIVEIRA, W.S.; CORSI, M. Fertilização com N e S na recuperação de pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em neossolo quartzarênico. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1121-1129, 2005.

OMETTO, J.C. Registros e estimativas de parâmetros meteorológicos da região de Piracicaba, SP. Piracicaba: FEALQ, 76p., 1989

OURRY, A.; KIM, T.H.; BOUCAUD, J. Nitrogen reserve mobilization during regrowth of *Medicago sativa* L. Relationship between availability and regrowth yield. **Plant Physiology**, Rockville, v. 105, p. 831-837, 1994.

OVERREIN, L.N.; MOE, P.G. Factors affecting urea hydrolysis and ammonia volatilization in soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 31, p. 57-61, 1967.

PAUL, J.W.; BEAUCHAMP, E.G. Availability of manure slurry ammonium for corn using ^{15}N -labelled $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, p. 35-42, 1995

PEDREIRA, B.C.; PEDREIRA, C.G.S. Fotossíntese foliar do capim-xaraés (*Brachiaria brizantha* cv. Xaraés) e modelagem da assimilação potencial de dosséis sob estratégias de pastejo rotativo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 773-779, 2007

PEOPLES, M.B.; BOYER, E.W.; GOULDING, K.W.T.; HEFFER, P.; OCHWOH, V.A.; VANLAUWE, B.; WOOD, S.; YAGI, K.; VAN CLEEMPUT, O. Pathways of nitrogen loss and their impacts on human health and the environment. In: MOSIER, A.; SYERS, J.K.; FRENEY, J.R. (Ed.). **Agriculture and the nitrogen cycle: assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment**. Washington DC: Island Press, 2004. p. 53-69.

PEREIRA, A.R.; ANGELOCCI, L.R.; SENTELHAS, P.C. **Agrometeorologia: fundamentos e aplicações práticas**. Guaíba: Agropecuária, 2002. 478 p.

PONS, Y.; CAPILLON, A.; CHEVERRY, C. Water movement and stability of profiles in drained, clayey and swelling soils: at saturation, the structural stability determines the profile porosity. **European Journal of Agronomy**, London, v. 12, p. 269-279, 2000

PRASERTSAK, P.; FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; SAFFIGNA, P.G.; PROVE, B.G. Significance of gaseous nitrogen loss from a tropical dairy pasture fertilized with urea. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Melbourne, v. 41, p. 625-632, 2001.

PRIMAVESI, A.C.; PRIMAVESI, O.; CORRÊA, L.A.; CANTARELLA, H.; SILVA, A.G.; FREITAS, A.R.; VIVALDI, L.J. Adubação nitrogenada em capim coastcross: efeitos na extração de nutrientes e recuperação aparente de nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 68-78, 2004

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A.C.; CORRÊA, L.A. Eficiência agronômica de uréia aplicada superficialmente em pastagem de capim Coastcross. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38., 2001, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2001. p. 213-214.

QUADRO, M.F.L. **Estudo de episódio de ZCAS sobre a América do Sul.** 1994. Dissertação (Mestrado em) – Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1994.

RAIJ, B.van. **Fertilidade do solo e adubação.** Piracicaba: Ceres, Potafos, 1991. 343 p.

REICHARDT, K.; LIBARDI, P.L.; URQUIAGA, S.C. Fate of fertilizer nitrogen in soil-plant systems with emphasis on the tropics. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Agrochemicals: fate in food and the environment.** Vienna, 1982. p. 277-290

REICHARDT, K.; TIMM, L.C. **Solo, planta e atmosfera: concênitos, processos e aplicações.** Barueri, Manole, 2004. 478 p.

RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.V.H. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes no Estado de Minas Gerais.** Comissão de Fertilidade do Solo de Minas Gerais, 1999. 359 p.

RODRIGUES, M.B.; KIEHL, J.C. Volatilização de amônia após emprego de uréia em diferentes doses e modos de aplicação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10, p. 37-43, 1986.

SÁNCHEZ, P.A.; SALINAS, J.G. **Low input technology for managing oxisols and ultisols in Tropical America.** Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, 1981, 203 p.

SANDERSON, M.A.; JONES, R.M. Forage yields, nutrient uptake, soil chemical changes and nitrogen volatilization from Bermudagrass treated with dairy manure, **Journal of Production Agriculture**, Madison, v. 10, n. 2, p. 266-271, 1997

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT user's guide**: version 6.4. Cary, 1989. 943 p.

SCHRÖDER, J.J. Effect of split applications of cattle slurry and mineral fertilizer N on the yield of maize in a slurry based cropping system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, New York, v. 53, p. 209-218, 1996

SCHRÖDER, J.J. Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. **Bioresource Technology**, Essex, v. 96, p. 253-261, 2005.

SCHRÖDER, J.J.; DILZ, K. Cattle slurry and farmyard manure as fertilizers for forage maize. In: VAN DER MEER, H.G.; UNWIN, R.J.; VAN DIJK, T.A.; ENNIK, G.C. (Ed.). **Animal manure on grassland and fodder crops**. Fertilizer or waste: developments in plant and soil sciences. Dordrecht: Martinus Nijhoff Publishers, 1987. p. 134-156.

SCHRÖDER, J.J.; UENK, D.; HILHORST, G.J. Long term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. **Plant and Soil**, The Hague, v. 299, n. 1/2, p. 83-99, Oct. 2007

SCHRÖDER, J.; AARTS, H.F.M.; VAN MIDDELKOOP, J.C.; SCHILS, R.L.M.; VELTHOF, G.L.; FRATERS, B.; WILLEMS, W.J. Permissible manure and fertilizer use in dairy farming systems on sandy soils in The Netherlands to comply with the Nitrates Directive target. **European Journal of Agronomy**, London, v. 27, p. 102-114, 2007.

SIMS, J.T. Agronomic evaluation of poultry manure as a nitrogen source for conventional and no-tillage corn. **Agronomy Journal**, Madison, v. 79, p. 563-570, 1987.

SMITH, K.A.; CHAMBERS, B.J. Utilizing the nitrogen content of organic manures on farms: problems and practical solutions. **Soil Use and Management**, Madison, v. 9, p. 105-112, 1995.

SOARES, A.B.; RESTLE, J. Adubação nitrogenada em pastagem de triticale mais azevém sob pastejo com lotação contínua: recuperação de nitrogênio e eficiência na produção de forragem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 43-51, 2002

SÖRENSEN, P. Immobilization, remineralization and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertilizer nitrogen. **Plant and Soil**, The Hague, v. 267, n. 1/2, p.285-296, Dec. 2004.

STEEGE, M.W., STULEN, I.; MARY, B. Nitrogen in the environment. In: GAUDRY-MOROT, J.F.; LEA, P.J. (Ed.). **Plant nitrogen**. Berlin: Springer-Verlag, 2001.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. Nitrogen cycling in manure and soils. In: DAIRY MANURE MANAGEMENT SYMPOSIUM, 1989, New York. **Anais ...** New York: Cornell University, 1989. p. 89.

STEVENS, R.J.; LAUGHLIN, R.J. Cattle slurry applied before fertilizer nitrate lowers nitrous oxide and dinitrogen emissions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 647-652, 2002

STOUT, W.L. Evaluating the added nitrogen interaction effect in forage grasses. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 18, p. 2829-2841, 1995

STOUT, W.L.; FALES, S.A.; MULLER, L.D.; SCHNABEL, R.R.; PRIDDY, W.E.; ELWINGER, G.F. Nitrate leaching from cattle urine and feces in northeast USA. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, p. 1787-1794, 1997

SULLIVAN, D.M.; COGGER, C.G.; BARY, A.I.; FRANSEN, S.C. Timing of dairy manure applications to perennial grass on well drained and poorly drained soils. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, p.147-152, 2002

SULLIVAN, D.M.; FRANSEN, S.C.; BARY, A.I.; COGGER, C.G. Fertilizer nitrogen replacement value of food residuals composted with yard trimmings, papers, or wood wastes. **Compost Science and Utilization**, Emmaus, v. 6, n. 1, p. 6-18, 1998.

SUTTON, A.L. Strategies for maximizing the use of animal wastes as a fertilizer resource. In: LIVESTOCK WASTE MANAGEMENT CONFERENCE, 1991, Urbana. **Anais ... Urbana: University of Illinois**, 1991. p. 35.

SVENSSON, L. Ammonia volatilization following application of livestock manure to arable land. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 58, p.241-260, 1994.

TEN BERGE, H.F.M.; VAN DER MEER, H.G.; CARLIER, L.; BAAN HOFMAN, T.; NEETESON, J.J. Limits to nitrogen use on grassland. **Environmental Pollution**, New York, v. 118, p. 225-238, 2002.

TERMAN, G.L. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface applied fertilizers, organic amendments and crop residues. **Advances in Agronomy**, New York, v. 31, p. 189-233, 1979.

THOMPSON, R.B.; RYDEN, J.C.; LOCKYER, D.R. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. **Journal of Soil Science**, Baltimore, v. 38, p. 689-700, 1987.

TISDALE, S.L.; NELSON, W.; BEATON, J.D.; HAVLIN, J.L. Soil and Fertilizer Nitrogen. In: TISDALE, L.; NELSON, W. **Soil Fertility and Fertilizers**. New York, 430 p., 1956

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

TORRADO, P.V.; SPAROVECK, G. **Mapa pedológico detalhado do Campus Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo**. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Ciência do Solo, 1993.

TRIVELIN, P.C.O.; LARA CABEZAS, W.A.R.; BOARETTO, A.E. Dinâmica do nitrogênio de fertilizantes fluídos no sistema solo-planta. In: VITTI, G.C.; BOARETTO, A.E. (Ed.). **Fertilizantes Fluídos**. Piracicaba: Potafós, 1994. p. 314-330.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMA IIE, 2003. 248 p.

URQUIAGA, S. Eficiencia de la fertilización nitrogenada en los principales cultivos anuales. In: URQUIAGA, S.; ZAPATA, F. **Manejo eficiente de La fertilización nitrogenada de cultivos anuales en America Latina y El Caribe**. Porto Alegre: Gênese; Rio de Janeiro: Embrapa Agrobiologia, 2000. p. 31-49.

ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. Disponível em: <http://www.usda.gov/wps/portal/!ut/p/_s.7_0_A/7_0_1OB?navtype=SU&navid=AGRICULTURE>. Acesso em: 25 set. 2007.

VAN HORN, H.H. Atualização em manejo de esterco: Estratégias para reciclagem de nutrientes evitando a poluição ambiental e recuperando seu valor fertilizante. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GADO LEITEIRO, 2., 1995, Piracicaba. **Anais ...** Piracicaba:FEALQ, 1995.

VAN HORN, H.H.; WILKIE, A.C.; POWERS, W.J.; NORDSTEDT, R.A. Components of dairy manure management systems. **Journal of Dairy Science**, Lancaster, v. 77, p. 2008-2030, 1994.

VIANA, J.A.C.; MOREIRA, H.A.; MENDES, M.; MELLO, R.P. Cama de ave como fonte de nitrogênio para novilhos em confinamento na época da seca. **Arquivos da Escola de Veterinária**, Belo Horizonte, v. 29, n. 3, p. 285-292, 1977.

VICENT – CHANDLER, J. Intensive management in Puerto Rico. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 2, n. 2, p.173-215, 1973.

VITTI, G.C.; MALAVOLTA, E.; COUTINHO, E.L.M. Uso eficiente de fertilizantes nitrogenados e portadores de enxofre. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIZANTE NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 1984, Ilhéus. **Anais ... Ilhéus: EMBRAPA**, 1984. p. 205 – 253.

VITTI, A.C.; TRIVELIN, P.C.O.; GAVA, G.J.C.; PENATTI, C.P.; OLIVEIRA, M.W. Volatilização de amônia da adubação nitrogenada aplicada sobre solo coberto com palhada de cana-de-açúcar: efeito na produtividade da cana-soca. In: CONGRESSO NACIONAL DOS TÉCNICOS AÇUCAREIROS E ALCOOLEIROS DO BRASIL, 8., 2002, Recife. **Anais ... Recife: STAB**, 2002. p. 239-244.

VOLK, G.M. Volatile loss of ammonia following surface application of urea to turf or bare soils. **Agronomy Journal**, Madison, v. 51, p. 746-749, 1959.

VOLTOLINI, T.V. **Adequação protéica em rações com pastagens ou com cana-de-açúcar e efeito de diferentes intervalos entre desfolhas da pastagem de capim Elefante sobre o desempenho lactacional de vacas leiteiras**. 2006. 168 p. Tese (Doutorado em Ciência Animal e Pastagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

WADMAN, W.P.; SLUIJSMANS, C.M.J.; DE LA LANDE CREMER, L.C.N. Value of animal manure: changes in perception. In: VAN DER MEER, H.G.; UNWIN, R.J.; VAN DIJK, T.A.; ENMIK, G.C. (Ed.). **Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer or waste: developments in plant and soil sciences.** Dordrecht: Martinus Nijhoff, 1987. p. 1-16.

WARREN, G.P.; KIHANDA, F.M. Nitrate leaching and adsorption in a Kenyan nitisol. **Soil Use and Management**, Madison, v. 17, p. 222-228, 2001

WEERDEN, T.J., van; JARVIS, S.C. Ammonia emissions factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils. **Environmental Pollution**, Madison, v. 95, n. 2, 1997, p. 205-211.

WILCKE, W.; LILIENFEIN, J.P. Nutrient leaching in oxissols under native and managed vegetation in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 1152-1161, 2005

WILKINS, P.W.; MACDUFF, J.H.; RAISTRICK, N.; COLLISON, M. Varietal differences in perennial ryegrass for nitrogen use efficiency in leaf growth following defoliation: performance in flowing solution culture and its relationship to yield under simulated grazing in the field. **Euphytica**, Wageningen,, v. 97, n. 1/2, p. 109-119, 1997.

ZIA, M.S.; ASLAM, M.; RAHMATULLAH – ARSHAD, M.; AHMED, T. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers with and without gypsum. **Soil Use and Management**, Madison, v. 15, n. 2, p.133-135, June 1999.

À minha família:

Ao meu pai André Andreucci, meu avô Mário Pares e minha avó Laura Ramalho Pares (todos *in memorium*) que através do trabalho árduo e atitudes filantrópicas, me deixaram nobres heranças morais.

À minha mãe Ana Maria Pares Andreucci, cujo exemplo não me canso de seguir. Exemplo de valentia, dedicação, abdição e postura ética e moral que só me trazem orgulho.

Aos meus irmãos, amigos e pais Rodrigo, Andrea e Julia Alice cujo apoio foi fundamental à toda minha formação e crescimento, bem como às suas famílias que só me trouxeram alegrias.

DEDICO

“O fluxo da vida – Você nunca pode pisar na mesma água duas vezes, meu amigo. Assim como a água corrente, a vida é um movimento perpétuo. Não há nada fixo. Sejam quais forem seus problemas no futuro, lembre-se bem de que eles não podem permanecer parados, devem se movimentar junto com seu espírito vivo. Do contrário, você deslizará para o artificialismo ou tentará endurecer o que sempre flui. Para evitar isso, você deve mudar e ser flexível. Lembre-se que a utilidade do copo está em seu vazio.”

Bruce Lee

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Moacyr Corsi por me orientar e servir de exemplo profissional e moral, como amigo e orientador. Por ter acreditado em mim e ter me dado inúmeras oportunidades de crescimento profissional e pessoal ao ter me proporcionado esta convivência. Por me mostrar que os desafios encontrados são proporcionais à nossa disposição de trabalho.

Ao Dr. Marco Antonio Penatti por ter me iniciado no trabalho de experimentação com pastagens, orientado como estagiária e ter sido fundamental em toda a condução deste mestrado, principalmente com as sugestões feitas e amizade.

Ao Prof. Dr. Paulo Lenonel Libardi e seus orientados Flávia Fernandes, Alex e Jaedson por terem sempre me ajudado e me acolhido, sendo solícitos e trazendo valiosas sugestões à condução deste estudo.

Ao Prof. Dr. Paulo César Ocheuze Trivelin por me ajudar na condução deste estudo, com orientação e sugestões, e à equipe do CENA, nas pessoas de Josiane Meloto e Hugo por me auxiliarem nas análises laboratoriais.

Ao Prof. Dr. Gerson Mourão pela paciência e ajuda com as análises estatísticas.

Aos amigos de trabalho Fernando Masello Junqueira Franco e Ricardo Cazerta Duarte Goulart por estarem sempre presentes, pela amizade e convivência durante todo o período do mestrado.

Ao Projeto CAPIM que foi fundamental à minha formação profissional e pessoal, onde tive verdadeiros amigos e pude aprender com todos os pesquisadores que por lá passaram, como Daniel Pagotto, Marco Antonio Balsalobre, Patrícia Menezes Santos, Geraldo Bueno Martha Jr, e ao amigo Miguel José Thomé Menezes por ter adicionado tanto a este projeto.

A todos os estagiários do Projeto CAPIM, fundamentais à condução deste experimento e sem a ajuda dos quais nada seria feito.

Às amigas Giuliana Del Nero Velasco e Paula Salgado por todo o apoio e disposição na finalização deste trabalho. Se hoje sei qual o verdadeiro valor de amizade e companheirismo é graças a vocês.

Às amigas Estela Marina Siqueira Marques, Maria Luiza Lye Jomori, Maria Teresa Portes e Priscila Pereira Coltri por terem sido tão presentes em todas as etapas, nem sempre tão fáceis mas que sempre foram abrandadas por vocês.

À República Gaiola das Lokas que através das diferenças me ensinou tanto sobre convivência e respeito e por sempre me mostrar que realmente de perto ninguém é normal.

Ao Dr. Juliano Fernandes (Gomão) por me ensinar a trabalhar e mostrar que o trabalho árduo não tem distinção entre homem e mulher desde que feito com responsabilidade e dedicação.

Ao Dr. José Renato e Dra. Laísse Garcia, grandes amigos e muito importantes na minha formação profissional.

Aos colegas de Ano Leitinho, tão fundamentais à minha formação e que estarão sempre presentes, principalmente Carina Mendes, Fabio Hodeki Yabuta, Renato José Plachi, Rafael Zonzini Mathes da Costa e Vitor de Silos Labonia.

Ao Eng. Agrônomo Maurício Pinto sempre exemplo de dedicação à profissão de agrônomo.

À Eliana Garcia e Silvia Zinsly pela amizade e disposição em sempre me ajudar

A todos os amigos de trabalho no Centro de Treinamento, principalmente o mestrando Leandro, por sempre me ajudarem na condução do experimento.

Aos funcionários do Depto. de Zootecnia, principalmente ao Sr. Laureano, Juscelino e Emerson que sempre estiveram prontos a me ajudar.

À equipe do laboratório de bromatologia, principalmente Dra. Carla Bittar e César

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” por ter sido tão importante no meu aprendizado profissional e moral sendo um lugar que sempre me trará as melhores lembranças.

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	10
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	12
1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 Fontes	18
2.2 Volatilização	25
2.3 Lixiviação	33
2.4 Recuperação aparente	38
3 MATERIAL E MÉTODOS	46
3.1 Caracterização da área experimental	46
3.2 Período experimental, delineamento experimental e caracterização dos tratamentos.....	38
3.3 Caracterização das fontes de adubação usadas	48
3.4 Volatilização de amônia	49
3.5 Lixiviação de nitrato	50

3.6 Recuperação aparente de nitrogênio	52
3.7 Análise estatística	53
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.1 Produção	54
4.2 Volatilização	61
4.3 Lixiviação	70
4.4 Recuperação aparente	75
5 CONCLUSÕES	79
REFERÊNCIAS	81

RESUMO

Perdas nitrogenadas e recuperação aparente de nitrogênio em fontes de adubação de capim elefante

O manejo eficiente de fertilizações nitrogenadas em sistemas de exploração a pasto é peça chave para que melhores índices produtivos sejam alcançados. O conhecimento das perdas intrínsecas a esta prática e de fontes nitrogenadas alternativas às normalmente usadas proporciona a determinação de melhores eficiências e flexibilidade na escolha da forma do nitrogênio aplicado. Assim o presente estudo teve o objetivo de avaliar as perdas por lixiviação de nitrato e volatilização de amônia, juntamente com a recuperação aparente do nitrogênio, em pastagens de capim elefante manejadas sob elevada fertilidade do solo. O experimento foi conduzido em área do departamento de Zootecnia da ESALQ/USP, em Piracicaba. Adotou-se o delineamento experimental blocos ao acaso, com quatro blocos e seis tratamentos, que constaram da aplicação de 100 kg de N.ha⁻¹ por ciclo, sob a forma de uréia, nitrato de amônio, esterco de curral, cama de frango e ajifer. Ao todo foram realizados três ciclos de amostragem, de novembro de 2006 a fevereiro de 2007, totalizando a aplicação de 300 kg de N.ha⁻¹. Todos os resultados foram submetidos ao teste t à 5% de significância para a realização da análise estatística. As médias de produção de foram maiores para os tratamentos adubados com cama de frango e esterco, sendo de 3878,89 kg MSV.ha⁻¹ e 3873,67 kg MSV.ha⁻¹, respectivamente. Não foram observadas diferenças entre as recuperações aparentes do nitrogênio aplicado. As perdas por lixiviação de nitrato foram diferentes somente entre os ciclos, como consequência dos maiores índices de precipitação observados no terceiro ciclo amostrado, que apresentou média de $-0,2 \cdot 10^{-4}$ kg de NO₃⁻.ha⁻¹.dia⁻¹. Os valores de amônia volatilizada foram diferentes entre os ciclos e entre os tratamentos, sendo que no primeiro ciclo as maiores perdas foram atribuídas ao esterco, com 20,58% do nitrogênio aplicado. A cama de frango apresentou as maiores perdas de volatilização durante o segundo ciclo, com perda de 10,71% do nitrogênio aplicado, enquanto no terceiro ciclo a uréia apresentou a maior perda de nitrogênio, com 22,23% do nitrogênio volatilizado. As perdas por volatilização mais expressivas foram registradas até 60 horas após a aplicação das fontes.

Palavras-chaves: Volatilização de amônia; Lixiviação de nitrato; Recuperação aparente,

Pennisetum purpureum

ABSTRACT

Nitrogen losses and aparent recovery of nitrogen in sources of fertilization of elephant-gass

The efficiency of nitrogen fertilization is one of the key elements to grass production. The knowledge of nitrogen losses within this practice associated with the application of alternative nitrogen sources provide efficient use and flexibility in choosing between nitrogen fertilizers. The objective of this study was to evaluate nitrate leaching, ammonium volatilization losses and apparent recovery of the applied nitrogen in elephant-grass pasture managed under high soil fertility. It was conducted at the Animal Science Department of ESALQ/USP, in Piraicaba – S.P. The statistical design was in complete randomized blocks, with four replicates and six treatments, which were the use of 100 kg N.ha⁻¹ as urea, ammonium nitrate, dairy manure, chicken litter and ajifer. There were three cycles of evaluations, from November 2006 to February 2007, resulting in 300 kg N.ha⁻¹ applied during the whole period. The results were statistically analysed by the t test with 5% significance. Chicken litter and dairy manure treatments provided the higher dry matter yields of 3878,89 DM.ha⁻¹ and 3873,67 kg DM.ha⁻¹, for each source respectively. Nitrate leaching losses were significant in the third cycle when $-0,2 \cdot 10^{-4}$ kg NO₃⁻.ha⁻¹.day⁻¹ was lost. Ammonia volatilization was different between cycles and sources. In the first cycle the dairy manure resulted in higher losses of 26,42 kg N.ha⁻¹. Chicken litter and urea lost 23,97 and 22,27 kg N.ha⁻¹, respectively. In the second cycle urea presented the higher losses of 22,50, while dairy manure and chicken litter lost 6,01 and 15,88 kg N.ha⁻¹. During the third cycle urea presented higher losses than , with 40,12 kg N.ha⁻¹, dairy manure and chicken , which were 2,71 and 11,93 kg N.ha⁻¹. Higher volatilization losses were observed until 60 hours after fertilization.

Keywords: Ammonia volatilization, nitrate leaching, aparente recovery, *Pennisetum purpureum*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Esquema de <i>priming effect</i> . (a) aceleração da decomposição da matéria orgânica – <i>priming effect</i> positivo; (b) retardamento da decomposição da matéria orgânica – <i>priming effect</i> negativo39
Figura 2 –	Divisão da área experimental47
Figura 3 –	Balanço hídrico da região de Piracicaba durante o ano de 200638
Figura 4 –	Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica durante o ano de 2006 na região de Piracicaba59
Figura 5 –	Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha ⁻¹) no ciclo 166
Figura 6 –	Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha ⁻¹) no ciclo 266
Figura 7 –	Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha ⁻¹) no ciclo 367
Figura 8 -	Excedente e déficit hídrico durante o começo do ano de 200771
Figura 9 –	Capacidade de troca aniônica nas profundidades de solo de acordo com o tratamento imposto, onde F1 e F2 são aplicação somente de fertilizante nitrogenado e MF1 e MF2 são aplicação de fertilizante nitrogenado e esterco de curra73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Composição do ajifer.....	21
Tabela 2 –	Relação N/P ₂ O ₅ em plantas e no esterco e relação N/P ₂ O ₅ efetiva do esterco.....	24
Tabela 3 –	Teores de nutrientes no solo da área experimental	47
Tabela 4 –	Soma de bases, CTC, saturação de bases, saturação em alumínio e teor de enxofre na área experimental.....	47
Tabela 5	Teores de cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn), Manganês (Mn), boro (B) na área experimental	47
Tabela 6 –	Composição do esterco de curral e da cama de frango usados	49
Tabela 7 –	Composição de micronutrientes e relação C/N do esterco e da cama de frango	49
Tabela 8 –	Produção de matéria seca verde (kg MSV ha ⁻¹) nos três ciclos de produção de acordo com as fontes utilizadas	54
Tabela 9 –	Produção de matéria seca total de seis cortes de braquiária em função de fontes de nitrogênio	55
Tabela 10 –	Perdas totais de nitrogênio (kg N ha ⁻¹) para as fontes de acordo com o ciclo de avaliação	62
Tabela 11 –	Perdas por volatilização (kg N ha ⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 1, realizado no mês de novembro de 2006	68
Tabela 12 –	Perdas por volatilização (kg N ha ⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 2 , realizado no mês de dezembro de 2006	68
Tabela 13 –	Perdas por volatilização (kg N ha ⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 3, realizado no mês de janeiro de 2007	69

Tabela 14 –	Fluxo diário de nitrato ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) durante os ciclos avaliados	70
Tabela 15 –	Quantidade de nitrogênio ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) em cada ciclo de amostragem	71
Tabela 16 –	Quantidade de nitrogênio (kg ha^{-1}) perdida no total acumulado dos três ciclos de amostragem	72
Tabela 17 –	Recuperação aparente de nitrogênio (%) dos ciclos 1 e 3	75
Tabela 18 –	Variação dos valores de recuperação de nitrogênio (%) para a dose de $90 \text{ kg de N ha}^{-1}$ aplicado sob a forma de esterco	76

1 INTRODUÇÃO

As baixas produtividades por área das pastagens brasileiras, com lotação média de 0,86 UA.ha⁻¹ (CEPEA, 2007) refletem a maneira extrativista e pouco intensificada de exploração em que os nossos sistemas de produção se encontram. A busca por pastagens manejadas intensivamente vem crescendo nos últimos anos, e por consequência a manutenção e/ou melhoria da fertilidade do solo vem como fator intrínscico a este tipo de exploração. Pastagens manejadas intensivamente têm uma parte considerável de seus custos representada pela fertilização, principalmente a nitrogenada, uma vez que este é um dos elementos mais exigidos por plantas forrageiras e sua ineficiência de uso pode inviabilizar a exploração da pastagem.

A fertilização através da ciclagem de nutrientes vindos da excreção de animais em pastejo não é estratégia interessante. Em pastagens as fezes depositadas pelos animais em pastejo, uma vez que a distribuição é errática, não representam uma entrada a mais de nitrogênio ao sistema (LETERME et al., 2000).

O manejo da fertilidade do solo de pastagens manejadas intensivamente é um dos fatores mais importantes para que melhores índices de produtividade sejam atingidos, principalmente no que se refere à adubação nitrogenada. O fato de que o nitrogênio tem importante papel nos processos fotossintéticos e na constituição de tecidos vegetais nos dá idéia da responsabilidade deste em características como aparecimento de perfilhos, tamanho e expansão de folhas e colmos (BONFIM-DASILVA, 2005), resultando em maiores quantidades de forragem produzida.

A resposta de plantas forrageiras à aplicação deste nutriente já foi relatada por inúmeros trabalhos (MENEZES, 2004; LUGÃO, 2001; CORSI, 1984; VICENT-CHANDLER, 1973). Bahmani et al. (2001), McKenzie (1998) e Wilkins et al. (1997) observaram respostas à adubação nitrogenada no aumento da produção de perfilhos em azevém. Boggiano et al. (2001) avaliaram três doses de nitrogênio em Bahiagrass e constataram que a adubação aumentou o comprimento de folhas, o índice de área foliar e o perfilhamento, bem como a produção de matéria seca, sendo que as maiores produções de matéria seca foram obtidas com doses de 500 kg de N.ha⁻¹.

Alguns estudos têm demonstrado que a rebrota de plantas forrageiras é dependente da reserva nitrogenada, e não somente da reserva de carboidratos. Ourry, Kim e Boucaud (1994) observaram correlação do nível de nitrogênio, no início da rebrota, em raízes e coroas de plantas de alfafa com a massa seca da parte aérea após 24 dias do início da rebrota.

Melhores produtividades são alcançadas quando um manejo eficiente de nutrientes é adotado, tornando necessário o conhecimento da dinâmica de uso destes nutrientes. A adubação nitrogenada é uma das práticas que apresentam maiores questionamentos quanto ao seu uso, pois as perdas ocorridas são de grande ordem, variam muito e a mobilidade do nitrogênio é alta no sistema solo-planta.

O nitrogênio é um dos elementos mais exigidos e fornecidos em sistemas agrícolas. O manejo de adubações nitrogenadas também é um dos mais complexos devido a fatores relacionados ao custo do uso dos fertilizantes nitrogenados decorrente de problemas na eficiência de algumas fontes (MARTHA Jr., 2003; MENEZES, 2004) e da grande quantidade de energia demandada para sua obtenção (VITTI; MALAVOLTA; COUTINHO, 1984), e ao potencial poluente deste elemento, tanto para águas de superfície como subterrâneas.

Hoje a necessidade de se estudar mais fontes de adubação nitrogenada em pastagens é crescente uma vez que temos baixas eficiências relacionadas à uréia (PRIMAVESI et al., 2001) e alto potencial poluente de aplicações de esterco durante longos períodos de tempo (Van HORN, 1995).

A intensificação do sistema de produção à pasto é intimamente ligada ao manejo da adubação nitrogenada. Porém a eficiência desta adubação ainda é um entrave ao seu melhor uso, uma vez que o nutriente pode ser perdido tanto em um sistema intensificado, por repelência de cargas por exemplo, como em um que está começando a ser intensificado ou recuperado. Esta ineficiência é demonstrada no trabalho de Oliveira et al. (2005) onde as plantas em estado de degradação mostram baixas respostas à adubação nitrogenada devido à ausência de resposta, no primeiro ano, à aplicação de doses de nitrogênio de 70, 140 ou 210 kg de N.ha⁻¹, com ou sem enxofre. A falta de estruturas necessárias à absorção de nutrientes, bem como a situação de

estresse em que as plantas se apresentam podem ser as causas da ausência de respostas produtivas à adubação nestas condições.

A absorção nitrogenada pode ser governada basicamente pela demanda de nitrogênio criada pelo ritmo de crescimento empregado pela planta, sempre que a quantidade deste fornecida às raízes é suficientemente alta e não há nenhum impedimento ambiental à absorção radicular, como deficiência oxigenada, baixas temperaturas (ENGELS; MARSCHNER, 1995) excesso de Al no solo, entre outros.

Lemaire; Chapman (1996) citam que a dependência do nitrogênio do solo é maior quando a planta forrageira é pastejada severamente, podendo assim haver, para cada nível de intensidade de manejo da pastagem, uma demanda diferente por nutrientes, principalmente nitrogênio. Aguiar (2004) mostrou que em intensidades diferentes de pastejo a disponibilidade de nitrogênio à planta também mudava. Neste estudo resíduos pós-pastejo de 1000, 2500 e 4000 kg.ha⁻¹ de MS verde, com eficiências de pastejo de 75, 67 e 47%, resultaram em quantidades de 32, 39 e 41% do nitrogênio aplicado que permanecia disponível às plantas. Esta informação nos mostra que quanto maior a severidade de desfolha, menor a quantidade de nitrogênio disponibilizada à planta.

Sistemas em que o manejo da fertilidade ainda é precário, a eficiência de adubação nitrogenada pode ser limitada devido à menor quantidade de sistema radicular efetivo, menor ritmo de crescimento da planta e menor manutenção do nutriente no sistema devido a baixos teores de matéria orgânica.

Porém em sistemas de exploração com boa fertilidade do solo, ou seja, solos com teores acima de 31 mg.dm⁻³ de P, de 3,1 mmolc.dm⁻³ de K, saturação de bases acima de 70 % (RAIJ, 1991) e matéria orgânica acima de 4% (RIBEIRO et al., 1999), a eficiência da adubação nitrogenada pode ser prejudicada por perdas diferentes das encontradas em solos de baixa fertilidade.

Processos como lixiviação de nitrato, que em muitas vezes são considerados pouco expressivos em pastagens (MARTHA Jr., 2001) podem ter maior participação. Isto se deve ao fato de que o nitrogênio fornecido pode não estar todo sendo aproveitado pela planta, podendo ser perdido por repelência de cargas negativas fornecidas por teor elevados de matéria orgânica. A volatilização de amônia pode ser

potencializada devido à maior quantidade de matéria orgânica presente na área, resultando em maior atividade de urease.

Estas perdas nitrogenadas podem inviabilizar os sistemas de intensificação tanto economicamente como ambientalmente uma vez que alguns países europeus já começam a limitar a aplicação de nutrientes. Na Inglaterra a poluição dos recursos hídricos por lixiviação de nitrogênio na forma de nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) é reconhecida como um problema potencial e as fazendas foram identificadas como a maior fonte deste tipo de poluição. Em alguns estados já existem legislações que limitam a quantidade de nitrogênio aplicada no solo a partir de esterco, não podendo esta exceder $250 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ em áreas de gramíneas e $210 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ em áreas sem gramíneas (SMITH; CHAMBERS , 1995).

De acordo com Meirelles, Libardi e Reichardt (1980) a importância do nitrogênio se destaca principalmente em solos de região de clima tropical úmido onde há grande mobilidade deste elemento e intensa mineralização de matéria orgânica. Assim, é de suma importância o uso eficiente de adubos nitrogenados, sendo necessário o conhecimento dos processos e interações do sistema solo-planta-atmosfera a fim de se estabelecer menores perdas, melhor aproveitamento do nutriente pela planta, garantindo a sustentabilidade da exploração.

Assim, o presente trabalho teve como objetivo caracterizar as perdas nitrogenadas e a recuperação aparente de nitrogênio em cinco fontes de adubação de capim elefante, estabelecido em área de alta fertilidade e manejado intensivamente.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Fontes

O nitrogênio é o nutriente mais utilizado pelas culturas, principalmente forrageiras, sendo o seu custo de obtenção o mais caro, quando comparado a outros nutrientes. Para se obter 1 kg de nitrogênio são necessárias 16.800 Kcal, enquanto que para a obtenção de P_2O_5 e K_2O são necessárias 3.040 e 2.100 Kcal, respectivamente (VITTI; MALAVOLTA; COUTINHO, 1984). Assim, para que o manejo da adubação nitrogenada seja interessante, sua eficiência de uso deve ser a melhor possível e para que isso aconteça, algumas medidas como momento e estratégias de aplicação devem ser atrelados à qualidade e desempenho da fonte nitrogenada usada.

Como mostram dados da FAO (2004) o fertilizante nitrogenado mais usado por agricultores é a uréia, sendo que no Brasil este fertilizante responde por 60% dos adubos comercializados (CANTARELLA; MARCELINO, 2007). Seu menor custo energético de obtenção em relação a outras fontes como nitrato de amônio e sulfato de amônio torna-a uma opção interessante. Enquanto são necessárias 15,2 Mcal para a produção de 1 kg de nitrogênio na forma de uréia, são necessárias 22,5 Mcal para a mesma produção na forma de sulfato de amônio e por volta de 15,4 Mcal na forma de nitrato de amônio (VITTI; MALAVOLTA; COUTINHO, 1984). Outro fator que favorece o uso da uréia é que essa possui alta solubilidade, cerca de $119 \text{ g} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ de H_2O (TOMÉ Jr., 1997), e alta taxa de absorção foliar (CANTARELLA; MARCELINO, 2007).

Uma parte do nitrogênio volatilizado pode ser reabsorvida pela planta, como mostra Martha Jr. (2003). Neste estudo foram observados valores de absorção foliar da ordem de 2,5% para dose de $120 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N-uréia e de 16,4% para dose de $40 \text{ Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N-uréia volatilizado. Estes valores são dependentes do ponto de compensação de amônia na planta, da concentração de N-amônia na atmosfera e da área foliar apresentada pela cultura.

Além de apresentar a obtenção mais barata energeticamente, a uréia apresenta maior concentração de nitrogênio, barateando assim custos relativos ao transporte do fertilizante. A uréia, $CO(NH_2)_2$, é obtida a partir da amônia e possui 45% de nitrogênio em sua composição. Porém, apresenta limitações ao seu uso no que diz respeito à sua

eficiência de utilização. Perdas por volatilização de amônia são as principais responsáveis pela baixa eficiência de uso da uréia, uma vez que podem ser da ordem de 36% (COSTA, 2001) até cerca de 80% (MARTHA Jr., 1999; PRIMAVESI et al., 2001).

A taxa de absorção de uréia pode ser similar à de amônio, porém não é de grande importância às plantas porque esta é rapidamente hidrolisada (CHAILLOU; LAMAZE, 2001). Quando aplicada ao solo, a uréia sofre o processo de hidrólise enzimática, resultante da ação da urease (CANTARELLA; MARCELINO, 2007).

A urease é uma enzima abundante no solo e é essencialmente de origem microbiana, uma vez que grandes quantidades de bactérias e fungos no solo a processam. A atividade da urease aumenta de acordo com a magnitude da população microbiana do solo e com a quantidade de matéria orgânica presente neste, sendo que o seu suprimento no solo pode ser abundante na presença de resíduos de matéria vegetal na área (TISDALE et al., 1985).

A ação da urease é alta próximo à rizosfera, onde esta pode ser acumulada pela dinâmica de raízes e a atividade microbiana é intensa, podendo ser variável de acordo com a espécie de planta em questão e com a época do ano. Após a hidrólise ocorre a formação de carbonato de amônio que, por ser instável, desdobra-se em amônia, gás carbônico e água (VOLK, 1959).

Apesar da urease ter sua atividade favorecida por temperaturas até 37°C, a hidrólise da uréia pode ocorrer em temperaturas de 2°C ou menores. Isto mostra que uma porção da uréia aplicada sob baixas temperaturas pode ser disponibilizada mesmo no inverno e a partir da primavera (CANTARELA; MARCELINO, 2007).

Os fatores que mais influenciam a atividade da urease são temperatura e pH, seguidos pela umidade do solo. A quantidade de amônia livre pode ser um fator inibidor da ação da urease pois, como maiores concentrações de NH_3^+ podem ocorrer em pH maior que 7, ocorre inibição temporária da ação desta enzima após a adição da uréia no sistema (TISDALE, et al., 1985). Isto é devido ao fato de que o pH do solo em torno do grânulo de uréia sofre aumentos de pH (VITTI; MALAVOLTA; COUTINHO, 1984; TRIVELIN; LARA-CABEZAS; BOARETTO, 1994), podendo este ficar em torno de 8 a 9 (OVERREIN; MOE, 1967; TISDALE et al., 1985; KISSEL et al., 1988).

O pH aumenta devido ao fato de que as reações de hidrólise (equação 1) consomem prótons H^+ . A reação alcalina do solo desloca o equilíbrio dinâmico entre o amônio e a amônia do solo (equação 2) favorecendo a formação do segundo composto (CANTARELLA; MARCELINO, 2007).



O nitrato de amônio é uma fonte que possui 33% de nitrogênio em sua composição. Alguns inconvenientes do uso do nitrato de amônio são seu alto índice salino (105), solubilidade ($187 \text{ g} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ de H_2O) e higroscopicidade (59,4% UR à 30°C) (TOMÉ Jr., 1997). Outro problema desta fonte é relacionado à sua comercialização, que passou a ser restrita pelo exército com a portaria nº 019 de dezembro de 2002. Esta aprova as normas administrativas relativas às atividades com nitrato de amônio (NARANA) (DFPC, 2007) devido ao seu uso para a fabricação de explosivos.

Na maior parte dos solos não inundados, a concentração inicial de nitrogênio tem maior participação de nitrato do que amônio (MOROT-GAUDRY; TORAINÉ, 2000). Porém a maior quantidade de nitrato na solução do solo aliado à sua alta mobilidade conferem alto potencial de perda deste elemento por lixiviação. A desnitrificação é outro processo que dificulta o emprego de fontes nítricas em solos em condições de anaerobiose, como compactação e má drenagem.

A busca de fontes alternativas de fertilizantes nitrogenados é uma constante em quase todos os sistemas de produção. Para tanto o uso de resíduos de diversas indústrias, bem como de atividades como produção animal, tem sido amplamente difundido como solução de descarte desse material e como fonte de nutrientes a preços mais baratos.

Um dos resíduos que tem sido bastante usado em lavouras de cana-de-açúcar e em pastagens é o Ajifer, um subproduto da fermentação glutâmica do melaço de cana-de-açúcar. Após a fermentação, os cristais são separados e o líquido final pode ser

aplicado como resíduo orgânico, fornecendo nitrogênio, enxofre e outros nutrientes. Este resíduo apresenta cerca de 3% de nitrogênio amoniacal, 2% de nitrogênio orgânico e 4% de enxofre (COSTA, 2001), porém esta composição pode mudar uma vez que existem tipos diferentes de Ajifer em relação ao teor de matéria orgânica, nitrogênio, potássio, sulfato e cloreto. A composição do Ajifer é mostrada na Tabela 1.

Tabela 1 - Composição do ajifer

pH	3,2
Densidade (g.mL ⁻¹)	1,17
Matéria orgânica total (g.L ⁻¹)	315,35
Carbono total (g.L ⁻¹)	175,19
Nitrogênio total (g.L ⁻¹)	50
Fósforo (P ₂ O ₅) total (g.L ⁻¹)	2,48
Potássio (K ₂ O) (g.L ⁻¹)	11,8
Cálcio (Ca) (g.L ⁻¹)	0,33
Magnésio (Mg) (g.L ⁻¹)	0,69
Enxofre (S) (g.L ⁻¹)	47,27
Cobre (Cu) (ppm)	2
Manganês (Mn) (ppm)	19
Zinco (Zn) (ppm)	3
Ferro (Fe) (ppm)	122
Relação C/N	6/1

Fonte: Costa (2001)

Um resíduo muito usado para a fertilização do solo é a cama de frango. Para os anos de 1993 a 2003 a FAO indica que a produção de frangos cresceu 146%, enquanto que a de suínos cresceu 22% e a de bovinos 56,5%, sendo o Brasil o terceiro maior produtor mundial de aves (USDA, 2005). Este aumento na produção é acompanhado pelo aumento da produção de resíduos vindos desta atividade, como a cama de frango que é produzida numa proporção de 4 kg para cada ave no ano (KOZEN, 2003).

A cama de frango era muito usada na alimentação animal, porém com a ocorrência do mal da vaca louca (Encefalopatia Espongiforme Bovina) em rebanhos europeus em 2001 o governo brasileiro proibiu o seu fornecimento aos animais com o surgimento da Instrução Normativa nº 15 do Ministério da Agricultura. Assim, a cama de frango passou a ser usada como fertilizante como fonte de nitrogênio, fósforo, potássio e micronutrientes (CABRERA; CHIANG, 1994), além dos benefícios físico-químicos ao solo proporcionados pela adição de matéria orgânica ao sistema.

A cama de frango é basicamente uma mistura de excrementos de aves, restos de alimentos, penas e substratos de cama, como raspas de madeira, palha de arroz e cascas de café (GIANELLO; ERNANI, 1983; GOMIDE; SILVA; ZANETTI, 1989). A composição da cama de frango pode variar conforme o período de uso, natureza do substrato e período e forma de estocagem (CHIANG, 1994).

Viana et al. (1977) encontraram 89% de matéria seca, 20% de proteína bruta, 3% de cálcio e 0,9% de fósforo, enquanto que Melo et al (1973) obtiveram 83% de matéria seca, 24,3% de proteína bruta, 2,6% de cálcio e 1,3% de fósforo na composição da cama de frango.

O nitrogênio da cama de frango é presente sob a forma orgânica e inorgânica, podendo a proporção entre eles variar. As avaliações de Bitzer e Sims (1988) mostram que a forma inorgânica pode variar de 19 a 55% do nitrogênio total, podendo o NO_3^- compor de 0,2 a 19% do nitrogênio inorgânico. Sims (1987) mostrou que o NO_3^- formava cerca de 2 a 17% do nitrogênio inorgânico (0,5 a 6% do nitrogênio total) em camas de frango que foram estocadas por até 90 dias. Em outro estudo, Sims (1987) encontrou que o NO_3^- constituiu de 12 a 22% do nitrogênio inorgânico (3 a 5% do nitrogênio total) de camas de frango estocadas por aproximadamente 30 dias. Avaliações feitas por Cabrera et al (1994) diretamente das granjas, ou seja, em camas de frango que não haviam sido estocadas, mostraram que 36 a 38% do nitrogênio inorgânico (4 a 5% do nitrogênio total) era NO_3^- .

Outro resíduo da produção animal muito usado para a fertilização do solo é o esterco bovino. O esterco pode ser usado como fonte, principalmente, de nitrogênio, fósforo e potássio. A composição do esterco pode variar muito conforme a dieta dos

animais, mas em média os teores de nitrogênio não ultrapassam cerca de 1 a 2% (HAIJ, 1991).

Pesquisas em fazendas leiteiras do Estado de Nova York, nos Estados Unidos, mostram que 62% a 86% do input total de nitrogênio que ocorre na fazenda vem da alimentação dos animais, sendo que 64% a 76% desse nitrogênio acaba ficando na fazenda sob a forma de esterco (KLAUSNER, 1993).

A aplicação de esterco bovino para a fertilização do solo pode ser benéfica a partir do momento em que se cria uma solução para o escoamento do esterco produzido, embora muito tem sido discutido sobre os impactos ambientais decorrentes do uso do esterco, principalmente no que diz respeito à contaminação de água por perda de nutrientes. Porém as vantagens do uso dessa fonte não podem ser negligenciadas.

Fontes minerais são, sem dúvida, muito mais fáceis de serem manejadas do que o esterco (HORN et al., 1994; GRUSENMEYER; CRAMER, 1997; SCHRÖDER, 2005). Porém, quando a devida atenção é dada à composição do esterco e às decisões de quando, quanto e como aplicá-lo, a eficiência do nitrogênio aplicado pode ser melhor. Isso leva a reduções no uso de fertilizantes minerais e poluições ambientais (SCHRÖDER, 2005), devido ao input excessivo de nutrientes ao sistema.

As respostas à fertilização com esterco são variáveis, o que normalmente é relacionado à variabilidade intrínseca à qualquer fonte nitrogenada que dependa de mineralização do nitrogênio. A variação de respostas ainda pode ser devida às diferenças na composição do esterco, à sua distribuição difícil e irregular pela área e às perdas, tanto por volatilização como por lixiviação. Isso leva a um descrédito do uso dessa fonte, resultando na suplementação do esterco com nitrogênio mineral tornando a dose usada desnecessariamente alta (SCHRÖDER, 2005), contribuindo para o potencial poluente da prática de adubação nitrogenada.

Outro problema da fertilização nitrogenada por esterco é que a necessidade nitrogenada das plantas dificilmente será suprida se o fornecimento excessivo de fósforo for evitado. Isso ocorre porque muitas vezes a relação entre N e P_2O_5 nas plantas é, em média, maior que 2,5, enquanto que a relação entre o N efetivo e P_2O_5 no esterco é muito menor do que 2 (Tabela 2) (SCHRÖDER, 2005). Isso pode elevar o

potencial poluente da adubação de sistemas em que não há deficiência de fósforo no solo.

Tabela 2 - Relação N/P₂O₅ em plantas e no esterco e relação N/P₂O₅ efetiva do esterco bovino

Produto	Total N/P ₂ O ₅	N/P ₂ O ₅ efetivo disponível
Grão de Trigo	2,6	-----
Grão de Milho	2,1	-----
Silagem de Milho	3,3	-----
Forragem	3,7	-----
Esterco	1,8	0,6 - 0,9

Fonte: Schröder, 2005

O nitrogênio solúvel em água (N mineral) deveria estar disponível durante a época de melhor crescimento da planta, enquanto este deveria estar ligado à fração orgânica quando as condições ambientais (climáticas) não proporcionam bom crescimento da planta (SMITH; CHAMBERS, 1995), como no inverno para o caso de plantas tropicais. Porém o esterco difere muito quanto à relação N mineral e orgânico, sendo que esterco que possuem baixa relação entre N mineral e N orgânico, como esterco de curral, devem ser aplicados durante o inverno, enquanto que esterco com alta relação entre essas frações, como chorumes e efluentes (SMITH; CHAMBERS, 1995), devem ser aplicados durante o verão, para plantas tropicais.

Muitas vezes as respostas de plantas adubadas com esterco podem ser melhores do que plantas adubadas com fertilizantes minerais. Isto pode ser devido ao fornecimento concomitante de nitrogênio, potássio (SCHRÖDER; DILZ, 1987) e fósforo (GILLER, 2002), além de melhorias na estrutura física do solo (WADMAN; SLUIJSMANS; De La LANDE CREMER, 1987).

Outra questão em torno da aplicação de esterco é quanto à forma, ou seja, se este deve ser líquido ou sólido. As diferenças entre a relação da fração N mineral – N orgânico devem ser levadas em consideração, juntamente à época de aplicação, para a escolha da forma do esterco, como já mostrado por Smith e Chambers (1995). Entretanto ainda existem outros argumentos a serem considerados, como a facilidade de aplicação do esterco líquido em relação ao sólido (SCHRÖDER, 2005).

O fornecimento de quilos de matéria orgânica por kg de nitrogênio é geralmente maior em esterco sólido, que portanto podem ser melhor empregados em locais que apresentam baixos teores de matéria orgânica, ou seja, de 7 a 20 g.kg⁻¹ (RIBEIRO et al. 1999). Entretanto o kg de nitrogênio por kg de P₂O₅ é menor em esterco sólido do que em líquido, uma vez que o primeiro apresenta, em média, 1,8 e o segundo tem 2,7, podendo, no entanto, este valor variar devido às diferenças na composição do esterco (SCHRÖDER, 2005).

Quanto às quantidades limites de esterco, muitos estudos ainda devem ser feitos a fim de se estabelecer limites reais de aplicação de nitrogênio. Alguns estudos (SCHRÖDER et al., 2007; Ten BERGE et al., 2002) mostram que as quantidades aplicadas podem ser maiores do que a proposta pela normativa da União Européia.

A normativa para nitratos da União Européia limita a aplicação de nitrogênio através de esterco à 170 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de nitrogênio para regiões vulneráveis à lixiviação de nitrogênio (EUROPEAN COMMISSION, 1991). Como a aplicação de nitrogênio na forma de esterco muitas vezes é feita de forma indiscriminada e em maior volume, para que a quantidade desejada de nitrogênio seja alcançada, esta normativa visa garantir a concentração máxima de 11,3 mg N-nitrato.L⁻¹ na água (SCHRÖDER, 2005). No Brasil a portaria 36/90 do Ministério da Saúde indica que a máxima concentração de N-nitrato permitida na água é de 10 mg.L⁻¹ (BRASIL, 1990).

No estudo de Schröder et al. (2007) as quantidades de nitrogênio vindo de esterco para a fertilização de áreas de corte de forragem que não apresentaram potencial poluente da água foram de 330 a 340 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de nitrogênio. O estudo foi conduzido em solos arenosos na Holanda, onde aliado ao alto potencial de lixiviação de nitrato apresentado por este solo ainda existem problemas com a profundidade do lençol freático que é superficial, podendo chegar a menos de 1,0 m de profundidade.

2.2 Volatilização

A avaliação de perdas de nitrogênio devem ser realizadas para se determinar a eficiência de uso e melhores estratégias de manejo de adubações nitrogenadas a fim de se garantir a economicidade e diminuir o potencial poluente desta prática. A forma

de perda de nitrogênio mais predominante em pastagens é por volatilização de amônia (MARTHA Jr., 2003).

Perdas de nitrogênio por volatilização são umas das principais na determinação da eficiência de fertilizantes nitrogenados. Este processo consiste na perda de nitrogênio sob a forma de amônia gasosa para a atmosfera e para ser iniciado basta a presença deste composto na superfície do solo (TRIVELIN; LARA-CABEZAS; BOARETTO, 1994 ; MARTHA Jr., 2003).

A amônia é constantemente formada nos solos devido à degradação biológica de compostos orgânicos e fertilizantes. A partir do momento em que a amônia está sob a forma de gás nas condições normais de temperatura e pressão, é esperado que qualquer amônia que esteja presente no solo, água ou fertilizante será volatilizada para a atmosfera. Porém a reação da amônia com íons e sua forte afinidade com a água são fundamentais na regulação das taxas de perdas, variando assim a estabilidade da amônia formada (PEOPLES et al., 2004). A volatilização da amônia acontece devido à diferença entre a concentração de amônia na atmosfera e a da amônia que está em equilíbrio no solo, na água ou nas folhas das plantas (FRENEY; SIMPSON; DENMEAD, 1983).

Como já mencionado anteriormente, as perdas de volatilização são afetadas por fatores ambientais e climáticos, sendo favorecidas principalmente pelas condições de verão de climas tropicais, como altas temperaturas e umidade. Perdas de nitrogênio pela volatilização de amônia têm sido relatadas com frequência na literatura, sendo os valores apresentados muito variáveis. Cantarella et al. (1999) e Vitti et al. (2002) apresentaram perdas por volatilização de 20 a 40% do nitrogênio aplicado em cana-de-açúcar e em citros. Lara Cabezas, Korndorfer e Motta (1997) e Lara Cabezas et al. (2000) mostraram perdas de 40 a 80% do nitrogênio aplicado na superfície do solo sob a forma de uréia.

A perda de nitrogênio por volatilização é influenciada por fatores climáticos, do solo e de manejo, sendo a interação entre estes fundamental na obtenção de maiores ou menores perdas. Como fatores de solo os mais expressivos quanto à volatilização de nitrogênio são pH, CTC, poder tampão e matéria orgânica (O'TOOLE; McGARRY;

MORGAN, 1985; TRIVELIN; LARA-CABEZAS; BOARETTO, 1994; PEOPLES et al., 2004).

Solos com maior valor de CTC apresentam menor potencial de perdas de nitrogênio por volatilização porque a CTC do solo confere a capacidade de um solo reter NH_4^+ (VOLK, 1959). Este cátion, quando adsorvido, fica em menor quantidade na solução do solo, diminuindo o potencial de perdas, como indicado na equação 2, citada anteriormente (KIEHL, 1989). Solos com baixo poder tampão e CTC apresentam maiores períodos de perdas de amônia após a adubação (FEN; KISSEL, 1976; HAYNES, 1986). O estudo de Volk (1959) mostra que solos com CTC menor que $100 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$ já mostram maior potencial de perda de amônia. Já O'Toole et al. (1985) mostraram que em solos com CTC acima de $268 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$ estas perdas devem ser mínimas.

Cerca de 50% da América tropical tem solos de baixa CTC (SÁNCHEZ; SALINAS, 1980). A formação destes solos é fundamentada em óxidos de ferro e alumínio e argilas 1:1, sendo estes um dos fatores influentes na troca catiônica do solo. Vitti (2007) apresenta a seguinte ordem decrescente de fatores determinantes na retenção de cátions: matéria orgânica > argila 2:1 > argila 1:1 > óxidos de Fe e Al. Raij (1991), em compilação feita com dados do Estado de São Paulo, demonstra que a CTC dos solos tropicais varia de 29 a $3,2 \text{ meq}.100\text{g}^{-1}$ de terra, o que, de acordo com Volk (1959), caracteriza alto potencial de perdas nitrogenadas por volatilização.

O'Toole et al. (1985) mostraram que as variações nas perdas de amônia por volatilização em solos ácidos foram atribuídas às variações no pH destes solos, enquanto em solos cultivados de caráter alcalino as variações foram atribuídas às variações da CTC.

O pH afeta o equilíbrio entre o amônio e a amônia, como já demonstrado anteriormente. A concentração de amônia pode aumentar de 0,1% a 1%, 10% e 50% quando o pH varia de 6 para 7, 8 e 9, respectivamente (FRENEY et al., 1983), podendo estes valores diferirem de acordo com a quantidade de amônia disponível na superfície do solo.

A contribuição da matéria orgânica ao processo de volatilização de nitrogênio é ambígua. Isso se deve ao fato de que ao mesmo tempo em que a matéria orgânica

proporciona maiores valores de CTC, podendo diminuir as perdas de amônia volatilizada, esta contribui para a atividade da urease no solo. A presença e a atividade da urease são necessárias para que ocorra a formação de amônia a partir da uréia (HAYNES, 1986), como citado anteriormente. Sistemas de plantio direto geralmente apresentam maiores perdas por volatilização devido ao menor contato do fertilizante com o solo, maior quantidade necessária de pluviosidade para incorporação deste ao solo (LARA CABEZAS; KORNDORFER; MOTTA, 1997) e maior atividade de urease devido às maiores quantidades de matéria orgânica. Lara Cabezas e Yamada (1999) mostram que em plantio convencional a aplicação superficial de uréia apresentou valores acima de 30%, enquanto que em sistema de plantio direto essas perdas foram acima de 70% do nitrogênio aplicado.

O lóter existente sobre o solo pode influenciar porque resíduos vegetais presentes na superfície do solo aumentam o pH deste. O pH é aumentado devido aos teores de cátions e carbono orgânico solúvel presente nos resíduos, sendo que resíduos vegetais de maior idade fisiológica apresentam menor potencial de aumento do pH. Isto ocorre porque a hidrólise de grupos carboxílicos e fenólicos, constituintes dos ácidos fúlvicos e húmicos, componentes da matéria orgânica do solo, gera cargas negativas (MIYAZAWA, PAVAN e FRANCHINI, 2000).

Os fatores climáticos que influenciam as perdas por volatilização são temperatura, precipitação e umidade relativa do ar, velocidade do vento e a concentração de amônia na atmosfera (FRENEY et al., 1983; HARPER; SHARPE, 1995). Balsari, Gioelli e Dinuccio (2006) avaliaram a emissão de amônia com a aplicação de esterco em câmaras de ventilação forçada e obtiveram aumentos nas perdas de nitrogênio conforme a velocidade do vento aumentava de 1 para 3 m.s⁻¹. A velocidade do vento influi nas perdas por volatilização a partir do momento em que afeta a taxa de transporte de amônia da interface ar-água ou ar-solo (FRENEY et al., 1991; DENMEAD; FRENEY; JACKSON, 1990).

O aumento de temperatura aumenta a concentração de amônia, bem como a sua difusão no solo, e afeta a taxa de transformação de amônio em amônia pela biota do solo, aumentando a atividade da urease. Hargrove (1988) mostra estudos em que as perdas de amônia por volatilização aumentaram conforme ocorreram aumentos na

temperatura de 0 a 50°C, enquanto que Ernst e Massey (1960) compararam as perdas ocorridas por volatilização a 32°C com as ocorridas a 8°C e 16°C e observaram reduções de 71 e 56%, respectivamente, nas perdas de amônia.

A umidade do solo, bem como a precipitação, afeta as taxas de volatilização de amônia a partir do momento em que a água é necessária para que o processo de hidrólise da uréia e a atividade da urease comecem a ocorrer (FERGUSON et al., 1984). O maior problema relacionado à quantidade de água está no fato de que muitas vezes a precipitação incidente ou a umidade presente no solo só são suficientes para que as transformações de amônio em amônia aconteçam, não ocorrendo a incorporação do fertilizante (FRENEY et al., 1991).

Bremer e Mulvaney (1978) apontam que a taxa de hidrólise aumenta de acordo com a umidade do solo até o valor de cerca de 20%, sendo que acima disso o processo passa a ser pouco afetado pela umidade. Em solos úmidos a volatilização da amônia acompanha o processo de evaporação da água (BOUWMEESTER; VLEK; STUMPE., 1985). Assim, muitas vezes a aplicação de fertilizantes nitrogenados deve ser preferida em solos secos do que em solos apenas úmidos (LARA CABEZAS; TRIVELIN; BOARETTO, 1992), pois em solos secos as perdas podem ser consideráveis somente quando a umidade relativa do ar é alta (BLACK; SHERLOCK; SMITH, 1987). Porém, além da umidade, a presença de orvalho noturno deve ser observada, uma vez que este pode equivaler a uma chuva de 0,5 mm (FRENEY et al., 1991), proporcionando a hidrólise do fertilizante até que o solo seque novamente, quando as perdas por volatilização já poderão ter ocorrido.

Quanto à precipitação, Hargrove (1988) considera que 10 a 20 mm são suficientes para que ocorra a incorporação da uréia e redução, e até eliminação, das perdas por volatilização. Entretanto este valor pode variar de acordo com a cobertura do solo, a época e a intensidade de ocorrência da chuva. Solos cobertos por palhada, como no caso da cana-de-açúcar e cultivos no sistema de plantio direto, podem precisar de maiores precipitações como mostra Lara Cabezas, Korndorfer e Motta (1997), onde a irrigação com 28mm e a ocorrência de precipitação de 60mm não foram suficientes para diminuir a perda por volatilização de amônia em milho sob sistema de plantio direto, que foi de 32,8% do nitrogênio total aplicado.

Cantarella e Marcelino (2007) citam que solos com umidade adequada e temperaturas elevadas apresentam hidrólise da maior parte da uréia de 1 a 3 dias, após a adubação. Cantarella et al. (2001) trabalhando com uréia em capim coastcross, Basso et al. (2004), trabalhando com esterco de suínos em sistema de plantio direto e Van der Weerden e Jarvis (1997), comparando uréia, nitrato de amônio e nitrato de cálcio, obtiveram os picos de perda de amônia durante os primeiros dias de aplicação. Os dados apresentados por Martha Jr. (2003) corroboram esta informação mostrando que a amônia volatilizada durante o primeiro dia após a adubação foi a maior responsável pela volatilização acumulada. Isto mostra que o intervalo para a incorporação do fertilizante, seja pela chuva ou mecanicamente, é muito curto.

Alguns autores mostram que cerca de 5 cm de profundidade são suficientes para redução nas perdas de volatilização de nitrogênio em decorrência da incorporação do fertilizante (OVERREIN; MOE, 1967; RODRIGUES; KIEHL, 1986; HARGROVE, 1988; URQUIAGA, 2000). Urquiaga (2000) aponta que quando o fertilizante foi incorporado a 2,5 cm de profundidade, as perdas por volatilização de amônia foram reduzidas pela metade. Porém, quando se trata de pastagens implantadas a incorporação de fertilizantes não é recomendada por prejudicar a estrutura da planta, bem como sua rebrota, e por danificar o sistema radicular destas, principalmente se as plantas forem de hábito cespitoso (CORSI; NUSSIO, 1992). Os dados de Soares et al. (1992) mostram que quedas na produção de *Brachiaria decumbens* no segundo ano de recuperação ocorreram devido à gradagem.

Oliveira et al. (2005) obtiveram redução no sistema radicular até 30 cm de profundidade com a incorporação de calcário na recuperação de *B. decumbens*. Neste estudo a incorporação resultou em 1,7 Mg.ha⁻¹ de MS de raízes, enquanto a ausência desta prática resultou em 2,6Mg.ha⁻¹ de MS de raízes (P<0,05) durante o primeiro ano de avaliação, de 0,10 a 0,30 m de profundidade.

Além do modo de aplicação, a dose e fonte do fertilizante nitrogenado também influenciam as taxas de perdas de amônia por volatilização. Como uma das premissas para que a volatilização ocorra é a quantidade de amônia na superfície do solo, quanto maior a dose de nitrogênio aplicado, maior é a perda por volatilização (RODRIGUES; KIEHL, 1986; PRIMAVESI et al., 2001; BASSO et al., 2004).

A fonte nitrogenada aplicada é outro fator que determina as taxas de perdas nitrogenadas. Estudos vêm sendo feitos a fim de se avaliar a eficiência e o uso de associações, resíduos e subprodutos da indústria agroindustrial para fins de fertilização do solo, uma vez que o custo de obtenção destas fontes é menor do que fertilizantes tradicionais, como uréia e nitrato de amônio. Porém existem problemas de ordem ambiental com o uso de determinados resíduos relacionados às perdas nitrogenadas que podem tornar seu uso pouco atrativo, tanto do ponto de vista de potencial poluente da fonte como de eficiência.

As emissões de amônia por resíduos da exploração animal são um problema crescente no mundo todo. A emissão de amônia desta atividade ocorre em quatro estágios: durante o confinamento dos animais, na estocagem e aplicação do esterco e durante o período de pastejo. Em estudo feito por Klimont (2001) mostrou-se que a emissão de amônia na China cresceu de 9,7 Tg NH₃ em 1990 para 11,7 Tg NH₃ em 1995, sendo esperado que em 2030 este número seja próximo de 20 Tg NH₃. A emissão de amônia devido à exploração animal teve sua maior parcela atribuída à produção de suínos, seguida pela de frangos. O estudo estima que a emissão da produção de suínos, em relação às emissões da produção animal, deve diminuir de 50% em 1990 para 41% em 2030, enquanto a de frangos deve aumentar, de 14% em 1990 para 22% em 2030.

A média estimada de amônia volatilizada do nitrogênio total excretado em pastagens é de 5 a 15%, enquanto que para confinamentos este fica entre 5 e 30%, sendo a grande variação atribuída às diferenças climáticas e outros fatores que influenciam as perdas por volatilização (BOUWMAN et al., 1997).

Klimont (2001) mostra em seu estudo que é esperado que os fertilizantes ainda continuarão a ter a maior parcela de contribuição na emissão de amônia, especialmente porque a análise assumiu que não ocorrerão mudanças nas práticas de adubação nitrogenada até 2030, como o uso de fontes que mais caras porém menos propensas à volatilização.

Resíduos orgânicos apresentam diferentes frações nitrogenadas como consequência da composição dos mesmos ser muito variável. De forma geral, as formas primárias existentes no esterco bovino são amônia e nitrogênio orgânico, sendo

a maior fonte de uréia a urina contida no esterco. A uréia juntamente com o N-amônia vindo da urina compõe de 41 a 49% do N total excretado no esterco (HORN et al., 1994).

O potencial de perda da amônia contida em esterco é alto uma vez que o pH deste normalmente é maior que 7. Nestas condições a quantidade de H^+ é escassa, favorecendo a formação de amônia, em detrimento ao amônio, que poderá ser perdida por volatilização (HORN et al., 1994). Como consequência, as perdas por volatilização podem ser de 50 a 70% (STEENVOORDEN, 1989; SUTTON, 1991) e podem ser agravadas a partir do momento em que as quantidades aplicadas são normalmente elevadas devido à baixa concentração de nitrogênio nestes materiais.

Balsari et al. (2006) encontraram perdas da ordem de 10 a 28,6% do nitrogênio total aplicado, sendo as maiores taxas observadas nas aplicações feitas nas épocas mais quentes do ano (verão e outono). Matilla (1998) encontrou, para esterco espalhado na superfície do solo, perdas de 14 a 30% do nitrogênio fornecido, sendo a emissão de amônia durante o primeiro dia após a aplicação a maior responsável por estes valores, proporcionando perdas de $4,1 \text{ kg NH}_3 \text{ h}^{-1}$ e $5,7 \text{ kg NH}_3 \text{ h}^{-1}$ para localidades diferentes. Zia et al. (1999) comparando fontes nitrogenadas observaram perdas por volatilização de 21% para uréia, 16% para sulfato de amônio e 14% para nitrocálcio.

Costa (2001) comparando fontes nitrogenadas em cana sem despalha observou que as perdas de amônia não diferiram para uréia e uréia + sulfato de amônio, sendo estas de 36 e $35 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$, respectivamente.

Em estudo feito por Glória et al. (1991) com cama de frango aplicada na dose de $4,4 \text{ g}$ de nitrogênio por vaso, as perdas acumuladas por volatilização foram de $3,15 \text{ mg}$ de nitrogênio para cada 1 g de cama aplicada, ou seja, as perdas foram de cerca de 7% do nitrogênio aplicado por vaso via cama de frango após 30 dias.

Malavolta (1981) e Terman (1979) indicaram que os fertilizantes amoniacais com um ânion complementar têm grandes influências nas perdas de amônia, podendo assim explicar algumas diferenças de valores de volatilização entre fontes. Isto corrobora os valores obtidos por Glória et al. (1991) que obtiveram menores perdas por volatilização quando o superfosfato simples foi misturado ao esterco de galinha. Malavolta (1981)

mostra que as perdas acontecem conforme a sequência: uréia > sulfato de amônio > nitrato de amônio > fosfato monoamônico.

Perdas por volatilização são expressivas na definição da eficiência da adubação nitrogenada e estratégias como uso de fontes alternativas podem estar entre as possibilidades de mitigação dessas perdas. Resíduos como o ajifer apresentam baixas perdas por volatilização como mostra o estudo de Costa (2001), onde os tratamentos adubados com ajifer apresentaram $9 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ enquanto a uréia apresentou perdas de $36 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$, num total de 38 dias.

Porém o uso de alguns resíduos orgânicos, como esterco e camas de frango, ainda podem apresentar a volatilização de amônia como um fator de baixa eficiência no fornecimento de nitrogênio. Isto se deve ao fato de que seus padrões de perdas ainda não são bem definidos e variam bastante, devido às diferenças na composição e na proporção das frações nitrogenadas. Estes aspectos dificultam a adoção de metodologias adequadas para a avaliação de volatilização nestas fontes.

Basso et al. (2004) mediram perdas por volatilização em esterco de suínos e obtiveram picos de perdas nas 24 horas após a aplicação em fevereiro e 48 horas após a aplicação no mês de dezembro. Cantarella et al. (2001) observaram picos de perdas de uréia em capim coastacross no primeiro dia após a aplicação, sendo esta informação corroborada pelos dados obtidos por Martha Jr. (2003), que demonstrou que as perdas ocorridas no primeiro dia foram as que mais contribuíram para as perdas acumuladas ao longo de nove dias de avaliação. Matilla (1998) obteve perdas de $3,5 \text{ a } 7,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ de nitrogênio com a aplicação de esterco, sendo as maiores perdas observadas no primeiro dia após a aplicação do esterco. Costa (2001) obteve maiores perdas até o sexto dia após a aplicação de uréia, mostrando que o tempo em que os picos de perdas ocorrem podem ser variáveis. Estas variações são muitas vezes devidas às diferenças de condições ambientais e de umidade do solo (CANTARELLA; MARCELINO, 2007), como já citado anteriormente.

2.3 Lixiviação

De acordo com Pons, Capillon e Cheverry (2000) a caracterização da lixiviação é relacionada a quatro fatores simultâneos e dinâmicos que são a dinâmica de

percolação da água (avaliada de acordo com o ritmo de chuvas, evapotranspiração e capacidade de retenção da água no solo), mineralização da matéria orgânica no solo, demanda de nitrogênio pela planta em função do seu crescimento e desenvolvimento e a possibilidade de absorção de nitrogênio em relação à colonização do solo pelas raízes, demonstrada pela profundidade onde as raízes são encontradas.

O processo de lixiviação é caracterizado pelo deslocamento de sais solúveis na solução do solo, através do movimento descendente da água ao longo do perfil do solo (KIEHL, 1987). Os elementos que apresentam maior preocupação quanto ao processo de lixiviação são o fósforo e o nitrogênio, ambos por atuarem como contaminantes de águas subterrâneas.

A concentração de nitrato em águas subterrâneas e de superfície deve ser restrita devido aos possíveis danos à saúde humana e à sua contribuição à eutrofização de rios e lagos. Assim o nitrato é um dos parâmetros usados como indicadores da qualidade da água, sendo que o valor deste íon para água potável nos EUA é de 10 mg L⁻¹, na União Européia é de 50 mg L⁻¹ (TUNDISI, 2003) e no Brasil é de 10 mg L⁻¹ (COPAM, 1986).

Elevadas concentrações de nitrato na água para consumo podem causar metahemoglobinemia em crianças, problema causado no sistema de transporte de oxigênio pelas hemáceas, mais conhecido como doença do bebê azul. Problemas de hipoxia em águas, como no Golfo do México, têm sido relatados e resultam em ambientes desfavoráveis ao cultivo de camarões e peixes, bem como a sobrevivência de outras espécies aquáticas nesses locais (HOEFT, 2003).

A lixiviação de nitrogênio diminui a quantidade de nitrato e amônio em camadas de efetividade do sistema radicular. A forma de nitrogênio mais lixiviada é o nitrato, seguido pelo amônio e depois pelo N orgânico, porém a lixiviação de determinada forma depende da quantidade disponível desta no solo. O nitrato é mais lixiviado devido à repelência natural de cargas negativas que predominam principalmente nas camadas aráveis do solo, pois é nestas que a matéria orgânica tem maior participação (GONÇALVES; CERETTA; BASSO, 2000).

As perdas por lixiviação não são somente relacionadas ao fornecimento de nitrogênio ao sistema ou à fertilização excessiva. São também fruto da interação entre

as transformações sofridas pelo nitrogênio e o balanço hídrico no solo. Assim, grandes quantidades de nitrogênio podem ser aplicadas e encontradas no solo, porém quando a quantidade de água neste é baixa ou a percolação da água no perfil é muito pequena ou quase inexistente, como em períodos de seca, quantidades de nitrogênio passam a não ser problema. Devido à essa interação com o status hídrico do solo é que as avaliações da concentração de nitrato na solução do solo são feitas durante o período chuvoso, quando ocorrem maiores movimentações da água no solo. A concentração de nitrato na solução do solo é relacionada ao ritmo de absorção da planta em questão. Desse modo o tipo de vegetação que é cultivada e o modo de cultivo que é empregado também são cruciais na determinação do ritmo de aproveitamento do nitrogênio aplicado (STEEGE et al., 2001).

O processo de lixiviação varia de acordo com a quantidade, modo e forma de nitrogênio aplicado, quantidade e ritmo de chuvas, e características químicas e físicas do solo. Estas características são a velocidade de mineralização da matéria orgânica, as que influenciam a retenção de água no solo, como textura, porosidade e estrutura, e a velocidade de percolação desta no solo (KIEHL, 1987). Zhou et al. (2006) mostraram que 5,7 a 9,6% do nitrogênio aplicado com fertilizantes foram perdidos em solos argilosos enquanto que para solos arenosos esse valor foi de 16,2 a 30,4%.

Solos argilosos permitem o aprofundamento das raízes ao longo do perfil e são menos propensos a perdas por lixiviação. Já solos de natureza arenosa têm menor capacidade de retenção hídrica, não permitindo maior aprofundamento do sistema radicular, aumentando o potencial de perdas nitrogenadas por lixiviação (STEEGE et al., 2001). O papel da atividade das raízes é mostrado no estudo de Easton e Petrovic (2004) em que avaliou-se a lixiviação de nitrato em plantas forrageiras de clima temperado, estabelecidas por mudas. As perdas de N-NO_3^- diminuíram em 26 e 29 pontos percentuais do ano do estabelecimento para o ano subsequente, nas doses de 50 e 100 kg.ha^{-1} de nitrogênio, aplicado sob a forma de esterco de curral.

O parcelamento das aplicações nitrogenadas surge como eficiente estratégia de mitigação de lixiviação de nitrogênio no solo (FERNANDES, 2006), principalmente os realizados durante o período de chuvas. Esta é a época mais recomendada para a adubação em pastagens devido ao maior ritmo de crescimento e absorção deste

nutriente pela planta. O nitrato pode vir diretamente do fertilizante aplicado ou de processos como mineralização de matéria orgânica ou nitrificação do nitrogênio presente no solo (BELLINI et al., 1996). Altas relações C/N, acima de 30, estimulam o processo de imobilização de N, principalmente durante épocas em que a planta não apresenta maiores taxas de crescimento ou quando não há cobertura vegetal sobre o solo (KIEHL, 1987), potencializando assim as perdas do fertilizante aplicado.

Estudo de Beaudoin et al. (1998) mostrou que a redução da fertilização teve pouco efeito na quantidade de nitrogênio lixiviado em quatro tipos de cultivo de trigo. Porém este efeito pode ter sido subestimado porque somente a fertilização anual foi levada em conta no estudo. Algumas pesquisas mostram que as contribuições à lixiviação de nitrato são relacionadas às fertilizações nitrogenadas feitas por longos períodos de tempo, que aumentam a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo ao longo dos anos (RECOUS et al., 1997). Davies e Sylvester-Bradley (1995) mostraram que fertilizações nitrogenadas na produção intensiva de trigo na Inglaterra resultaram no aumento de 36 kg de N.ha⁻¹.ano⁻¹ durante os 50 anos até a data do estudo, sendo que mais de um terço deste aumento foi devido ao efeito de aplicações nitrogenadas praticadas durante muito tempo.

As fontes nitrogenadas usadas também influem na lixiviação de nitrogênio, uma vez que fontes como nitrato de amônio podem ter maior potencial poluente a partir do momento em que fornecem o íon nitrato diretamente e este tem menor adsorção aos colóides do solo. Fontes que se dissociam em amônio, como o caso do sulfato de amônio, apresentam menores taxas de lixiviação pois, principalmente em solos com altas matéria orgânica e CTC, o íon amônio pode ficar adsorvido no solo.

A quantificação do nitrogênio perdido por lixiviação é feita com o conhecimento da densidade de fluxo de água e com a concentração do íon na solução do solo. A equação de Darcy – Buckingham (equação 3) é a que melhor descreve o fluxo de água no solo e mostra a proporcionalidade direta da densidade de fluxo de água em relação ao gradiente de potencial hidráulico. Nesta equação q (mm.dia⁻¹) é a densidade de fluxo de água no solo na profundidade em questão num dado instante, K (mm.dia⁻¹) é a condutividade hidráulica, $\Delta\Phi t$ é a diferença de potencial total entre as profundidades avaliadas e ΔZ é a diferença entre as profundidades avaliadas.

$$q = -K \frac{\Delta\Phi}{\Delta Z} \quad (3)$$

Para que a densidade de fluxo seja calculada precisamos conhecer a constante de condutividade hidráulica, que é função da umidade do solo e obtida para cada tipo de solo, bem como os valores do gradiente de potencial. Estes últimos são obtidos por leituras de tensiômetros instalados nos locais de avaliação (REICHARDT; TIMM, 2004).

Para a determinação da concentração do nitrogênio na solução do solo são feitas amostragens por meio de extratores de solução, que são cápsulas porosas submetidas a vácuo (REICHARDT; TIMM, 2004). A partir desse material coletado é feita a análise da concentração de íons nitrato na solução.

Reichardt, Libardi e Urquiaga (1982) fizeram uma compilação de dados de lixiviação de nitrato para a região de Piracicaba e mostraram que, usando os valores médios dos dados observados para plantas de milho e feijão, taxas de aplicação da ordem de 90 kg ha⁻¹ de nitrogênio apresentaram perdas deste de 4,5 g ha⁻¹ para cada milímetro de chuva. Isto mostra que fertilizações desta magnitude não apresentam problemas de contaminação de águas para os solos desta região.

Por outro lado Meirelles, Libardi e Reichardt (1980) obtiveram perdas de 15 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio, porém apenas 1,34 kg de N ha⁻¹ veio do fertilizante, aplicado na dose de 100 kg de N ha⁻¹.

Muito do problema de fontes orgânicas como possíveis poluentes é relacionado à quantidade aplicada. Como normalmente estas fontes funcionam como resíduos da produção animal, as aplicações são feitas indiscriminadamente em grandes quantidades e fornecendo muito mais nitrogênio do que a planta é capaz de absorver no momento de aplicação. Liebhardt (1976) mostraram que o fornecimento de nitrogênio durante quatro anos sob a forma de dejetos de aves proporcionou aumento de nitrato na água subterrânea, sendo avaliadas neste estudo doses de 325 a 4475 kg ha⁻¹ de nitrogênio. Cooper et al. (1984) testaram doses elevadas, de 9800 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio em milho, e mostram que somente 10% deste elemento aplicado foi recuperado na planta ficando metade no perfil do solo, aumentando o risco de contaminação.

A concentração de animais em pastagens através da prática de maiores taxas de lotação traz a preocupação de perdas por lixiviação de fezes e urinas, porém estudo realizado por Stout et al. (1997) mostrou que somente 2% do nitrogênio aplicado por esterco e até 31% do nitrogênio aplicado via urina foram perdidos por lixiviação. Para as fezes as perdas durante três anos de estudo foram de 16,8 kg ha⁻¹ de nitrogênio, mostrando que as perdas com o acúmulo de defecações nestas áreas podem não contribuir à poluição de águas com nitrato.

O processo de concentração de animais só ocorre a partir do momento em que maiores produções da planta forrageira são obtidas com melhor manejo e fertilizações. Easton e Petrovic (2004) mostram que a fertilização é necessária para o melhor estabelecimento da planta, proporcionando maior densidade de parte aérea, melhor enraizamento e menores perdas por escoamento superficial e de sedimentos, suportando a idéia de que adequada fertilização resulta em menor poluição de águas.

2.4 Recuperação aparente

O conhecimento da eficiência de uso do nitrogênio aplicado é de fundamental importância para que gastos com tal prática sejam justificados. A crescente preocupação com possíveis danos ao meio ambiente decorrentes da aplicação de nitrogênio tem a avaliação desta eficiência como ferramenta para se estabelecer o potencial poluente de tal ação. Isto pode ser feito pela quantificação da recuperação deste elemento pela planta forrageira, podendo esta ser determinada de maneira direta ou indireta.

A maneira direta, ou método isotópico, é realizada com a aplicação de nitrogênio marcado (N¹⁵). Esta técnica permite a avaliação do uso do nitrogênio que foi aplicado via fertilizante, pois permite distinguir a origem do elemento usado pela planta, bem como a partição deste entre as partes da planta, depois de absorvido. Quando não é possível o uso de parcelas testemunhas, onde o nitrogênio não é aplicado, o método isotópico é o mais adequado para avaliações de recuperação (MARTHA Jr., 2003). Porém as limitações inerentes a este método são relacionadas com o seu elevado custo e com o fato de que, apesar de ser mais preciso do que o método indireto, ele não é exato (MARTHA Jr., 2003).

A exatidão do método isotópico é prejudicada pelos chamados *priming effects* ou ANI (added nitrogen interaction). *Priming effect* é o nitrogênio extra que está no solo e é absorvido pelas plantas após a adição de nitrogênio via fertilizante comparado ao absorvido por plantas não adubadas (JENKINSON; FOX; RAYNER,1985). Outra definição usada por Jenkinson, Fox e Rayner (1985) é que *priming effect* é todo efeito que ocorre no nitrogênio do solo com a adição de nitrogênio.

Estas definições são consideradas incompletas, pois se trata de um processo muito mais abrangente considera mudanças (normalmente uma aceleração) na mineralização natural do solo devido a um estímulo, que pode ser o fornecimento de uma fonte de energia facilmente decomponível, quando esta é fator limitante à ação da biomassa microbiana, por exemplo. A adição de substâncias ao solo pode não somente causar aceleração da mineralização (*priming effect* positivo), mas também a redução da mineralização ou até mesmo imobilização do carbono ou nitrogênio adicionados ao sistema (Figura 1). Neste caso refere-se ao *priming effect* negativo, consistindo de uma indisponibilidade temporária de nitrogênio devido à imobilização (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000).

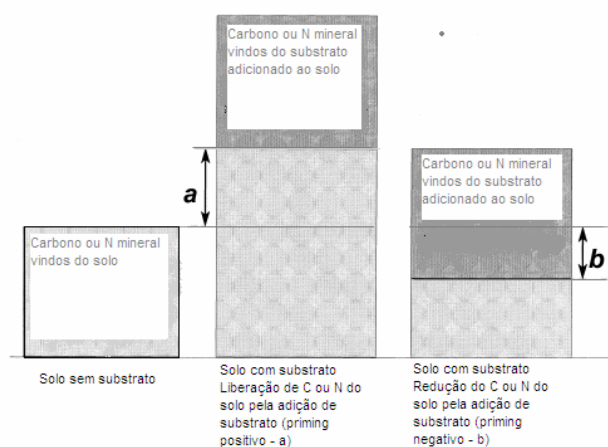


Figura 1 - Esquema de *priming effect*. (a) aceleração da decomposição da matéria orgânica – *priming effect* positivo; (b) retardamento da decomposição da matéria orgânica – *priming effect* negativo

Fonte: Kuzyakov, Friedel e Stahr (2000)

A definição mais usada de *priming effect* é que este um conjunto de fortes mudanças que ocorrem em um curto período de tempo no turnover da matéria orgânica causado por diferentes tratamentos do solo. Estas intervenções podem ser a aplicação de fertilizantes minerais ou orgânicos, exudatos radiculares, tratamentos mecânicos do solo ou secagem ou retorno à condição inicial de umidade do solo (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000). Estes conjuntos de mudanças são pouco estudados e um fato que evidencia isso é que nenhum dos modelos comuns de dinâmica de carbono e nitrogênio no solo considera o *priming effect*, embora a liberação adicional de nutrientes possa ser grande. Somente modelos especializados no turnover da biomassa microbiana no solo é que consideram ou podem simular tal efeito (BLAGODATSKY; RICHTER, 1998).

Apesar da falta de informações precisas quanto a este fenômeno, alguns fatos são de comum acordo entre pesquisadores: o *priming effect* ocorre imediatamente após a adição de uma substância específica no solo (KUDEYAROV, 1988; PASCUAL et al., 1998), sendo maior em solos ricos em carbono e nitrogênio do que em solos mais pobres (HART; RAYNER; JENKINSON, 1986). A magnitude aumenta com a quantidade de substâncias orgânicas (MARY et al., 1993; ASMAR; EILAND; NIELSEN, 1994) ou fertilizantes minerais adicionados ao solo (JENKINSON; FOX; RAYNER, 1985; KUDEYAROV, 1988) e, geralmente, o fornecimento de fertilizantes amoniacais resulta em maiores efeitos do que fertilizante nítricos (STOUT, 1995).

Impithuksa, Blue e Graetz (1984) trabalharam com capim Pensacola bahia grass (*Paspalum notatum* Flugge.) durante 2 anos em três tipos de solo, sendo um tipo usado para estudos de adubação nitrogenada há 14 anos, outro há 4 e outro há 2 anos. Avaliando épocas de aplicação de doses de 100 e 200 kg ha⁻¹ de nitrogênio marcado os autores mostraram que o teor do elemento na planta só foi afetado pela dose no tipo de solo em que as adubações eram mais recentes, enquanto nos outros dois não foi observado nenhum efeito, tanto no aumento das doses quanto na época de aplicação.

O mesmo estudo mostra que a quantidade de nitrogênio do fertilizante imobilizado no solo no final da primeira estação de crescimento foi semelhante à presente no final da segunda estação, independente da dose usada. Estes valores foram de, em média, 27,5, 13 e 11% para o solo adubado há 14, 4 e 2 anos,

respectivamente. Os autores comentam que isto pode ser consequência de melhor atividade microbiana apresentada pelo solo fertilizado há mais tempo, em detrimento dos solos adubados há 4 e 2 anos, mal e bem drenados, respectivamente.

Estes dados nos mostram que solos fertilizados há mais tempo apresentam imobilização do nitrogênio aplicado, podendo assim atrasar a resposta das plantas à adubação feita no ano. Desse modo vemos que estudos realizados nesses tipos de solos devem ter suas avaliações prolongadas, de forma que menores durações de experimentos podem não mostrar o verdadeiro efeito de adubações nitrogenadas.

A inexatidão do método isotópico é resultante não do verdadeiro *priming effect*, mas sim do *priming effect* aparente. Enquanto no verdadeiro o processo é desencadeado pela mudança na taxa de turnover de carbono e nitrogênio, no aparente é resultado de uma troca do nitrogênio marcado adicionado com nitrogênio diferente, vindo do solo, não marcado. Assim, ao invés de absorver o nitrogênio marcado, devido à troca com o nitrogênio do solo a planta acaba absorvendo o nitrogênio não marcado, resultando na subestimativa da recuperação determinada pelo método isotópico (RAO et al., 1993). Portanto, estes autores citam que recuperações determinadas pelo método isotópico merecem a mesma desconfiança que as recuperações determinadas pelo método indireto, ou da diferença.

Outro método usado para avaliação de recuperação de nitrogênio é o indireto. A recuperação aparente, feita pelo método indireto, consiste na comparação do teor de nitrogênio de plantas fertilizadas com o teor deste elemento em plantas não fertilizadas, ou seja, de um tratamento testemunha. Isto resulta no fornecimento de uma medida do impacto da adubação em relação ao total de nitrogênio absorvido pela planta (MARTHA Jr., 2003).

Este método assume que as transformações do nitrogênio no solo e as características de sistema radicular e absorção nitrogenada de plantas adubadas é a mesma de plantas não adubadas, o que na realidade não acontece (LARA CABEZAS et al., 2000). A superestimativa inerente a este método é sua maior desvantagem (VITTI, 1998), porém, sempre que existe a possibilidade de se trabalhar com tratamentos controle, seu baixo custo torna-se vantagem.

Comparando a recuperação de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) em plantas de milho adubadas com esterco e sulfato de amônio, Paul e Beauchamp (1995) utilizaram o método isotópico e o da diferença em um experimento conduzido em casa de vegetação e outro a campo. Para o primeiro experimento os valores de recuperação aparente de nitrogênio amoniacal foram de 76 e 85% para o esterco e para o sulfato de amônio, respectivamente. Neste mesmo experimento os valores de recuperação do ^{15}N foram de 70% para o sulfato de amônio e 57% para o esterco. Para o experimento conduzido a campo a recuperação aparente do nitrogênio amoniacal do esterco foi de 43% e a do sulfato de amônio 58%, enquanto que para o método isotópico as recuperações foram de 15% e 29% para o esterco e sulfato de amônio, respectivamente.

No estudo de Paul e Beauchamp (1995) a recuperação aparente de nitrogênio amoniacal mostrou que este não era tão disponível quanto o fornecido pelo sulfato de amônio. Em ambos os experimentos a recuperação pelo método isotópico foi menor do que a apresentada pelo método da diferença. Este fato pode ser explicado pela ocorrência de *priming effect* aparente (pool substitution), mostrando menor recuperação do nitrogênio marcado, principalmente quando a adubação era feita com esterco. A incubação do solo usado mostrou que o solo fertilizado com esterco continha maior biomassa microbiana do que o solo fertilizado com sulfato de amônio, favorecendo ainda mais a ocorrência deste fenômeno. A menor recuperação aparente do esterco pode ser explicada por elevadas perdas de nitrogênio que ocorrem logo após sua aplicação superficial, principalmente devido à volatilização de amônia (GLASER et al., 2001; STEVENS; LAUGHLIN, 2002).

Schröder (2005) cita que quando a quantidade de nitrogênio aplicada é maior do que a exigência da cultura as recuperações baseadas no método isotópico tendem a ser 10% maiores do que as baseadas no método da diferença. Quando a quantidade de nitrogênio fornecida é menor do que a que o solo pode fornecer com o turnover dos processos de mineralização e imobilização, as recuperações obtidas com o método isotópico tendem a ser 10% menores do que as obtidas com o método da diferença.

Difícilmente o aproveitamento do nitrogênio aplicado via fertilizante em culturas agrícolas ultrapassa 60%, podendo o restante ficar armazenado no solo ou sujeito a

perdas (FENILLI, 2006) que prejudicam a eficiência de recuperação deste elemento pela planta. Valores de recuperação aparente do nitrogênio em forrageiras variam muito e podem chegar até 108% (CORSI; NUSSIO, 1992), sendo valores de 40 a 60% mais comumente encontrados (MENEZES, 2004).

Menezes (2004) avaliou a recuperação aparente de nitrogênio aplicado em diferentes épocas e fontes, usando uréia, sulfato de amônio, a mistura de uréia e sulfato de amônio, uréia e super simples e uréia e cloreto de potássio. Não foi observado efeito de época nem interação entre época e fonte, somente a média obtida para o sulfato de amônio foi superior aos outros tratamentos, mas não diferente da uréia.

O fato de que a recuperação aparente é obtida pelo produto de dois fatores independentes pode ter contribuído à ausência de efeito observada no estudo de Menezes (2004). Isso faz com que a variabilidade dos valores de recuperação também seja um produto das variabilidades dos dois fatores usados no seu cálculo, podendo assim potencializá-las (MENEZES, 2004). Cherney, Cherney; Mikhailova (2002) observaram valores de recuperação para um fertilizante nitrogenado comercial que variaram de 59 a 86% enquanto os valores para o esterco variaram de 28 a 70%, mostrando a grande amplitude entre os dados obtidos.

Muitas vezes uma das formas para se melhorar a recuperação de nitrogênio é o uso de espécies forrageiras que possam apresentar diferentes padrões de absorção nitrogenada (IMPITHUKSA; BLUE, 1985), quase sempre direcionados pelo ritmo de crescimento da planta que regula a demanda de nitrogênio desta que, por sua vez, é um dos fatores coordenadores dos mecanismos regulatórios de absorção nitrogenada (GRIGNON; THIBAUD; LAMAZE, 2001). Assim, Impithuksa e Blue (1985) avaliaram a recuperação de nitrogênio por três capins e não observaram diferença entre os valores, sendo estes de 35% para *Cynodon nlemfuensis* Vanderyst, 40% para *Digitaria decumbens* Stent e 35% para *Paspalum notatum* Flugge no ano de aplicação do nitrato de amônio.

O uso de fontes alternativas e a mistura de fontes pode também ser uma maneira de melhorar a recuperação nitrogenada uma vez que as perdas podem ser alteradas. Trabalhando com fontes nitrogenadas no diferimento de pastagens de braquiária, Menezes (2004) observou que o pico de recuperação para todas as fontes

avaliadas ficou em torno de 55 dias de crescimento sendo os valores de 20,8%, 134,4%, 35,4%, 2,2% e 0% para uréia, sulfato de amônio, uréia + sulfato de amônio, uréia + superfosfato simples e uréia + cloreto de potássio, respectivamente. Neste estudo a maior média de recuperação durante o período de crescimento foi atribuída ao sulfato de amônio, com 44,7%, seguido da uréia, com 25%.

A obtenção de valores de recuperação acima de 100% é possível uma vez que plantas adubadas podem explorar maior volume do solo e, conseqüentemente, acumular maiores quantidade de nitrogênio (LARA CABEZAS et al., 2000). Para Martha Jr. (2003) o fato de que a recuperação aparente não distingui a origem do nitrogênio, se esse vem do solo ou do fertilizante, pode justificar recuperações acima de 100%. Juntamente a estas justificativas temos o *priming effect* positivo (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000), onde o fornecimento de nitrogênio pode acelerar a mineralização da matéria orgânica do solo e disponibilizar mais nitrogênio à planta adubada.

Thompson, Ryden e Lockyer (1987) estudando métodos de aplicação de esterco obtiveram valores de 49% e 66,9% de recuperação aparente de nitrogênio com aplicações superficiais de esterco durante o inverno e a primavera, respectivamente, em azevém perene. Sullivan et al. (2000) estudaram nos Estados Unidos épocas e doses de adubação nitrogenada via esterco obtiveram valores de recuperação aparente de nitrogênio que variaram de 24 a 37%, sendo o menor valor atribuído à aplicação feita em maio, junho e setembro na dose de 1360 kg.ha⁻¹ de nitrogênio, e o menor valor atribuído à aplicação feita em fevereiro, março e maio na dose de 680 kg.ha⁻¹ de nitrogênio. Sullivan et al. (1998) mostram que valores de recuperação aparente de nitrogênio com a aplicação de esterco podem variar de 50 a 70%.

Sanderson e Jones (1997) obtiveram 25% de recuperação aparente do nitrogênio aplicado anualmente via esterco durante quatro anos. Kanneganti e Klausner (1994) mediram a recuperação aparente de nitrogênio após dois anos de aplicação de esterco em *Dactylis glomerata* L. e observaram valores de 40% para o esterco líquido e 26% para a aplicação de esterco sólido. Estes valores reduzidos também corroboram com os dados apresentados por Johnson et al. (1995) que obtiveram 25% de recuperação aparente do esterco aplicado em capim bermuda.

Em capim coastcross Primavesi et al. (2004) encontraram valores médios de recuperação de nitrogênio para uréia de 68% enquanto que para o nitrato de amônio este valor variou entre 68 e 75%. A recuperação aparente diminuiu de acordo com o aumento das doses, que eram de 0, 125, 250, 500 e 1000 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹. A recuperação diminuiu em função de decréscimos na eficiência de produção, o que pode ser devido ao fato de que o intervalo entre cortes usado para as doses foi o mesmo, podendo ter favorecido um tratamento em detrimento a outro. Soares e Restle (2002) também observaram redução na recuperação aparente de nitrogênio em pastagem de azevém e tritcale em função de doses nitrogenadas aplicadas via uréia. As recuperações foram de 37,39; 37,21 e 25,69% para as doses de 150, 300 e 400 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio.

A avaliação da recuperação do nitrogênio aplicado aliada ao conhecimento das perdas, bem como do comportamento de fontes alternativas em relação a estas perdas, podem ajudar a escolher um manejo mais adequado de adubação nitrogenada, melhorando a eficiência desta prática. O presente estudo teve a finalidade de avaliar as perdas e a recuperação aparente de nitrogênio de capim elefante adubado com cinco fontes nitrogenadas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área experimental

O trabalho foi conduzido em pastagens exploradas intensivamente, estabelecidas com capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.), variedade napier, no piquete F do Centro de Treinamento de Recursos Humanos do Departamento de Zootecnia da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba – SP. O município tem localização geográfica de 22° 42' S, 47° 38' W e altitude de 538 m.

Esta pastagem de capim elefante foi estabelecida em 1967 e manejada como capineira durante 4 anos. Desde então vem sendo manejada intensivamente através de pastejo rotacionado utilizando taxas de lotação que variam de 8 a 15 UA/ha no verão (FARIA, 1993).

O clima do município de acordo com a classificação de Köppen é mesotérmico úmido subtropical de inverno seco (Cwa), sendo a média de precipitação anual de 1253 mm. A temperatura média anual é de 21,1°C, tendo o mês mais frio média de 10°C e o mês mais quente de 30°C (OMETTO, 1989).

O solo da área é Terra Roxa Estruturada Eutrófico (Alfissolo), com horizonte A moderado, de textura argilosa à muito argilosa (Kandiufalfic Eutradox), constituindo-se de 27,2% de areia, 54,6% de argila e 18,2% de silte (Torrado; Sparovek, 1993).

A constante aplicação de esterco de bovinos, tanto do confinamento como aquele procedente da sala de ordenha, aliada a fertilizações nitrogenadas e adequado manejo das pastagens proporcionou alta fertilidade e a manutenção desta característica ao longo dos anos na área. Por já apresentar altos teores de nutrientes (Tabelas 3, 4 e 5), a aplicação de esterco na área foi suspensa há alguns anos.

A área foi escolhida por apresentar fertilidade inicial elevada e manejo intensivo de adubações. Estas características são inerentes à sistemas de exploração intensiva de pastagens e são exatamente uma das características que podem potencializar as perdas nitrogenadas.

O piquete foi dividido em 24 parcelas de tamanhos diferentes (Figura 2) que variavam de 50,78 a 108,6 m².

Tabela 3 - Teores de nutrientes no solo da área experimental

Profundidade (cm)	pH (CaCl ₂)	M.O. (g.dm ⁻³)	P resina (mg.dm ⁻³)	K -----	Ca -----	Mg (mmol _c .dm ⁻³)-----	H+Al -----	Al -----
0-20	5,4	44	56	8,2	51	24	25	0
20-40	5,3	25	26	5,3	42	22	25	0
40-60	5,2	16	14	4,7	30	15	22	0

Tabela 4 - Soma de bases, CTC, saturação por bases, saturação em alumínio e teor de enxofre na área experimental

Profundidade (cm)	S.B. -----	CTC (mmol _c .dm ⁻³)-----	Sat. Bases (V%)	Sat. Al (m%)	S-SO ₄ (mg.dm ⁻³)
0-20	83	108	77	0	53
20-40	69	94	73	0	58
40-60	50	72	69	0	81

Tabela 5 – Teores de cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn) e boro (B) na área experimental

Profundidade (cm)	Cu -----	Fe -----	Zn -----	Mn -----	B (água quente)
	----- DTPA -----				
	----- mg.dm ⁻³ -----				
0-10	5,6	78	37,6	19,6	0,48
10-20	4	34	16,8	10,4	0,27
20-30	1,9	14	7,8	2,8	0,16

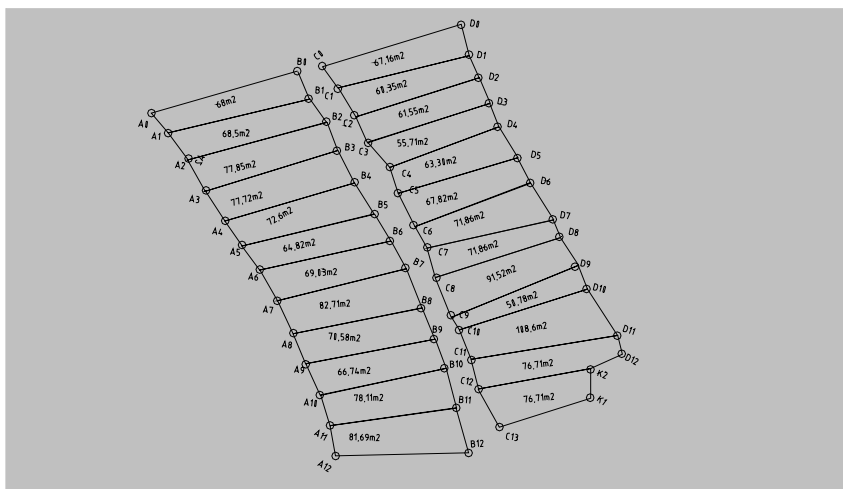


Figura 2 - Divisão da área experimental

3.2 Período experimental, delineamento experimental e caracterização dos tratamentos

O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, formando 4 blocos e 6 tratamentos. Os tratamentos eram aplicação de esterco fresco de curral, ajifer, cama de frango, nitrato de amônio, uréia e testemunha, sendo em todos aplicada a dose de 100 kg N ha⁻¹ a cada corte.

Foram feitos três cortes ao longo do período experimental, compreendido de Novembro de 2006 à Fevereiro de 2007. O intervalo entre cortes variou de 20 dias de Novembro à Dezembro, de 39 dias de Dezembro à Janeiro e 28 dias de Janeiro à Fevereiro. Os cortes foram feitos quando as plantas atingiam a média de 1m de altura.

As atividades foram iniciadas com um pastejo de uniformização da área seguido da adubação das parcelas. As adubações foram feitas sempre após o corte de produção ter sido feito em todas as parcelas, sendo que o intervalo entre cortes da primeira e a última parcelas no período nunca foi maior do que 3 dias. Após o corte de produção ocorria pastejo de toda a área a fim de se uniformizar as parcelas à altura de resíduo, de 40 cm do solo.

A produção do capim foi avaliada com o corte de 4 grades de 1 m² por parcela, sendo a forragem amostrada à altura de resíduo, ou seja, 40 cm de altura do solo. As amostras foram secas em estufa à 65°C, por no mínimo 96 horas, e depois separadas em planta toda, haste, folhas e material morto para a determinação de matéria seca. Todas as parcelas adubadas tiveram aplicação manual dos fertilizantes, respeitando as áreas dos coletores de amônia instalados na área. Estas parcelas receberam doses de 100 kg de N ha⁻¹ após o pastejo de uniformização da área sob a forma de esterco bovino fresco, cama de frango, ajifer, uréia e nitrato de amônio.

3.3 Caracterização das fontes de adubação usadas

O esterco bovino usado era coletado no sistema de ordenha do Centro de Treinamento de Recursos Humanos do Departamento de Zootecnia da ESALQ/USP. Foram coletadas amostras para determinação de matéria seca e composição do material. O mesmo procedimento foi usado com a cama de frango que veio de granjas de frangos de corte do grupo Fricoc. Para a cama de frango e para o esterco as

quantidades aplicadas nas parcelas seguiram as dosagens de 100 kg de N ha⁻¹ de acordo com a porcentagem de nitrogênio na matéria seca dos materiais (Tabelas 6 e 7).

O ajifer foi procedente da unidade da Ajinomoto de Laranjal Paulista onde o produto é obtido como subproduto da produção de glutamato monossódico. As quantidades aplicadas também seguiram a dosagem de 100 kg ha⁻¹ de N de acordo com a quantidade de nitrogênio fornecida pelo produto, que continha 4% de nitrogênio em sua composição.

Tabela 6 - Composição do esterco de curral e da cama de frango usados

Material	pH (CaCl ²)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S
		------(%)-----					
Esterco	8,2	1,98	2,34	0,2	3,23	0,49	0,32
C. de Frango	7,4	4,6	2,72	0,17	3,38	0,46	0,45

Tabela 7 - Composição de micronutrientes e relação C/N do esterco e da cama de frango

Material	Cu	Mn	Zn	B	Fe	C/N
	------(mg.kg ⁻¹)-----					
Esterco	49	687	182	16	18791	17/1
C. de Frango	43	696	192	17	19884	7/1

A uréia e o nitrato seguiram a composição padrão destes fertilizantes, ou seja, a uréia apresentava 45% de N enquanto o nitrato de amônio apresentava 33% de N e 1% de K₂O.

3.4 Volatilização de amônia

A volatilização de amônia foi avaliada por meio de coletores semi-abertos estáticos (Lara Cabezas et al., 1999) que foram acoplados a uma base instalada no solo, em áreas não vegetadas da parcela. As bases dos coletores constituíram-se de anéis de PVC branco enterrados de 3 a 5 cm no solo, sendo que cada parcela possuía 3 bases para que se fosse feito o rodízio de cada coletor pelas bases toda vez que as espumas eram trocadas, a fim de que a determinação realizada em cada período de troca fosse feita considerando-se as influências de mudanças climáticas que ocorreram desde que o fertilizante foi aplicado.

Em cada coletor existiam dois discos de espumas embebidos em uma solução de ácido fosfórico e glicerina (50 mL L^{-1} e 40 mL L^{-1} , respectivamente), sendo que a espuma localizada abaixo foi usada para a determinação da amônia volatilizada do fertilizante enquanto a superior teve a finalidade de isolar a espuma inferior da amônia proveniente da atmosfera. As trocas e coletas de espumas foram efetuadas, no dia da adubação, a cada três horas até completarem 9 horas, a partir de quando as espumas passaram a ser trocadas e coletadas a cada 12 horas, até 84 horas de amostragens.

As espumas foram lavadas com 500 mL de água deionizada em sistema que consistia de um funil de Büchner acoplado em kitassato sob vácuo de onde a solução coletada era pesada e uma sub amostra de 100 mL era armazenada e congelada para análises de concentração de N-NH_4^+ , que foram realizadas com o aparelho FIA (*Flow Injection Analysis*) no CENA.

3.5 Lixiviação de nitrato

A lixiviação de nitrato foi determinada pela avaliação do fluxo de água, ou solução, do solo e pela concentração de nitrato nesta solução. Para que o fluxo de solução fosse determinado tensiômetros foram instalados à profundidade de 70 e 90 cm em todas as parcelas a fim de se estabelecer o gradiente de potencial de água no solo. O tensiômetro é formado por uma cápsula de cerâmica que fica em íntimo contato com o solo e é ligada a um tubo de PVC cheio de água. Quando o tensiômetro é instalado a água de dentro do aparelho entra em contato com a solução do solo, devido à porosidade da cápsula e o equilíbrio tende a se estabelecer entre as duas (Reichardt; Timm, 2004).

Antes de ser instalado, a água dentro do tensiômetro fica sob pressão atmosférica, porém como a água do solo geralmente fica sob pressões sub atmosféricas, ocorre a sucção do conteúdo de dentro do tensiômetro, o que retira uma certa quantidade de água resultando em queda de pressão dentro do aparelho. Após o estabelecimento do equilíbrio, o potencial da água dentro do tensiômetro fica igual ao da água no solo em torno da cápsula e o fluxo pára (Reichardt; Timm, 2004).

A diferença de pressão é indicada pelo manômetro acoplado ao tubo de PVC. Se entre duas profundidades a pressão indicada for igual para ambas, a água do solo (ou

solução) está em equilíbrio, enquanto que se a pressão indicada no manômetro de profundidade mais superficial for maior que a pressão do tensiômetro mais profundo, o solo está sob drenagem e pode ocorrer o processo de lixiviação dos nutrientes presentes na solução do solo (Reichardt; Timm, 2004).

Com a leitura feita nos manômetros calculava-se o potencial total da água no solo e o gradiente de potencial entre as duas profundidades avaliadas. A partir daí, a densidade de fluxo de água foi calculada com a equação de Darcy-Buckingham (equação 3), considerando que a densidade de fluxo da água é proporcional ao gradiente de potencial hidráulico no solo de acordo com esta equação (Reichardt; Timm, 2004).

A condutividade hidráulica adotada (equação 4) já havia sido determinada para o local das avaliações pois este é próximo à estação meteorológica da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

$$K = e^{-0,1345\Phi_m - 2,695} \quad (4)$$

A determinação da concentração de nitrato na solução do solo foi feita a partir de extratores de solução instalados em cada parcela, entre os tensiômetros de 70 e 90 cm de profundidade, à profundidade de 80 cm. A profundidade de 80 cm foi escolhida para a instalação dos extratores com que o objetivo de amostrar a solução que não estivesse em contato com o sistema radicular da forrageira, ou seja, a solução que não estivesse facilmente disponível à planta. Para isso, amostragens do sistema radicular foram feitas de 0-60 cm e de 60-80 cm de profundidade e constatou-se que à profundidade de 80 cm não havia sistema radicular suficiente das plantas para que a absorção de nutrientes presentes na solução à esta profundidade ocorresse.

Os extratores consistem em um tubo de PVC com uma cápsula de cerâmica na ponta, semelhante ao tensiômetro, com um tubo de plástico flexível e um recipiente de vidro, onde a amostra de solução é coletada.

A solução do solo é retirada a partir do momento em que se aplica vácuo à cápsula, por meio de bombas elétricas ou manuais, o que causa diferença de potencial entre a cápsula e o solo, fazendo assim com que a solução entre na cápsula. Depois de

algumas horas de vácuo, este vácuo é desconectado e a pressão atmosférica é que passa a ser aplicada ao tubo. Como o frasco coletor, que é de vidro ainda está sob vácuo, a solução sobe até ele e fica ali armazenada (REICHARDT; TIMM, 2004).

As horas de vácuo necessárias foram determinadas pelo monitoramento do vácuo, antes de cada ciclo de avaliação.

O monitoramento do vácuo consiste na aplicação do vácuo aos extratores e verificando-se após uma hora, duas horas, e assim por diante, até que se colete a solução da maior parte de extratores. Foram necessárias de oito a nove horas de vácuo para a extração da solução devido ao elevado teor de argila da área experimental e do status de reposição hídrica em que o solo se encontrada no início do experimento.

A determinação da concentração de nitrato nas amostras foi analisada pelo método FIA (*Flow Injection Analysis*) no CENA.

3.6 Recuperação aparente de nitrogênio

A recuperação aparente (Rap) de nitrogênio foi calculada a partir do teor de nitrogênio contido em subamostras retiradas para avaliação de produção de matéria seca. A recuperação aparente da forragem foi estimada a partir dos 40 cm do solo, ou seja, não se considerou o resíduo pós corte (pastejo). Os dados avaliados para este parâmetro representam as amostragens feitas durante os ciclos 1 e 3, pois as amostras do ciclo 2 destinadas a estas avaliações foram inutilizadas devido à ocorrência de mofo. Os resultados de recuperação aparente são representados pela absorção percentual em relação ao nitrogênio aplicado durante as adubações. Para seu cálculo realiza-se o produto entre a produção de matéria seca do tratamento adubado (kg MS ha^{-1}) e o seu teor de nitrogênio (%), fazendo-se o mesmo procedimento para o tratamento que não recebe adubação. A partir daí, a diferença entre os dois valores obtidos é feita e dividida pela dose de nitrogênio aplicada para se chegar à % de nitrogênio recuperado pela planta fertilizada (equação 1).

$$\text{Rap} = \frac{\text{kg N.ha}^{-1}\text{tratamento} - \text{kg N.ha}^{-1}\text{testemunha}}{\text{Dose de N aplicada}} \quad (1)$$

Dose de N aplicada

3.7 Análise estatística

A análise estatística foi feita usando-se o pacote estatístico do programa SAS System (SAS, 1989).

Os dados obtidos para a avaliação de lixiviação foram transformados através da aplicação de $\log x$ somando-se 0,5, pois haviam valores positivos e negativos na mesma amostragem.

A recuperação aparente também teve suas médias transformadas. Isto ocorreu porque alguns valores negativos foram obtidos, assim somou-se 25 a todos os valores, pois o menor número obtido foi -24%, e dividiu-se o número por 100 para a retirada da raiz quadrada de um número decimal, uma vez que os valores de recuperação aparente apresentados são dados em porcentagem.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Produção

As médias das produções de matéria seca verde dos tratamentos adubados com esterco e cama de frango diferiram dos demais tratamentos pelo teste t a 5% de significância como demonstrado na Tabela 8.

Tabela 8 - Produção de matéria seca verde (kg MSV ha⁻¹) nos três ciclos de produção de acordo com as fontes utilizadas

Tratamento	Produção kg MSV.ha ⁻¹			
	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 3	Média
Testemunha	2946,48	2705,97	3130,93	2927,79 ^a
Uréia	3463,17	3435,48	3472,46	3457,03 ^a
Nitrato de Amônio	3329,13	3595,01	3381,65	3435,27 ^a
Esterco	3523,73	4603,98	3493,3	3873,67 ^b
Cama de Frango	4051,60	3480,93	4104,15	3878,89 ^b
Ajifer	3031,73	2327,94	3302,98	2887,55 ^a
Média	3390,97 ^a	3358,22 ^a	3480,91 ^a	

Este resultado é diferente do observado por Bataglia et al. (1983) que, comparando nitrato de amônio, parcelado e em dose única, e outros resíduos como lodo de esgoto, torta de filtro, vinhaça seca, esterco de galinha e aguapé moído, observaram maior produção de matéria seca de braquiária nos vasos em que a aplicação de nitrato de amônio foi parcelada (Tabela 9). Porém os valores de produção de matéria seca foram próximos nos tratamentos em que toda a dose de 1000 mg de N/vaso foi aplicada de uma só vez na forma de nitrato de amônio, esterco de galinha e torta de mamona. No primeiro corte o tratamento adubado com torta de mamona produziu mais do que o adubado com nitrato. Os autores atribuem este efeito à disponibilidade do nitrogênio e ao fornecimento concomitante de outros nutrientes presentes nos resíduos.

Tabela 9 - Produção de matéria seca total de seis cortes de braquiária em função de fontes de nitrogênio

Tratamentos	Matéria Seca da Parte Aérea
	(g vaso ⁻¹)
Testemunha	24,7
Nitrato parcelado	72,8
Vinhaça seca	41,5
Lodo de esgoto	48,7
Torta de mamona	58,1
Torta de filtro	41,2
Aguapé moído	46,4
Esterco de galinha	56,8
Nitrato total	57,4
Teste F	51,50**
dms Tukey 5%	9,4
C.V. (%)	6,7

Fonte: Bataglia et al. (1983)

Trabalhos mostram que a aplicação de esterco causa efeito residual no fornecimento de nitrogênio após o ano de crescimento (SCHRÖDER; UENK; HILHORST, 2007; SCHRÖDER, 1996; SÖRENSEN, 2004). Schröder, Uenk e Hilhorst (2007) mostraram que não houve diferença na produção de matéria seca de *Lolium perenne* quando adubada com esterco ou nitrocálcio na dose de 300 kg de N ha⁻¹. Os tratamentos em que o esterco não era aplicado receberam correções para potássio e fósforo.

Neste mesmo estudo, quando as produções foram avaliadas em áreas adubadas durante três anos seguidos, houve diferença favorecendo as plantas fertilizadas com esterco em relação ao nitrocálcio. Este fato mostra que o esterco pode apresentar efeito residual maior que as adubações químicas.

No presente estudo, o esterco e a cama de frango podem ter favorecido a resposta do capim elefante devido a outros nutrientes, exceto ao nitrogênio, que não foram adicionados aos tratamentos que receberam ajifer e fertilizantes químicos. Além do fato de que a área experimental possuía histórico de prévias aplicações de esterco, podendo mostrar efeito residual nos tratamentos em que os fertilizantes orgânicos

foram aplicados. Entretanto, a elevada fertilidade do solo caracterizada na tabela 1 indica que essa hipótese é pouco provável.

Devido ao histórico de adubação, fontes orgânicas podem ter suas respostas potencializadas. Isto ocorre devido à possibilidade de imobilização concomitante à liberação do nitrogênio já presente no solo, proporcionada pela adição desses esterco além do efeito priming (MARY et al., 1993; ASMAR EILAND; NIELSEN, 1994). A produção da planta forrageira devido aos fatores mencionados são efeitos mais visíveis em períodos curtos de avaliação (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000). Provavelmente a resposta da planta forrageira se deva a adição de nutrientes contidos no esterco que potencializam esses efeitos no solo e na sua biota.

Warren e Kihanda (2001) avaliando a lixiviação de nitrogênio mostraram que os picos de nitrogênio mineral não coincidiam com os picos de nitrogênio vindo do fertilizante na solução do solo. Isto nos leva a entender que os picos de nitrogênio na solução do solo não eram derivados do nitrogênio do fertilizante, e sim da mineralização do nitrogênio que já estava presente no solo. Os autores ainda sugerem a ocorrência de imobilização do nitrogênio do fertilizante aplicado no primeiro ano de avaliação, que foi disponibilizado no ano seguinte, contribuindo para o pico de nitrogênio mineral observado no ano subsequente.

A disponibilidade variável de fertilizantes orgânicos é um dos entraves à sua análise como fornecedor de nitrogênio. Luz (2004) cita que relações C/N de 33:1 causam imobilização do nitrogênio aplicado, enquanto que relações 17:1 têm ritmo de imobilização e mineralização semelhantes e relações de 17:1 à 10:1 geram mineralização do nitrogênio aplicado.

Kara, Uygur e Erel (2006) observaram a ocorrência de mineralização de nitrogênio após a aplicação de cama de frango, sendo o amônio produzido rapidamente transformado em nitrato, que foi acumulado ao longo do período avaliado. Os autores citam que com a aplicação de fertilizantes orgânicos ocorre imobilização do nitrogênio que, logo após, passa a ser mineralizado devido à quebra do nitrogênio orgânico, que estava biologicamente imobilizado, em amônia. Os autores mostram que a utilização de fertilizantes com relação C/N estreita pode potencializar as perdas, pelo acúmulo de nitrato ou produção de amônia. Porém, se a planta utilizada apresenta elevado

potencial de crescimento, como nessa pesquisa, o nitrogênio liberado pode proporcionar melhores incrementos na produção.

A cama de frango usada neste estudo tinha relação C/N de 7:1 enquanto que o esterco utilizado tinha relação de 17:1. Ambos os valores mostram que a disponibilidade do nitrogênio aplicado não era problema, uma vez que este pode não ter sido imobilizado.

Porém, como os valores de produção apresentados pelas outras fontes utilizadas, uréia, nitrato e ajifer, não foram diferentes da testemunha, podemos inferir que o nitrogênio pode não ter sido o elemento limitante à produção das plantas. Assim, o fornecimento de outros nutrientes, como micronutrientes, pode ter destacado a cama de frango e o esterco em relação a estas outras fontes.

O boro na área experimental era de $0,4 \text{ mg dm}^{-3}$, sendo o único micronutriente que tinha o valor considerado médio por Rajij et al. (1996). As aplicações de cama de frango e esterco forneceram cerca de $57,14 \text{ g de B ha}^{-1}$ e $37 \text{ g de B ha}^{-1}$, respectivamente e foram suficientes para aumentar cerca de $0,02 \text{ mg de B.dm}^{-3}$ e $0,03 \text{ mg de B dm}^{-3}$ no solo com esterco e cama de frango, respectivamente. Estas aplicações não foram suficientes para elevar o teor à $0,6 \text{ mg de B dm}^{-3}$, considerado limítrofe entre médio e alto.

As recomendações feitas quando este micronutriente é deficiente são da ordem de $0,5 \text{ a } 1,0 \text{ kg B ha}^{-1}$, mostrando que as aplicações feitas podem não ter sido responsáveis pelas maiores produções de matéria seca obtidas com estas fontes. As fontes de boro, como ulexita e bórax, têm concentrações de 8 a 15% e de 10,5% deste nutriente, respectivamente. Assim, a aplicação de $0,5 \text{ a } 1 \text{ kg ha}^{-1}$, forneceria $0,8 \text{ a } 1,5 \text{ kg de B ha}^{-1}$. Quando o boro é fornecido via FTE – 12 ou FTE - 16, a recomendação passa a ser de $30 \text{ a } 40 \text{ kg.ha}^{-1}$ desta fonte, fornecendo cerca de $0,72 \text{ a } 0,45 \text{ kg de B ha}^{-1}$ (MONTEIRO; COLOZZA; WERNER, 2004).

Aguiar (2004) cita que a disponibilidade hídrica pode acarretar deficiência de alguns nutrientes devido à menor taxa de mineralização da matéria orgânica. Isto pode ocorrer com o boro, pois a matéria orgânica é considerada fonte deste elemento.

A média de produção em três cortes foi menor do que a observada por outros estudos conduzidos no mesmo sistema de produção, como Voltolini (2006) que obteve produções de 6270 a 6310 kg MS.ha⁻¹, por corte.

Os menores valores de produção observados no período podem ser devidos à baixa precipitação que ocorreu no mês de novembro e pela existência de um fenômeno climático durante o mês de janeiro de 2007.

Durante o mês de novembro as precipitações foram suficientes somente para que houvesse reposição de água no solo, conseqüente da falta de chuvas durante os períodos anteriores, resultando em um balanço hídrico igual a zero (Figuras 3 e 4). Durante o mês de dezembro o excedente hídrico já se estabeleceu.

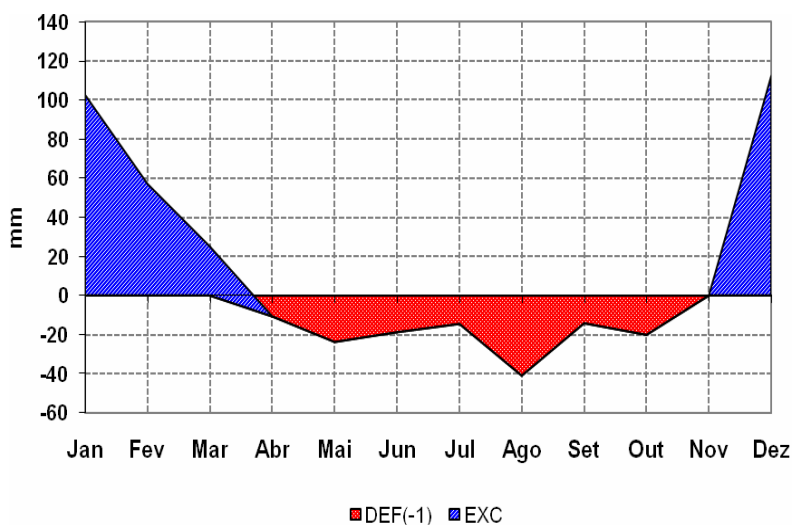


Figura 3 - Balanço hídrico da região de Piracicaba durante o ano de 2006

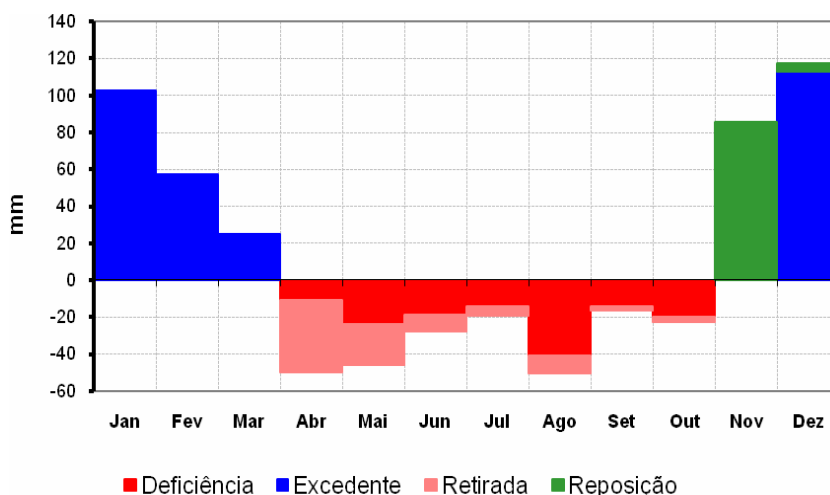


Figura 4 - Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica durante o ano de 2006 na região de Piracicaba

Em solos argilosos a capacidade de retenção de água é maior, ou seja, as plantas não aprofundam tanto o sistema radicular (PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS, 2002). Assim, após um período de déficit hídrico a reposição de água no solo não foi suficiente para o pleno fornecimento às plantas durante novembro, principalmente, em se tratando de um solo argiloso. As medidas de potencial da água no solo, que foram em média para os meses de novembro e dezembro em torno de 300 e 150 mm Hg respectivamente, e a necessidade de aplicação de nove horas de vácuo para a obtenção de solução do solo para as avaliações de lixiviação mostram que a disponibilidade de água às plantas era reduzida.

Ao mesmo tempo em que a disponibilidade hídrica não era plena, pelo menos em novembro, os índices de insolação de novembro e dezembro de 2006 foram abaixo da média histórica. A taxa do mês de novembro foi de $6,5 \text{ h d}^{-1}$, sendo a média histórica de $7,3 \text{ h d}^{-1}$. Para o mês de dezembro a média de $6,0 \text{ h d}^{-1}$ também foi abaixo da histórica de $6,5 \text{ h d}^{-1}$, mas menos significativa.

Por outro lado, a taxa de insolação para o mês de janeiro foi muito diferente da média dos últimos 44 anos. As menores taxas de insolação são devidas ao fato de que

durante os meses de dezembro de 2006 e janeiro de 2007 ocorreu o fenômeno chamado de Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS). Este fenômeno ocorre durante os meses de verão no hemisfério sul e é caracterizado pela estacionaridade da banda de nebulosidade por vários dias, alterando o regime de chuvas das regiões afetadas (QUADRO, 1994). Durante o mês de dezembro o fenômeno se apresentou com menor intensidade, porém no mês de janeiro a intensidade foi maior.

No mês de janeiro houve a persistência do episódio de ZCAS em grande parte das regiões Sudeste e Centro-Oeste, principalmente nos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e sul de Minas Gerais. Nestes locais os totais de precipitação estiveram, aproximadamente, 80% acima da média, colocando janeiro de 2007 entre os mais chuvosos dos últimos 46 anos (CPTEC – INPE, 2007).

A persistência das ZCAS, banda de nuvens que se estende desde o Brasil Central até o Oceano Atlântico, causou os menores índices de insolação diária dos últimos 44 anos. A média mensal do mês de janeiro foi de 3,8 h.dia⁻¹, sendo que a média dos últimos 90 anos foi de 6,2 h d⁻¹, sendo que nos anos de 2005, 1963, 1950 e 1929 as médias foram de 3,6, 3,3, 3,9 e 2,6 h d⁻¹. Isto indica que houve restrição à produção devido à baixa luminosidade no período.

A definição da eficiência com que culturas ou populações naturais produzem matéria seca segundo Monteith (1972) pode ser expressa pelo produto de sete fatores onde um deles é determinado pela transparência da atmosfera da terra e outro pela quantidade de energia que é necessária para que os processos fotossintéticos ocorram. Assim, quando a quantidade de luz que chega até a planta é reduzida, seja por arquitetura do dossel (PEDREIRA; PEDREIRA, 2007) ou por transparência reduzida da atmosfera, o potencial produtivo da planta pode ser reduzido.

Carvalho, Freitas e Xavier (2002) avaliaram a produção de seis gramíneas forrageiras em relação ao sombreamento destas por árvores de angico-vermelho (*Anadenanthera macrocarpa*). O sombreamento foi reduzido em 30 a 60% da luz incidente e diminuiu a produção de todas as espécies em dois cortes de produção em relação aos tratamentos não sombreados. No primeiro corte as forrageiras *B. brizantha* cv. Marandu, *P. maximum* cvs. Aruana, Makueni, Mombaça, Tanzânia e *C. dactylon* cv. Tifton 68 tiveram suas produções reduzidas em 43, 17, 31, 37, 38 e 2% nos tratamentos

sombreados, respectivamente. Estas mesmas forrageiras tiveram redução de produção de 38, 35, 37, 35, 35 e 6% no segundo corte, respectivamente.

Schreiner (1987) avaliando a tolerância de quatro gramíneas, *Brachiaria decumbens* Stapf. Prain, *Digitaria decumbens* Stent, *Hemarthria altissima* (Poir.) Stapf & Hubbard e *Paspalum notatum* Flüdge var. *Saurae*, ao sombreamento observou reduções de 5, 41 e 78% na produção de matéria seca nos sombreamentos de 25, 50 e 80%, respectivamente.

4.2 Volatilização

O ajifer e o nitrato de amônio foram as fontes que menos perderam nitrogênio em todos os ciclos.

Esta informação está de acordo com os dados de Costa (2001) que obteve perdas por volatilização da ordem de 9% do nitrogênio aplicado ao longo de 38 dias de avaliação. As menores perdas decorrentes do ajifer podem ser resultantes do fato que este resíduo apresenta outros nutrientes, como enxofre e cátions (potássio, cálcio e magnésio) que contribuem à redução de perdas por volatilização (SENGIK; KIEHL, 1995; COSTA, 2001). As perdas do nitrato de amônio foram também menores, o que já era esperado devido à aplicação de nitrogênio sob a forma nítrica. Este dado corrobora com os encontrados por Lara-Cabezas (1998) que encontrou perdas menores que 10% do nitrogênio aplicado superficialmente sob a forma de nitrato de amônio em milho plantado sobre aveia no sistema de plantio direto e menores que 5% em sistema de plantio convencional.

Durante o primeiro ciclo de amostragem as perdas mais significativas foram atribuídas ao esterco, seguido pela cama de frango e uréia, que não diferiu da perda apresentada pelo nitrato de amônio. Este ciclo foi o que apresentou as maiores perdas para a cama de frango e esterco (Tabela 10).

Tabela 10. Perdas totais de nitrogênio (kg de N ha^{-1}) para as fontes de acordo com o ciclo de avaliação

Ciclos	Ajifer	Cama de Frango	Esterco	Nitrato de amônio	Uréia
1	3,15 ^{aA}	23,97 ^{aC}	26,42 ^{aC}	9,68 ^{aAB}	22,27 ^{aBC}
2	0,66 ^{aA}	15,88 ^{abB}	6,01 ^{bA}	0,48 ^{aA}	22,50 ^{aB}
3	2,70 ^{aA}	11,93 ^{bB}	2,71 ^{bA}	0,51 ^{aA}	40,12 ^{bC}

Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, nas colunas, não indicam diferenças entre os ciclos para a mesma fonte, enquanto mesmas letras maiúsculas, entre colunas, não indicam diferenças entre fontes no mesmo ciclo à significância de 5% pelo teste t

Neste ciclo durante a aplicação dos adubos houve pluviosidade de 15,5 mm, o que pode ter sido suficiente para a incorporação da uréia, pois chuvas de 10 a 20 mm são consideradas suficientes à incorporação (HARGROVE, 1988). Martha Jr. (2003) conclui que precipitações pluviais que ocorrem durante o primeiro dia após adubação feita com uréia podem ser eficientes na redução das perdas nitrogenadas.

No caso do esterco e da cama de frango a pluviosidade ocorrida poder ter sido suficiente somente para aumentar o teor de umidade destas fontes, ao invés de incorporá-las, principalmente no caso do esterco que apresentou as maiores perdas.

Cabrera e Chiang (1994) avaliaram perdas nitrogenadas por volatilização de amônia em dois tipos de cama de frango, A com 4,6% e B com 2,7% de nitrogênio, que receberam a adição de água em níveis de 160 a 2400 g kg^{-1} . Aumentos no teor de água a partir de 230 g kg^{-1} na cama de frango A e de 160 g kg^{-1} na cama B até a quantidade de 2400 g kg^{-1} aumentaram significativamente as perdas por volatilização. Isto pode ser devido ao aumento ocorrido na mineralização do nitrogênio e na dissolução do amônio presente no material. A cama de frango A perdeu de 6,7 a 13,5%, enquanto o material B perdeu de 3,6 a 10,1% do nitrogênio aplicado devido à volatilização de amônia.

O teor de matéria seca do esterco aplicado durante o primeiro ciclo foi maior do que os aplicados nos demais. No ciclo 1 o esterco tinha 60% de matéria seca, enquanto no ciclo 2 apresentou 52% e no ciclo 3 40% de matéria seca. Esta diferença ocorreu porque o esterco era armazenado em local sem cobertura e nos ciclos 2 e 3, principalmente neste último, ocorreram chuvas que acabaram molhando o esterco, aumentando seu teor de água.

Como nos ciclos 2 e 3 o esterco tinha uma matéria seca menor do que a observada no primeiro ciclo por ocasião de sua aplicação, a incorporação do nitrogênio pode ter sido favorecida pela maior fluidez do esterco, diminuindo as perdas por volatilização. Svensson (1994) mostrou que o aumento da fluidez do esterco diminuiu significativamente as perdas por volatilização. Isto se deve à capacidade de infiltração do esterco mais fluído no solo, permitindo a adsorção do amônio proporcionada pela CTC do solo, reduzindo o potencial de perda na forma de amônia.

Svensson (1994) encontrou perdas de 5,6 ppm de amônia para o esterco com 10,6% de sólidos totais (menor teor de matéria seca), enquanto o esterco com 13,3% de sólidos totais (maior teor de matéria seca) apresentou perdas de 11,9 ppm de amônia. Basso et al. (2004) mostram que um dos fatores que proporcionou maiores perdas de amônia em dejetos de suínos foi o maior teor de matéria seca do material aplicado. Estudos feitos com fertilizantes líquidos apresentam perdas bem menores quando estes são comparados com fertilizantes sólidos, como é o caso do urân e do ajifer, ilustrado no estudo de Costa (2001).

Durante o ciclo 2 as perdas mais significativas foram atribuídas à cama de frango e uréia (Tabela 10), enquanto no ciclo 3 a uréia foi a fonte que apresentou as maiores perdas por volatilização. Neste último ciclo as chuvas começaram a ocorrer mais frequentemente, fazendo com que a adubação fosse realizada em solo mais úmido do que nos ciclos anteriores.

Beauchamp, Kidd e Thurtell (1982) obtiveram as maiores perdas por volatilização de amônia de esterco líquido durante o primeiro e segundo dias. Esses autores mostram que as chuvas apenas diminuíram a volatilização temporariamente, pois logo após as chuvas as temperaturas do ar aumentavam e potencializavam as perdas. As perdas observadas foram de 24% e 33% do nitrogênio aplicado no primeiro e segundo ano de avaliação, respectivamente.

Avaliando as perdas por volatilização de dejetos líquidos de suínos, Basso et al. (2004) obtiveram as maiores perdas durante as primeiras horas após a aplicação do resíduo. As perdas acumuladas variaram de 19 a 39% do nitrogênio aplicado.

Quando se avalia as perdas ocorridas considerando o regime de chuvas durante o período de amostragem (Figuras 5, 6 e 7) pode-se observar estas influenciaram as perdas por volatilização.

Durante o ciclo 1 (Figura 5) à medida que a precipitação diminui, as perdas aumentam. A precipitação pluvial média observada durante o primeiro dia foi 15,5 e no segundo dia foi de 2,8 mm, sendo que a ausência de chuvas subseqüentes potencializou as perdas por volatilização.

No segundo ciclo a chuva de 2,2 mm que aconteceu durante o segundo dia somente serviu para que as perdas aumentassem, principalmente, as do N da uréia que teve maior aumento de volatilização neste mesmo dia (Figura 6).

A chuva de 15,5 mm que ocorreu durante o segundo dia de avaliação no ciclo 3 proporcionou desaceleração das perdas que estavam acontecendo para a uréia enquanto que aumentou as apresentadas pela cama de frango (Figura 7). As perdas de amônia apresentadas por esta fonte aumentaram no dia seguinte à chuva ocorrida, o que pode ser devido à ausência de chuva neste dia, fazendo com que a amônia fosse perdida juntamente com o processo de evaporação da água retida no material.

A umidade do solo pode ter sido suficiente para potencializar a hidrólise da uréia sem a incorporação desta, aumentando as perdas por volatilização. O efeito da umidade do solo nas perdas por volatilização de amônia foi observado por Costa (2001) e Martha Jr (2003).

No ciclo 3 a uréia apresentou as maiores perdas de 12 para 24 e de 24 para 36 horas após sua aplicação (Tabela 13), sendo que neste segundo dia após a aplicação da uréia houve chuva de 15,6 mm. Esta pode não ter sido suficiente à incorporação da uréia que já pode ter começado a ser hidrolisada antes devido à umidade do solo. Esta maior perda durante o segundo dia pode ser explicada pela informação de Cantarella e Marcelino (2007) que citam que a maior parte da uréia aplicada é hidrolisada do primeiro ao terceiro dias após a sua aplicação.

A maior contribuição às perdas totais do nitrogênio do esterco veio da amônia volatilizada durante as amostragens feitas no segundo dia sendo os valores absolutos mais representativos de 12 para 24 e de 24 para 36 horas no primeiro ciclo (Tabela 11). Durante o segundo ciclo as perdas por volatilização aconteceram no primeiro dia e, a

partir desse dia, não ocorreram perdas até o final do período experimental que se encerrou com 84 horas após a adubação (Tabela 12).

No ciclo 3 foi observado o mesmo comportamento daquele do ciclo 2, isto é, as perdas ocorreram somente nas primeiras horas após a aplicação do esterco (Tabela 13).

A cama de frango teve as maiores perdas por volta do segundo dia de amostragem (de 24 para 36 e de 48 para 60 horas) no primeiro ciclo (Tabela 11). No ciclo 2 (Tabela 12) a maior contribuição veio do segundo dia (de 24 para 36 horas). O terceiro ciclo apresentou maiores perdas mais tarde do que os outros com a maior perda ocorrendo no terceiro dia (de 48 para 60 horas) (Tabela 13).

A uréia apresentou as maiores perdas no período de 12 para 36 horas durante o primeiro ciclo (Tabela 11). No segundo ciclo (Tabela 12) a maior perda veio após 48 horas. O ciclo 3 (Tabela 13) mostrou que as maiores contribuições vieram das amostragens feitas a partir de 12 horas sendo as maiores perdas registradas entre 24 e 36 horas após a aplicação da cama de frango na pastagem.

Estes dados estão de acordo com os observados por Cantarella et al. (2001), Basso et al. (2004), Weerden e Jarvis (1996) que obtiveram os picos de perdas durante os primeiros dias após a adubação. Martha Jr. (2003) também mostraram que as perdas da amônia volatilizada durante o primeiro dia após a adubação foram mais expressivas. Costa (2001) observou que as maiores perdas ocorreram até seis dias após a adubação de cana-de-açúcar com fontes nitrogenadas.

Martha Jr. (2003) obteve perdas que variaram de 41 a 48% do nitrogênio aplicado como uréia nas doses de 80 e 40 kg de N.ha⁻¹. Costa (2001) observou perdas acumuladas de 36% do nitrogênio aplicado sob a forma de uréia, 15% com uran e 35% com a mistura de uréia e sulfato.

As perdas por volatilização variam bastante de acordo com as condições ambientais, doses e formas de nitrogênio aplicado (Basso et al., 2004; Martha Jr., 2003; Costa, 2001), porém os valores observados no presente estudo são próximos dos obtidos na literatura.

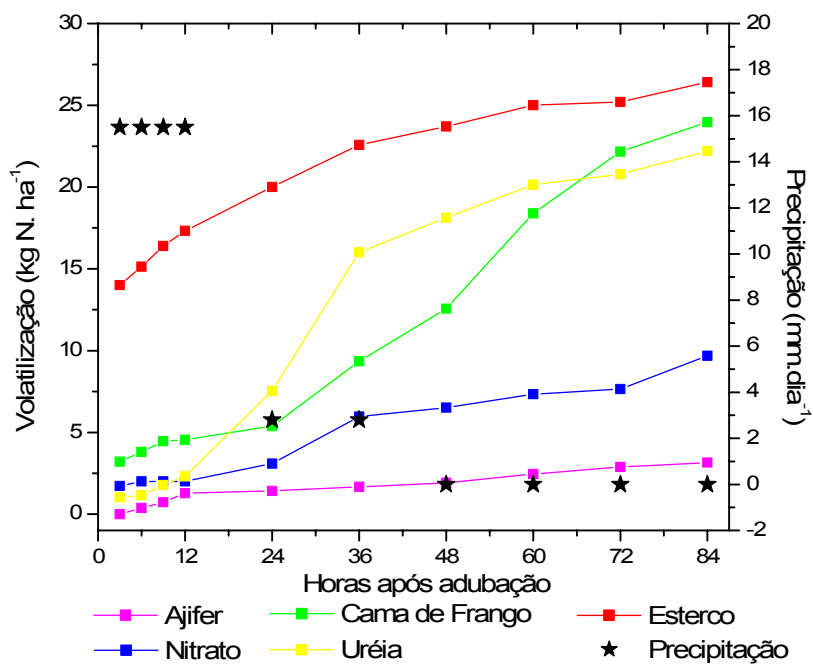


Figura 5 – Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha⁻¹) no ciclo 1

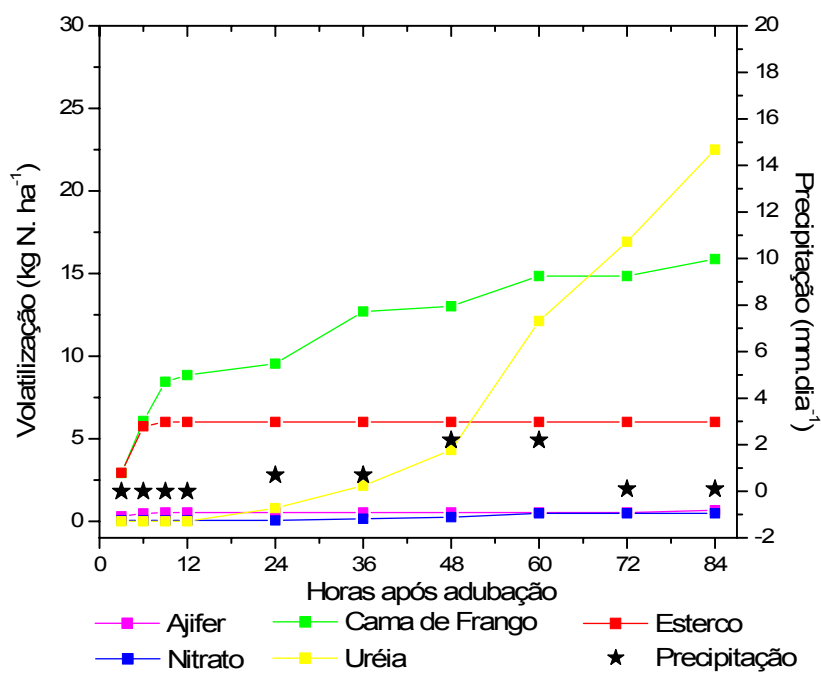


Figura 6 – Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha⁻¹) no ciclo 2

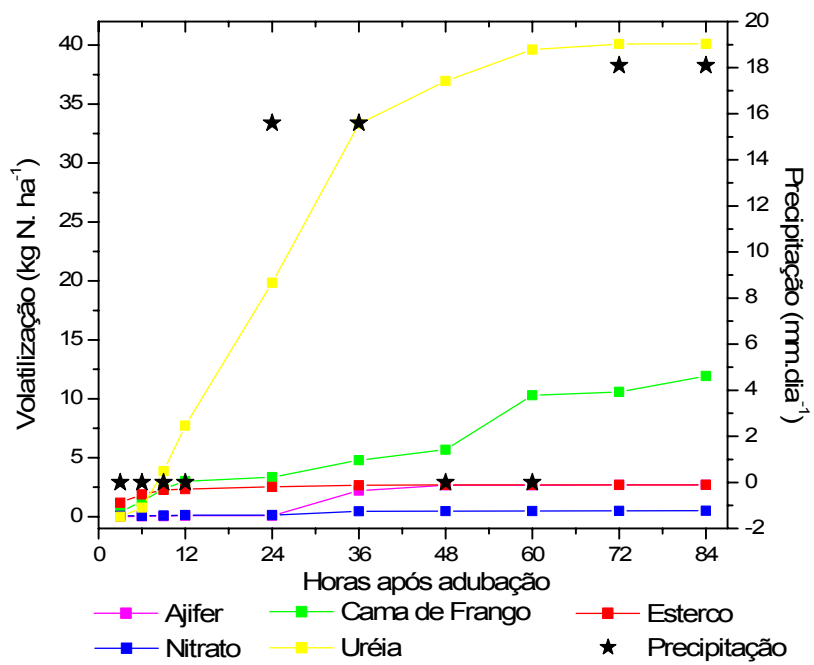


Figura 7 – Perda acumulada de nitrogênio (kg N ha⁻¹) no ciclo 3

Tabela 11 - Perdas por volatilização (kg N ha⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 1, realizado no mês de novembro de 2006

Fontes	Horas									
	3	6	9	12	24	36	48	60	72	84
Ajifer	4,55.10 ^{-13a}	0,38 ^a	0,73 ^a	1,28 ^a	1,42 ^a	1,67 ^a	1,91 ^a	2,45 ^a	2,88 ^a	3,15 ^a
C.Frango	3,21 ^a	3,80 ^{ab}	4,46 ^{ab}	4,55 ^{ab}	5,38 ^{ab}	9,35 ^{bc}	12,57 ^{cd}	18,39 ^{de}	22,17 ^e	23,97 ^e
Esterco	14,01 ^a	15,14 ^{ab}	16,40 ^{ab}	17,32 ^{abc}	20,01 ^{bcd}	22,58 ^{cde}	23,71 ^{de}	25,01 ^{de}	25,21 ^{de}	26,42 ^e
Nitrato	1,72 ^a	2,00 ^{ab}	2,00 ^{ab}	2,0 ^{ab}	3,09 ^{ab}	5,97 ^{abc}	6,52 ^{abc}	7,33 ^{abc}	7,65 ^{bc}	9,68 ^c
Uréia	1,02 ^a	1,15 ^a	1,78 ^{ab}	2,31 ^{ab}	7,54 ^b	16,01 ^c	18,13 ^{cd}	20,15 ^{cd}	20,79 ^{cd}	22,2 ^d

Tabela 12 - Perdas por volatilização (kg N ha⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 2, realizado no mês de dezembro de 2006

Fontes	Horas									
	3	6	9	12	24	36	48	60	72	84
Ajifer	0,3 ^a	0,47 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,53 ^a	0,66 ^a
C.Frango	2,92 ^a	6,08 ^{ab}	8,45 ^b	8,85 ^b	9,55 ^{bc}	12,70 ^{cd}	13,02 ^{cde}	14,85 ^{de}	14,85 ^{de}	15,88 ^e
Esterco	2,94 ^a	5,75 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a	6,01 ^a
Nitrato	0,05 ^a	0,05 ^a	0,05 ^a	0,05 ^a	0,05 ^a	0,15 ^a	0,25 ^a	0,48 ^a	0,48 ^a	0,48 ^a
Uréia	3,45.10 ^{-13a}	2,66.10 ^{-13a}	2,74.10 ^{-13a}	2,77.10 ^{-13a}	0,80 ^{ab}	2,16 ^{ab}	4,31 ^b	12,13 ^c	16,93 ^d	22,50 ^e

Tabela 13 - Perdas por volatilização (kg N ha⁻¹) ao longo do período de amostragem do ciclo 3, realizado no mês de janeiro de 2007

Fontes	Horas									
	3	6	9	12	24	36	48	60	72	84
Ajifer	239.10 ^{-14a}	0,03 ^a	0,05 ^a	0,09 ^a	0,09 ^a	2,22 ^a	2,67 ^a	2,67 ^a	2,69 ^a	2,70 ^a
C.Frango	0,42 ^a	1,28 ^{ab}	2,37 ^{abc}	3,02 ^{abcd}	3,35 ^{bcd}	4,8 ^{cd}	5,68 ^d	10,30 ^e	10,59 ^e	11,93 ^e
Esterco	1,18 ^a	1,89 ^a	2,27 ^a	2,34 ^a	2,53 ^a	2,67 ^a	2,71 ^a	2,71 ^a	2,71 ^a	2,71 ^a
Nitrato	0,07 ^a	0,07 ^a	0,10 ^a	0,13 ^a	0,14 ^a	0,46 ^a	0,47 ^a	0,48 ^a	0,50 ^a	0,51 ^a
Uréia	9,09.10 ^{-12a}	0,77 ^a	3,88 ^b	7,73 ^c	19,85 ^d	33,32 ^e	36,96 ^f	39,62 ^{fg}	40,10 ^g	40,12 ^g

4.3 Lixiviação

A lixiviação de nitrato não diferiu entre os tratamentos, porém houve diferença entre os ciclos amostrados (Tabela 14).

Tabela 14 - Fluxo diário de nitrato ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) durante os ciclos avaliados

Tratamentos	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 3	Média
Testemunha	$-4,72 \cdot 10^{-8}$	$-4,79 \cdot 10^{-6}$	-0,00001	$-5,68 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Uréia	$-1,63 \cdot 10^{-8}$	$-7,54 \cdot 10^{-6}$	-0,00003	$-0,00001 \text{ }^a$
Nitrato	$-2,34 \cdot 10^{-9}$	$-8,25 \cdot 10^{-6}$	-0,00001	$-7,71 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Esterco	$-0,571 \cdot 10^{-9}$	$-3,2 \cdot 10^{-6}$	-0,00002	$-8,29 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Cama de Frango	$1,365 \cdot 10^{-8}$	$-4,01 \cdot 10^{-6}$	-0,00002	$-7,06 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Ajifer	$4,953 \cdot 10^{-7}$	$-2,22 \cdot 10^{-6}$	-0,00001	$-5,47 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$
Média	$7,375 \cdot 10^{-8} \text{ }^a$	$-5 \cdot 10^{-6} \text{ }^a$	$-0,00002 \text{ }^b$	

A ausência de lixiviação teve como principal responsável a natureza argilosa do solo, que reduz a velocidade de percolação da água no solo seja reduzida a ponto de não provocar a lixiviação de íons presentes na solução do solo, como é o caso do nitrato.

O ciclo 3 teve maiores valores de fluxo pois as precipitações durante o mês de dezembro e janeiro foram suficientes para a ocorrência de excedente hídrico no solo. O fato da ocorrência de reposição durante o mês de novembro resultou em menores fluxos de água durante o primeiro ciclo. Costa et al. (1999), avaliando a lixiviação de nitrato, não observaram diferenças na concentração de nitrato ao longo do perfil do solo. Uma das causas foi que a partir de 25 cm de profundidade do solo a umidade diminuiu, ficando por volta de 10%, o que colaborou com a redução da movimentação do nitrato.

No segundo ciclo, como se trata de um solo argiloso, a percolação de água no perfil ainda foi lenta, porém no terceiro ciclo esta foi maior devido ao regime constante de chuvas que se estabeleceu durante dezembro, janeiro e fevereiro, sendo estes dois últimos meses correspondentes ao terceiro ciclo (Figuras 3, citada no item 4.1, e Figura 8).

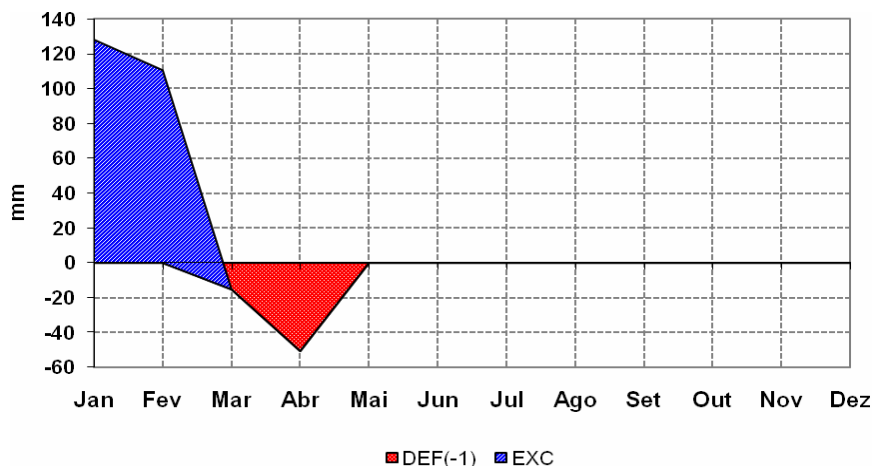


Figura 8 – Excedente e déficit hídrico durante o começo do ano de 2007

A presença de água faz com que a movimentação se dê por fluxo de massa. Com a ausência do transporte por fluxo de massa, como quando a quantidade de água no solo é limitada, o processo responsável pela movimentação do nitrato passa a ser a difusão. A difusão do nitrato em ambientes de baixa disponibilidade hídrica é lenta (COSTA et al., 1999) refletindo na ausência do processo de lixiviação.

Os valores de nitrogênio perdido durante os períodos amostrados são muito baixos, muitas vezes próximos de zero (Tabela 15). As perdas totais de nitrogênio, acumuladas nos três períodos de amostragem estão na Tabela 16.

Tabela 15 - Quantidade de nitrogênio ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) em cada ciclo de amostragem

Tratamentos	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 3
Testemunha	$-2,14 \cdot 10^{-7}$	$-4,21 \cdot 10^{-5}$	$-6,33 \cdot 10^{-5}$
Uréia	$-7,4 \cdot 10^{-8}$	$-6,63 \cdot 10^{-5}$	$-18,96 \cdot 10^{-5}$
Nitrato	$-1,06 \cdot 10^{-7}$	$-7,25 \cdot 10^{-5}$	$-6,33 \cdot 10^{-5}$
Esterco	$-2,6 \cdot 10^{-9}$	$-2,81 \cdot 10^{-5}$	$-12,66 \cdot 10^{-5}$
Cama de Frango	$6,2 \cdot 10^{-8}$	$-3,55 \cdot 10^{-5}$	$-12,66 \cdot 10^{-5}$
Ajifer	$2,24 \cdot 10^{-6}$	$-1,95 \cdot 10^{-5}$	$-6,33 \cdot 10^{-5}$

Tabela 16 - Quantidade de nitrogênio (kg ha^{-1}) perdida no total acumulado dos três ciclos de amostragem

Tratamentos	Total
Testemunha	0,000106
Uréia	0,000256
Nitrato	0,000136
Esterco	0,000155
Cama de Frango	0,000162
Ajifer	0,00008

As quantidades de nitrogênio lixiviado no presente estudo são menores do que as apresentadas pela compilação de dados feita por Reichardt et al. (1982) para a região de Piracicaba. Esses autores mostraram que doses de $90 \text{ kg de N ha}^{-1}$ apresentaram perdas de $4,5 \text{ g de N ha}^{-1}$ em média, para plantas de milho e feijão. O ritmo de absorção de nitrogênio de plantas forrageiras e de plantas de feijão e milho é diferente, fato este que pode mudar o potencial de perdas de nitrato na área, pois este é prontamente absorvido pela planta.

As perdas apresentadas nesse trabalho representam muito pouco do total de nitrogênio aplicado na área. Estes valores corroboram as informações de Stout et. al (1997) mostrando que as perdas proporcionadas pela aplicação de esterco não são grandes contribuintes à poluição de águas subterrâneas. No presente estudo podemos ver que as perdas por lixiviação obtidas através do uso das outras fontes avaliadas também não representaram ameaça ao potencial poluente da atividade de adubação, mesmo quando a área experimental apresentava elevados níveis de fertilidade.

Solos tropicais apresentam participação reduzida de perdas por lixiviação de nitrato na eficiência da adubação nitrogenada. Isto ocorre porque estes solos apresentam capacidade de adsorção de ânions na superfície coloidal (OLIVEIRA; VILELA; ANGELAYARZA, 2000). A adsorção do nitrato retarda sua movimentação em relação à da solução do solo, reduzindo assim o potencial de perdas por lixiviação (BOWEN et al., 1993).

Warren e Kihanda (2001) demonstram que um dos fatores que podem atuar na adsorção de nitrato, juntamente com outras características do solo, como por exemplo,

pH e matéria orgânica (BLACK; WARING, 1979, COSTA et al., 1999), é a capacidade de troca aniônica que determinado solo apresenta.

Este parâmetro aumenta com a profundidade do solo (Figura 9) (WARREN e KIHANDA, 2001) e pode ser uma das causas para que maiores quantidades de nitrato sejam encontradas em profundidades maiores que 30 cm ou abaixo do sistema radicular das plantas em questão. Wilcke e Lilienfein (2005) e Warren e Kihanda (2001) citam ainda que menor quantidade de matéria orgânica e maior quantidade de argila, em relação às camadas superficiais, podem afetar a capacidade de troca aniônica e a adsorção de nitrato.

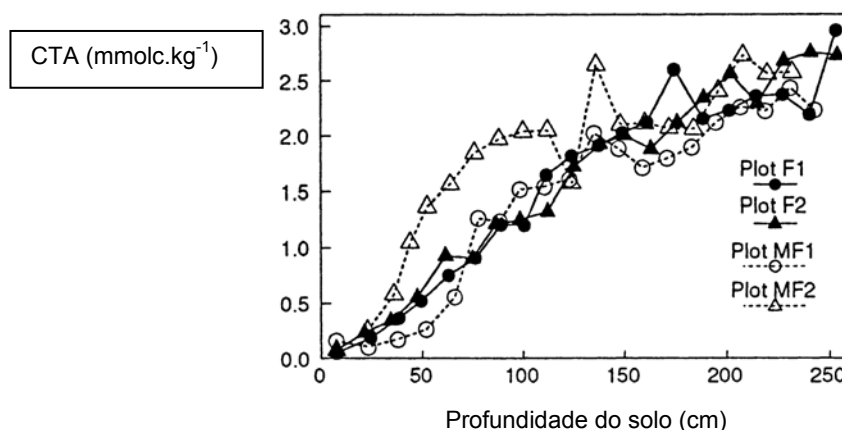


Figura 9 - Capacidade de troca aniônica nas profundidades de solo de acordo com o tratamento imposto, onde F1 e F2 são aplicação somente de fertilizante nitrogenado e MF1 e MF2 são aplicação de fertilizante nitrogenado e esterco de curral

Fonte: Warren e Kihanda, 2001

Warren e Kihanda (2001) concluem que a capacidade de troca aniônica causa atraso na movimentação do nitrato ao longo do perfil do solo, ao invés de fixá-lo em uma determinada profundidade. Esta informação é corroborada pelos dados apresentados por Costa et al. (1999) que também observaram atraso na movimentação do íon nitrato no solo. Os primeiros autores citam que o fato de alguns solos serem muito argilosos também causa atraso na movimentação de nitrato no solo, pois a

formação de macroporos, que levam aos caminhos preferenciais de movimentação da solução no solo, é reduzida em relação a outros solos tropicais.

No trabalho de Warren e Kihanda (2001) ainda há a evidência de imobilização do nitrogênio vindo do fertilizante, que pode ter sido remineralizado de acordo com a dinâmica de mineralização da matéria orgânica do solo. Isto nos mostra que esta imobilização pode não permitir que resultados de lixiviação de nitrogênio sejam observados em estudos conduzidos em curtos períodos de tempo.

Wilcke e Lilienfein (2005) avaliaram a lixiviação de nitrato em oxissolos sob vegetação nativa de cerrado, plantação de pinus, pastagem produtiva e em degradação, e integração de milho e soja com cultivo convencional e sistema de plantio direto. As quantidades de nitrogênio lixiviadas não foram detectadas no solo sob pastagem produtiva, enquanto que na pastagem em degradação foram perdidos 0,21 g de N-NO₃ m⁻² ano⁻¹ na profundidade de 80 cm. As maiores perdas na mesma profundidade foram atribuídas aos sistemas de cultivo convencional, com 0,85 g de N-NO₃ m⁻² ano⁻¹, e plantio direto, com 0,94 g N-NO₃ m⁻² ano⁻¹.

O estudo de Wilcke e Lilienfein (2005) concluiu que a avaliação do balanço de fluxo de nutrientes mostrou que a vegetação nativa de cerrado, as plantações de pinus e as pastagens são sistemas que tendem acumular nutrientes que podem ser lixiviados, como K e N, enquanto que as plantações (milho-soja) tendem a perder estes nutrientes.

Lilienfein et al. (2003) mostraram que em pastagens o nitrato foi lixiviado para camadas mais profundas do solo, por volta de 30 cm, a partir de onde este foi armazenado, provavelmente devido à adsorção proporcionada por cargas positivas presentes nestes locais (MORAIS; PAGE; LUND, 1976; OLIVEIRA; VILELA; ANGELAYARZA, 2000; WARREN; KIHANDA, 2003; WILCKE; LILIENFEIN, 2005). Neste estudo concluiu-se que pastagens formam reservas de nitrogênio no solo, em maiores profundidades, que podem ser disponibilizadas para camadas mais superficiais pelas plantas.

O estudo conduzido por Prasertsak et al. (2001), na Austrália, mostra que menos de 1% do nitrogênio aplicado na forma de uréia foi detectado em camadas do solo entre 80 e 110 cm de profundidade. Estudos conduzidos no mesmo local (Mc SHANE et al., 1993; MOODY et al., 1996, apud PRASERTSAK et al., 2001) não obtiveram lixiviação

de nitrato em experimentos conduzidos por mais de um ano. Barraclough et al. (1983) concluíram que doses de até 400 kg N.ha⁻¹ não provocaram lixiviação de nitrato no perfil do solo em um sistema tropical.

4.4 Recuperação aparente

A recuperação aparente de nitrogênio não apresentou diferenças entre os tratamentos e entre os ciclos amostrados (Tabela 17).

Tabela 17 - Recuperação aparente de nitrogênio (%) dos ciclos 1 e 3

Tratamento	Ciclo 1	Ciclo 3	Média
Uréia	14,85	10,82	12,74 ^a
Nitrato	16,31	17,81	17,06 ^a
Esterco	8,74	9,88	9,31 ^a
Cama de Frango	34,40	27,85	31,12 ^a
Ajifer	0,93	15,92	8,43 ^a
Média	15,05 ^a	16,42 ^a	

A grande amplitude e variação observada nos dados pode ter prejudicado a avaliação estatística não permitindo a detecção de diferenças entre os tratamentos, sendo este fato já relatado por Menezes (2004) e Muñoz et al. (2004).

Menezes (2004) cita que, por ser fruto da multiplicação do teor de nitrogênio pela produção de forragem do tratamento, a variabilidade pode ser aumentada por acumular as variações destas duas determinações. Muñoz et al. (2004), comparando métodos de determinação de recuperação de nitrogênio, demonstraram que as variabilidades obtidas pelo método isotópico foram menores do que as obtidas pelo método da diferença (Tabela 18).

Tabela 18 - Variação dos valores de recuperação de nitrogênio (%) para a dose de 90 kg de N ha⁻¹ aplicado sob a forma de esterco

Ano	N15	Método da diferença	Eficiência do fertilizante
1998	4 a 15	-31 a 62	-60 a 124
1999	8 a 26	9 a 31	10 a 148
2000	7 a 42	-4 a 43	-10 a 142

Os valores de recuperação, com exceção dos apresentados pela cama de frango, são baixos. A recuperação aparente média apresentada por Menezes (2004) foi de 25%, Paul e Beauchamp (1995) encontraram 76%, para experimento conduzido em casa de vegetação e 43%, em estudo realizado a campo para recuperação aparente com a aplicação de esterco.

Paul e Beauchamp (1995) observaram que as recuperações aparentes obtidas pelo método da diferença foram maiores que as obtidas com o método isotópico. Para o método isotópico as recuperações do nitrogênio vindo do esterco foram da ordem de 57%, para o estudo feito em casa de vegetação, e 15%, para o estudo feito a campo. Este menor valor é mais próximo dos apresentados no presente estudo que teve, em média, recuperação de 9,3% para o esterco.

Como o método da diferença superestima os valores de recuperação, como citado por Vitti (1998), podemos inferir que se essa avaliação fosse feita pelo método isotópico, os resultados desse experimento poderiam ser ainda menores. Porém Schröder (2005) cita que se o fornecimento de nitrogênio é superior à necessidade da planta, a recuperação pelo método isotópico tende a ser 10% maior do que a obtida pelo método da diferença. Isto poderia ocorrer no presente estudo, pois a quantidade de nitrogênio presente nas plantas que não receberam fertilização nitrogenada já era elevada, com médias de 2,8 e 2,2% nos ciclos 1 e 3, respectivamente.

Apesar de não ter sido constatada diferença entre os tratamentos, observa-se que os valores numéricos obtidos são contrastantes como, por exemplo, os apresentados pelo esterco são numericamente menores do que os das outras fontes em questão, com exceção do ajifer. Isto pode ser decorrência do fato de que em solos onde o esterco é aplicado existe atividade de microrganismos que alteram a dinâmica

de imobilização da matéria orgânica (PAUL; BEAUCHAMP, 1995), o que pode favorecer a menor recuperação aparente apresentada pelo esterco. Entretanto o resultado das avaliações das perdas por volatilização de amônia promovida pelo esterco foi maior, o que pode também ter prejudicado sua recuperação aparente de nitrogênio durante o primeiro ciclo.

A média de recuperação aparente apresentada pelo ajifer foi baixa, principalmente no primeiro ciclo. Após a primeira aplicação do ajifer foi observado um atraso de produção do capim, que ficou ligeiramente amarelecido após sua aplicação. Este aspecto amarelecido também foi relatado no estudo conduzido por Heinrichs e Soares Filho (2006), que observaram queima das folhas de braquiária após a aplicação do ajifer.

Heinrichs e Soares Filho (2006) demonstram que a produção de matéria seca foi crescente até a dose de 200 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ na forma de ajifer, sendo que a partir daí esta começou a decrescer. Os autores relatam que isto pode ser devido ao amarelecimento do capim, que por sua vez, pode ter sido consequência do baixo pH apresentado pelo ajifer usado (3,5 a 4,0) que deve ter proporcionado a queima das folhas e reduzido a capacidade fotossintética das plantas, bem como a produção de matéria seca.

Os valores de recuperação aparente de nitrogênio com a aplicação de esterco variam muito entre 25% e 70% (KANNEGANTI; KLAUSNER, 1994; SANDERSON; JONES, 1997; SULLIVAN et al., 1998). Muñoz et al. (2004) encontraram valores menores, da ordem de 16%, para a dose de 90 kg N.ha⁻¹ sob a forma de esterco, e de 6% para a dose de 179 kg de N ha⁻¹.

Primavesi et al. (2004) observaram recuperações aparentes semelhantes para uréia e nitrato de amônio. As recuperações obtidas foram de 68% para a uréia e de 68 a 75% para o nitrato de amônio. Soares e Restle (2002) constataram menores valores de recuperação de uréia, que foram de 26 a 37%.

Apesar de não terem sido diferentes, os valores apresentados pela cama de frango foram contrastantes aos de outras fontes. Estes valores podem ser decorrentes das maiores produções proporcionadas por esta fonte, como já visto anteriormente.

Os trabalhos citados mostram que as recuperações obtidas no presente estudo foram abaixo das normalmente observadas. Um dos fatores que pode ter influenciado estes valores é que as produções de matéria seca foram reduzidas, como já discutido anteriormente. Isto acontece porque, como a recuperação aparente é resultante do produto do valor de matéria seca produzido e o teor de nitrogênio da planta, as menores produções da forragem podem ter prejudicado a recuperação de nitrogênio. Como a absorção de nitrogênio é fortemente relacionada à demanda da planta pelo nutriente o menor ritmo de crescimento (ENGELS e MARSCHNER, 1995) pode justificar a menor recuperação do nitrogênio nesse experimento.

Outro aspecto que pode ter reduzido os valores de recuperação aparente de nitrogênio é relacionado ao teor de nitrogênio que as plantas já apresentavam sem a realização da adubação. Os teores apresentados pela testemunha em questão (2,8 e 2,2 para os ciclos 1 e 3, respectivamente) são considerados maiores do que os considerados adequados por Raij et al. (1996), que são de 1,3 a 2,0%.

Jokela (1992) obteve valores de recuperação aparente de nitrogênio aplicado sob a forma de esterco da ordem de 35%, porém as testemunhas deste experimento apresentavam valores deficientes de nitrogênio, abaixo de 1%, evidenciando assim o efeito dos tratamentos. Este autor cita que a superestimativa da recuperação pode ser devida ao fato de que o sistema radicular das parcelas controle pode ter tido desenvolvimento reduzido, prejudicando assim a absorção nitrogenada.

Muñoz et al. (2004) citam que quando a recuperação é determinada pelo método da diferença o resultado é altamente dependente das condições químicas iniciais do solo, mostrando que o status inicial da planta e do solo podem mudar os efeitos ilustrados pela recuperação aparente determinada pelo método da diferença.

5 CONCLUSÕES

As maiores produções obtidas pela cama de frango e pelo esterco mostram que estas fontes podem ser usadas como fontes de adubação. O fato de mais nutrientes serem aplicados com o fornecimento do nitrogênio resulta em vantagem ao uso destas fontes. Assim, as dificuldades intrínsecas ao uso de fertilizantes desta natureza, como uniformidade de aplicação e quantidade de nutrientes fornecidos, não podem ser consideradas entraves ao emprego destas fontes.

Desde que a devida atenção seja dada a fatores que podem levar ao acúmulo de determinados nutrientes em decorrência da aplicação prolongada destas fontes orgânicas, como o fósforo, as perdas apresentadas não resultaram em elevados potenciais poluentes sob as condições climáticas e características de solo apresentadas neste estudo, principalmente no que diz respeito à lixiviação de nitrato.

As fontes que apresentaram as maiores perdas foram diferentes durante os ciclos de amostragem, mostrando que as condições climáticas, principalmente o regime de precipitações, podem favorecer ou prejudicar o desempenho de uma determinada fonte. Porém a existência destas diferenças permite certa flexibilidade na escolha da fonte nitrogenada a ser usada, uma vez que dependendo das precipitações ocorridas, as perdas podem ser distintas, como demonstrado neste estudo.

Os baixos valores de recuperação aparente do nitrogênio aplicado refletem que em sistemas em que os níveis de nitrogênio na planta são considerados adequados ou até mesmo altos, a recuperação do nitrogênio é alterada devido aos cálculos envolvendo o produto entre produção de matéria seca e teor de nitrogênio na planta.

Mais uma vez foi observado que a grande variação obtida nos valores de recuperação aparente é caracterizada como desvantagem no uso desta avaliação. Isto pode resultar na negligência e generalização de valores de recuperação proporcionados por determinadas fontes.

Observou-se diferenças no padrão de perdas por lixiviação de nitrato entre os ciclos amostrados, confirmando a dependência deste processo em relação ao regime de precipitação e à características químicas e físicas do solo. Foram também observadas diferenças quanto ao padrão de perdas de nitrogênio por volatilização de amônia, mostrando que fatores climáticos podem favorecer ou prejudicar estas perdas,

dependendo da fonte aplicada. A recuperação aparente do nitrogênio aplicado não apresentou diferença, o que pode ter sido devido aos baixos valores obtidos, à grande variação entre os dados ou ao teor de nitrogênio, considerado adequado, das plantas do tratamento controle.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, R.N.S. **Avaliação de parâmetros minerais e determinação das normas DRIS do capim Tanzânia**. 2004. 148 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagens) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

ASMAR, F.; EILAND, F.; NIELSEN, N.E. Effect of extracellular-enzyme activities on solubilization rate of soil organic nitrogen. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 17, p. 32-38, 1994

BAHMANI, E.R.; THOM, C.; MATTHEW, C. Effect of nitrogen fertilizer on reproductive tiller development in perennial ryegrass. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 19, 2001, Piracicaba, **Proceedings...** Piracicaba: FEALQ, 2001, p. 39-40.

BALSARI, P.; GIOELLI, F.; DINUCCIO, E. Ammonia nitrogen emission from land spread farmyard manure. **International Congress Series**, Amsterdam, v. 1293, p. 327-330, 2006.

BARRACLOUGH, D.; HYDEN, M.J.; DAVIES, G.P.; WILLIAMS, J. Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. I. Field leaching results. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 35, p. 191-199, 1983

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; PAVINATTO, P.S.; SILVEIRA, M.J. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1773-1778, nov. / dez. 2004.

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

BEAUCHAMP, E.G.; KIDD, G.E.; THURTELL, G. Ammonia volatilization from liquid dairy cattle manure in the field. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 62, p. 11-19, Feb. 1982

BEAUDOIN, N.; MAKOWISK, D.; PARNAUDEAU, V.; MARY, B. Impact of agricultural scenarios on nitrate pollution at the catchment scale. In: **NITROGEN WORKSHOP, 10.**, 1998, Copenhagen. Copenhagen Royal Veterinary and Agricultural University, 1998.

BELLINI, G.; SUMMER, M.E.; RACLIFFE, D.E.; QAFOKU, N.P. Anion transport through columns of highly weathered acid soil: adsorption and retardation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 132-137, 1996

BEUCHAMP, E.G.; KIDD, G.E., THURTELL, G. Ammonia volatilization from dairy cattle manure in the field. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 62, p. 11-19, 1982.

BITZER, C.C.; SIMS, J.T. Estimating the availability of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 17, p. 47-54, 1988.

BLACK, A.S.; WARING, S.A. Effect of nitrate leaching in Oxissol columns on ¹⁵N abundance and nitrate breakthrough curves. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 10, p. 521-529, 1979

BLACK, A.S.; SHERLOCK, R.R.; SMITH, N.P. Effect of timing of simulated rainfall on ammonia volatilization from urea applied to soil of varying moisture content. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 38, p. 679-688, 1987.

BLAGODATSKY, S.A.; RICHTER, O. Microbial growth in soil and nitrogen turnover: a theoretical model considering the activity state of microorganisms. **Soil Biology & Biochemistry**, Berlin, v. 30, p.1743-1755, 1998

BONFIM-DA-SILVA, E.M. **Nitrogênio e enxofre na recuperação de pastagem de capim-braquiária em degradação em neossolo quartzarênico com expressiva matéria orgânica**. 2005. 123 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

BOUWMAN, A.F.; LEE, D.S.; ASMAN, W.A.H.; DENTENER, F.J.; Van Der HOEK, K.W.; OLIVER, J.G.J. A global high-resolution emission inventory for ammonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 11, n. 4, p. 561, 1997.

BOWEMEESTER, R.J.B.; VLEK, P.L.G.; STUMPE, J.M. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from urea fertilized soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 49, n. 2, p. 376-381, 1985

BOWEN, W.T.; JONES, R.J.; CARSKY, R.J.; QUINTANA, J.O. Evaluation of the nitrogen submodel of CERES-maize following legume green manure incorporation. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, n. 1, p. 153-158, 1993.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 36/90**: padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Brasília, 1990. Disponível: <<http://bvsms.saude.gov.br/html/pt/legislacao/legislacao.html>>. Acesso em: 12 set. 2007.

BREMNER, J.M.; MULVANEY, R.L. Urease activity in soils. In: BURNS, R.G. (Ed.). **Soil enzymes**. London: Academic Press, 1978. p. 149-196.

CABRERA, M.L.; TYSON, S.C.; KELLEY, T.R.; PANCORBO, O.C.; MERKA, W.C.; THOMPSON, S.A. Nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fractionated poultry litter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 367-372, 1994.

CABRERA, M.L.; CHIANG, S.C. Water content effect on denitrification and ammonia volatilization in poultry litter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 811-816, 1994.

CANTARELLA, H.; MARCELINO, R. Uso de inibidor de urease para aumentar a eficiência da uréia. In: SIMPÓSIO SOBRE INOVAÇÕES RECENTES PARA OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA, 1., 2007, Piracicaba. **Anais ...** Piracicaba: IPNI, 2007. 1 CD - ROM.

CANTARELLA, H.; ROSSETTO, R.; BARBOSA, W.; PENNA, M.J.; RESENDE, L.C.L. Perdas de N por volatilização da amônia e resposta da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada em sistema de colheita de cana sem queima prévia. In: CONGRESSO NACIONAL DA SOCIEDADE DOS TÉCNICOS AÇUCAREIROS E ALCOOLEIROS DO BRASIL, 7., 1999, Londrina. **Anais ...** Piracicaba: STAB, 1999. p. 82-87.

CANTARELLA, H.; CORRÊA, L.A.; PRIMAVESI, A.C.; PRIMAVESI, O.; FREITAS, A.R.; SILVA, A.G. Ammonia losses by volatilization from coastcross pasture fertilized with two nitrogen sources. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 19., 2001, Águas de São Pedro. **Proceedings ...** Piracicaba: Brazilian Society of Animal Husbandry, 2001, p. 190-192.

CARVALHO, M.M; FREITAS, V.P.; XAVIER, D.F. Início do florescimento, produção e valor nutritivo de gramíneas forrageiras tropicais sob condições de sombreamento natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 5, p.717-722, maio 2002

CENTRO DE PESQUISA EM ECONOMIA AGRÍCOLA. **Informações recentes às variações dos custos de produção de carne bovina em Junho de 2007**. Disponível em: <www.cepea.esalq.usp.br/comunicacao/Cepea_CustosProdPec_Julho07.doc>. Acesso em: 25 set. 2007.

CHAILLOU, S.; LAMAZE, T. Ammoniacal nutrition of plants. In: GAUDRY-MOROT, J.F. **Nitrogen assimilation by plants: physiological, biochemical and molecular aspects.** Enfield: INRA 2001. p. 422.

CHERNEY, D.J.R.; CHERNEY, J.R.; MIKHAILOVA, E.A. Orchardgrass and tall fescue utilization of nitrogen from dairy manure and commercial fertilizer. **Agronomy Journal**, Madison, v. 94, p. 405-412, 2002

COMISSÃO DE POLÍTICA AMBIENTAL. Deliberação normativa COPAM n.10, de 16 de novembro de 1986.

COOPER, J.R.; RENEAU, R.B. Jr.; KROONTJE, W; JONES, G.D. Distribution of nitrogenous compounds in a Rhodic Paleudult following heavy manure application. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, n. 2, p. 189-193, Apr./June 1984.

CORSI, M. **Effects of nitrogen rates and harvesting intervals on dry matter productivity, tillering and quality of tropical grass *Panicum maximum* Jacq.** 1984. 125 p. Thesis (PhD) - Ohio State University, Wooster, 1984.

CORSI, M.; NUSSIO, L.G. Manejo do capim elefante: correção e adubação do solo. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 10., 1992, Piracicaba. **Anais ...** Piracicaba: FEALQ, 1992. p. 87-115.

COSTA, M.C.G. **Eficiência agrônômica de fontes nitrogenadas na cultura da cana-de-açúcar em sistema de colheita sem despalha a fogo.** 2001. 79 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

COSTA, S.N.; MARTINEZ, M.A.; MATOS, A.T.; RAMOS, V.B.N. Mobilidade de nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, n. 2, p. 190-194, 1999

Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos – Instituto Nacional Pesquisas Espaciais. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br/>>. Acesso em: 12 set. 2007.

DAVIES, D.B.; SYLVESTER-BRADLEY, R. The contribution of fertilizer nitrogen to leachable nitrogen in the UK: a review. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 68, n. 4, p. 399-406, 1995

DENMEAD, O.T.; FRENEY, J.R.; JACKSON, A.V. Volatilization of ammonia from urea and ammonium sulfate applied to sugarcane trash in north Queensland. In: AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGARCANE TECHNOLOGISTS CONFERENCE, 12., 1990, Jounsville. **Proceedings ...** Jounsville: Watson Ferguson, 1990. p. 72-78.

EASTON, Z.M.; PETROVIC, A.M. Fertilizer source effect on ground and surface water quality in drainage from turfgrass. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 645-655, 2004.

ERNST, J.W.; MASSEY, H.F. The effects of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 24, p. 87-90, 1960.

EUROPEAN COMISSION. **Concerning the protection of Waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC)**. Directive of the Council of December 12, 1991 Brussels, 1991. 8 p.

FAO. **Statistical databases**. Disponível em: <<http://apps.fao.org/default.jsp>>. Acesso em: 25 set. 2007.

FARIA, V.P. Evolução no uso do capim elefante: uma visão histórica. In: **SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 10.**, 1992, Piracicaba. Piracicaba: FEALQ, 1993.

FENILLI, T.A.B. **Destino do nitrogênio ('ANTPOT 15N') do fertilizante em uma cultura de café.** 2006. 100 p. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2006.

FERNANDES, F.C.S. **Dinâmica do nitrogênio na cultura do milho (*Zea mays* L.), em cultivo sucessivo com aveia preta (*Avena strigosa*), sob implantação do sistema de plantio direto.** 2006. 197 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; WOOD, A.W. Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane fields fertilized with urea. **Fertilizer Research**, The Hague, v. 31, p. 341-349, 1991.

FRENEY, J.R.; SIMPSON, J.R.; DENMEAD, O.T. Volatilization of ammonia. In: FRENEY, J.R.; SIMPSON, J.R. (Ed.). **Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems.** The Hague: Martinus Nijhoff; Dr. W. Junk, 1983. p. 1-32.

GIANELLO, C.; ERNANI, P.R. Rendimento de matéria seca de milho e alterações na composição química do solo pela incorporação de quantidades crescentes de cama de frangos, em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, p. 285-290, 1983.

GILLER, K.E. Targetting management of organic resources and mineral fertilizers: can we match scientists fantasies with farmers realities. In: VANLAUWE, B.; DIELS, J.; SANGINGA, N.; MERCX, R. (Ed.). **Integrated plant nutrient mangement in Sub-Saharan Africa.** Wallingford: CAB International, 2002. p. 155-171.

GLASER, B., BOL, R. PREEDY, M.; McTIERNAN, K.B.; CLARK, M.; AMELUNG, W. Short-term sequestration of slurry derived carbon and nitrogen ion temperate grassland soil assessed by ^{13}C and ^{15}N natural abundance measurement. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Bayreuth, v. 164, n. 5, p. 467-474, 2001

GLÓRIA, N.A.; BARRETTO, M.C.V.; MORAES, C.J.; MATIAZZO-PREZOTTO, M.E. Avaliação do gesso e de alguns fosfatos como inibidores da volatilização de amônia de esterco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 15, p. 297-301, 1991.

GOMIDE, C.A.; SILVA, R.D.M.; ZANETTI, M.A. Estudo da composição químico-bromatológica e das frações nitrogenadas e fibrosas de diferentes esterco de aves I – “cama” de frango. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 18, n. 2, p. 135-139, 1989.

GONÇALVES, C.N.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J. Sucessões de culturas com plantas de cobertura e milho em plantio direto e sua influência sobre o nitrogênio do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, n. 1, p. 153-159, jan./mar. 2000

GRIGNON, C.; THIBAUD, J.-B.; LAMAZE, T. Transport of nitrate by roots. In: GAUDRY-MOROT, J.F. **Nitrogen assimilation by plants: physiological, biochemical and molecular aspects**. Enfield, 466 p., 2001

GRUSENMEYER, D.C.; CRAMER, T.N. A systems approach. **Journal of Dairy Science**, Lancaster, v. 80, p. 2651-2654, 1997.

HARGROVE, W.L. Soil environmental and management factors influencing ammonia volatilization under field conditions. In: BOCK, B.R.; KISSEL, D.E. (Ed.). **Ammonia volatilization from urea fertilizers**. Muscle Shoals: Tennessee Valley Authority, 1988. p. 17-36.

HARPER, L.A.; SHARPE, R.R. Nitrogen dynamics in irrigated corn: soil-plant nitrogen and atmospheric ammonia transport. **Agronomy Journal**, Madison, v. 87, p. 669-675, 1995.

HART, P.B.S.; RAYNER, J.H., JENKINSON, D.S. Influence of pool substitution on the interpretation of fertilizer experiments with ¹⁵N. **Journal of Soil Science**, Baltimore, v. 37, p. 389-403, 1986

HAYNES, R.J. **Mineral nitrogen in the soil-plant system**. New York: Academic Press, 1986. 482 p.

HEINRICHS, R.; SOARES FILHO, C.V. **Eficiência agronômica de fertilizante líquido ajifer proveniente da fabricação de lisina em pastagem de braquiária MG5**. Relatório de pesquisa. Dracena: UNESP, 2006.

HOEFT, R.G. **Desafios para a obtenção de altas produtividades de milho e de soja nos EUA**. Piracicaba: Potafós, 2003. 4 p. (Informações Agronômicas, 104).

IMPITHUKSA, V.; BLUE, W.G. Fertilizer nitrogen and nitrogen-15 in three warm-season grasses grown on a Florida spodosol. **Soil Society of America Journal**, Madison, v. 49, p. 1201-1204, 1985

IMPITHUKSA, V.; BLUE, W.G.; GRAETZ, D.A. Distribution of applied nitrogen in soil – Pensacola Bahiagrass components as indicated by nitrogen – ¹⁵N. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, p. 1280-1284, 1984

JENKINSON, D.S.; FOX, R.H.; RAYNER, J.H. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen – the so-called “priming” effect. **Journal of Soil Science**, Baltimore, v. 36, p. 425-444, 1985

JOKELA, W.E. Nitrogen fertilizer and dairy manure effects on corn yield and soil nitrate. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.v56, p.v148–154, 1992

KANNEGANTI, V.R.; KLAUSNER, S.D. Nitrogen recovery by orchardgrass from dairy manure applied with or without fertilizer nitrogen. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 25, p. 2771-2783, 1994

KIEHL, J.C. Nitrogênio: Dinâmica e disponibilidade no solo. In: CURSO DE ATUALIZAÇÃO EM FERTILIDADE DO SOLO, 1987, Campinas. Campinas, Fundação Cargill, 1987. p. 139-157.

KISSEL, D.E.; CABRERA, M.L.; FERGUSON, R.B. Reactions of ammonia and urea hydrolysis products with soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 1793-1796, 1988.

KLAUSNER, S.D. Mass nutrient balances on dairy farms. In: CORNELL NUTRITION CONFERENCE, Rochester. **Proceedings ...** p. 19-21.

KLIMONT, Z. **Ammonia emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model**. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis, 2001.

KOZEN, E.A. **Aproveitamento de dejetos líquidos de suínos para fertirrigação e fertilização em grandes culturas**. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2003. 11 p. (Circular Técnica, 32).

KUDEYAROV, V.N. Extent of additional soil nitrogen mobilization by application of increased amounts of nitrogen fertilizers. **Agrokhimiya**, Moscow, v. 10, p. 73-81 1988.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of *priming effects*. **Soil Biology & Biochemistry**, Berlin, v. 32, p. 1485-1489, 2000.

LARA CABEZAS, W.A.R.; YAMADA, T. **Uréia aplicada na superfície do solo: um péssimo negócio!** Piracicaba: POTAFOS, 1999. p.9-10 (Informações Agronômicas, 86).

LARA CABEZAS, W.A.R.; KORNDORFER, G H.; MOTTA, S A. Volatilização de amônia na cultura de milho: o Efeito da irrigação e substituição parcial de uréia por sulfato de amônio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, n. 3, p. 481-487, 1997.

LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O.; BOARETTO, A.E. Efeito do tamanho de grânulo e relação N/S da uréia aplicada em superfície na volatilização de amônia sob diferentes umidades iniciais do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 409-413, 1992.

LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P C O.; KORNDORFER, G H.; PEREIRA, S. Balanço nitrogenado da adubação sólida e fluida de cobertura na cultura de milho em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, n. 2, p. 363-376, 2000.

LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O.; BENDASSOLI, J.A.; GASCHO, G.J. Calibration of a semi-open static collector for determination of ammonia volatilization from nitrogen fertilizers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 30, p. 389-406, 1999.

LEMAIRE, G.; CHAPMAN, D. Tissue flows in grazed plant communities. In: HODGSON, J.; ILLIUS, A.W. (Ed). **The ecology and management of grazing systems**. Wallingford: CAB International, 1996. p. 3-36.

LETERME, P.; SOUFFRANT, W.B.; THÉWIS, A. Effect of barley fibres and barley intake on the ileal endogenous nitrogen losses in piglets. **Journal of Cereal Science**, London, v. 31, n. 3, p. 229-239, 2000.

LIEBHARDT, W.C. Soil characteristics and corn yield as affected by previous applications of poultry manure. **Journal of Environment Quality**, v. 5, p. 459-462, 1976.

LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; LOURIVAL, V.; AYARZA, M.G.; LIMA, S.C.; ZECH, W. Soil fertility under native cerrado and pasture in the Brazilian savanna. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 1195-1205, 2003

LUGÃO, S.M.B. **Produção de forragem e desempenho animal em pastagens de *Panicum maximum* Jacq. (acesso BRA – 006998) adubadas com nitrogênio na região noroeste do Estado do Paraná.** 2001. 151 p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Jaboticabal, 2001.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola.** São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 596 p.

MARTHA JÚNIOR, G.B. **Balço de 15 N e perdas de amônia por volatilização em pastagem de capim elefante.** 1999. 75 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagens) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 1999.

MARTHA JÚNIOR, G.B. **Produção de forragem e transformações do nitrogênio do fertilizante em pastagem irrigada de capim Tanzânia.** 2003. 149 Tese (Doutorado em Ciência Animal e Pastagens) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MARY, B.; FRESNEAU, C.; MOREL, J.L.; MARIOTTI, A. C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Berlin, v. 25, p. 1005-1014, 1993

MCKENZIE, F.R. Influence of applied nitrogen on vegetative, reproductive, and aerial tiller densities in *Lolium perenne* L. during. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 49, p. 707–711, 1998.

MEIRELLES, N.M.F.; LIBARDI, P.L.; REICHARDT, K. Absorção e lixiviação de nitrogênio em cultura de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 4, p. 83-88, 1980.

MELLO, R.P.; GALVÃO, F.E.; VELOSO, A.F.; BARBOSA, R.F. Eficiência da cama de frango comparada ao farelo de algodão como fonte protéica para vacas em lactação. **Arquivos da Escola de Veterinária**, Belo Horizonte, v. 25, n. 2, p. 143-155, 1973.

MENEZES, M.J.T. **Eficiência agronômica de fontes nitrogenadas e de associações de fertilizantes no processo de diferimento de *Brachiaria brizantha* cv Marandu**. 2004. 113 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagens) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; FRANCHINI, J.C. **Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais**. Piracicaba: POTAFÓS, 2000. 8 p. (Informações Agronômicas, 92).

MONTEIRO, F.A.; COLOZZA, M.T.; WERNER, J.C. Enxofre e micronutrientes em pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 21., 2004, Piracicaba. **Anais ...** Piracicaba: FEALQ, 2004.

MONTEITH, J.L. Solar radiation and productivity in tropical systems. **The Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.9, n.3, p. 747-766, Dec.1972

MORAIS, F.I.; PAGE, A.L.; LUND, J.L. The effect of pH, salt concentration and nature of electrolytes on the charge characteristics of Brazilian tropical soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 40, p. 521-527, 1976

MOROT-GAUDRY; J.F. **Nitrogen assimilation by plants**. Enfield, 2001, 466 p.

MUÑOZ, G.R.; KELLING, K.A.; POWELL, J.M.; SPETH, P.E. Comparison of estimates of first year dairy manure nitrogen availability or recovery using nitrogen-15 and other techniques. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 719-727, 2004

O'TOOLE, P.; MCGARRY, S.J.; MORGAN, M.A. Ammonia volatilization from urea treated pasture in tillage soils: effects of soil properties. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 36, p. 613-620, 1985.

OLIVEIRA, J.R.; VILELA, L.; ANGELAYARZA, M. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do distrito federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 6, p. 1199-1205, jun. 2000

OLIVEIRA, P.P.A.; TRIVELIN, P.C.O.; OLIVEIRA, W.S.; CORSI, M. Fertilização com N e S na recuperação de pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em neossolo quartzarênico. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1121-1129, 2005.

OMETTO, J.C. Registros e estimativas de parâmetros meteorológicos da região de Piracicaba, SP. Piracicaba: FEALQ, 76p., 1989

OURRY, A.; KIM, T.H.; BOUCAUD, J. Nitrogen reserve mobilization during regrowth of *Medicago sativa* L. Relationship between availability and regrowth yield. **Plant Physiology**, Rockville, v. 105, p. 831-837, 1994.

OVERREIN, L.N.; MOE, P.G. Factors affecting urea hydrolysis and ammonia volatilization in soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 31, p. 57-61, 1967.

PAUL, J.W.; BEAUCHAMP, E.G. Availability of manure slurry ammonium for corn using ^{15}N -labelled $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, p. 35-42, 1995

PEDREIRA, B.C.; PEDREIRA, C.G.S. Fotossíntese foliar do capim-xaraés (*Brachiaria brizantha* cv. Xaraés) e modelagem da assimilação potencial de dosséis sob estratégias de pastejo rotativo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 773-779, 2007

PEOPLES, M.B.; BOYER, E.W.; GOULDING, K.W.T.; HEFFER, P.; OCHWOH, V.A.; VANLAUWE, B.; WOOD, S.; YAGI, K.; VAN CLEEMPUT, O. Pathways of nitrogen loss and their impacts on human health and the environment. In: MOSIER, A.; SYERS, J.K.; FRENEY, J.R. (Ed.). **Agriculture and the nitrogen cycle: assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment**. Washington DC: Island Press, 2004. p. 53-69.

PEREIRA, A.R.; ANGELOCCI, L.R.; SENTELHAS, P.C. **Agrometeorologia: fundamentos e aplicações práticas**. Guaíba: Agropecuária, 2002. 478 p.

PONS, Y.; CAPILLON, A.; CHEVERRY, C. Water movement and stability of profiles in drained, clayey and swelling soils: at saturation, the structural stability determines the profile porosity. **European Journal of Agronomy**, London, v. 12, p. 269-279, 2000

PRASERTSAK, P.; FRENEY, J.R.; DENMEAD, O.T.; SAFFIGNA, P.G.; PROVE, B.G. Significance of gaseous nitrogen loss from a tropical dairy pasture fertilized with urea. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Melbourne, v. 41, p. 625-632, 2001.

PRIMAVESI, A.C.; PRIMAVESI, O.; CORRÊA, L.A.; CANTARELLA, H.; SILVA, A.G.; FREITAS, A.R.; VIVALDI, L.J. Adubação nitrogenada em capim coastcross: efeitos na extração de nutrientes e recuperação aparente de nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 68-78, 2004

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A.C.; CORRÊA, L.A. Eficiência agronômica de uréia aplicada superficialmente em pastagem de capim Coastcross. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38., 2001, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2001. p. 213-214.

QUADRO, M.F.L. **Estudo de episódio de ZCAS sobre a América do Sul.** 1994. Dissertação (Mestrado em) – Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1994.

RAIJ, B.van. **Fertilidade do solo e adubação.** Piracicaba: Ceres, Potafos, 1991. 343 p.

REICHARDT, K.; LIBARDI, P.L.; URQUIAGA, S.C. Fate of fertilizer nitrogen in soil-plant systems with emphasis on the tropics. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Agrochemicals: fate in food and the environment.** Vienna, 1982. p. 277-290

REICHARDT, K.; TIMM, L.C. **Solo, planta e atmosfera: concênitos, processos e aplicações.** Barueri, Manole, 2004. 478 p.

RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.V.H. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes no Estado de Minas Gerais.** Comissão de Fertilidade do Solo de Minas Gerais, 1999. 359 p.

RODRIGUES, M.B.; KIEHL, J.C. Volatilização de amônia após emprego de uréia em diferentes doses e modos de aplicação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10, p. 37-43, 1986.

SÁNCHEZ, P.A.; SALINAS, J.G. **Low input technology for managing oxisols and ultisols in Tropical America.** Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, 1981, 203 p.

SANDERSON, M.A.; JONES, R.M. Forage yields, nutrient uptake, soil chemical changes and nitrogen volatilization from Bermudagrass treated with dairy manure, **Journal of Production Agriculture**, Madison, v. 10, n. 2, p. 266-271, 1997

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT user's guide**: version 6.4. Cary, 1989. 943 p.

SCHRÖDER, J.J. Effect of split applications of cattle slurry and mineral fertilizer N on the yield of maize in a slurry based cropping system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, New York, v. 53, p. 209-218, 1996

SCHRÖDER, J.J. Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. **Bioresource Technology**, Essex, v. 96, p. 253-261, 2005.

SCHRÖDER, J.J.; DILZ, K. Cattle slurry and farmyard manure as fertilizers for forage maize. In: VAN DER MEER, H.G.; UNWIN, R.J.; VAN DIJK, T.A.; ENNIK, G.C. (Ed.). **Animal manure on grassland and fodder crops**. Fertilizer or waste: developments in plant and soil sciences. Dordrecht: Martinus Nijhoff Publishers, 1987. p. 134-156.

SCHRÖDER, J.J.; UENK, D.; HILHORST, G.J. Long term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. **Plant and Soil**, The Hague, v. 299, n. 1/2, p. 83-99, Oct. 2007

SCHRÖDER, J.; AARTS, H.F.M.; VAN MIDDELKOOP, J.C.; SCHILS, R.L.M.; VELTHOF, G.L.; FRATERS, B.; WILLEMS, W.J. Permissible manure and fertilizer use in dairy farming systems on sandy soils in The Netherlands to comply with the Nitrates Directive target. **European Journal of Agronomy**, London, v. 27, p. 102-114, 2007.

SIMS, J.T. Agronomic evaluation of poultry manure as a nitrogen source for conventional and no-tillage corn. **Agronomy Journal**, Madison, v. 79, p. 563-570, 1987.

SMITH, K.A.; CHAMBERS, B.J. Utilizing the nitrogen content of organic manures on farms: problems and practical solutions. **Soil Use and Management**, Madison, v. 9, p. 105-112, 1995.

SOARES, A.B.; RESTLE, J. Adubação nitrogenada em pastagem de triticale mais azevém sob pastejo com lotação contínua: recuperação de nitrogênio e eficiência na produção de forragem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 43-51, 2002

SÖRENSEN, P. Immobilization, remineralization and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertilizer nitrogen. **Plant and Soil**, The Hague, v. 267, n. 1/2, p.285-296, Dec. 2004.

STEEGE, M.W., STULEN, I.; MARY, B. Nitrogen in the environment. In: GAUDRY-MOROT, J.F.; LEA, P.J. (Ed.). **Plant nitrogen**. Berlin: Springer-Verlag, 2001.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. Nitrogen cycling in manure and soils. In: DAIRY MANURE MANAGEMENT SYMPOSIUM, 1989, New York. **Anais ...** New York: Cornell University, 1989. p. 89.

STEVENS, R.J.; LAUGHLIN, R.J. Cattle slurry applied before fertilizer nitrate lowers nitrous oxide and dinitrogen emissions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 647-652, 2002

STOUT, W.L. Evaluating the added nitrogen interaction effect in forage grasses. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 18, p. 2829-2841, 1995

STOUT, W.L.; FALES, S.A.; MULLER, L.D.; SCHNABEL, R.R.; PRIDDY, W.E.; ELWINGER, G.F. Nitrate leaching from cattle urine and feces in northeast USA. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, p. 1787-1794, 1997

SULLIVAN, D.M.; COGGER, C.G.; BARY, A.I.; FRANSEN, S.C. Timing of dairy manure applications to perennial grass on well drained and poorly drained soils. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, p.147-152, 2002

SULLIVAN, D.M.; FRANSEN, S.C.; BARY, A.I.; COGGER, C.G. Fertilizer nitrogen replacement value of food residuals composted with yard trimmings, papers, or wood wastes. **Compost Science and Utilization**, Emmaus, v. 6, n. 1, p. 6-18, 1998.

SUTTON, A.L. Strategies for maximizing the use of animal wastes as a fertilizer resource. In: LIVESTOCK WASTE MANAGEMENT CONFERENCE, 1991, Urbana. **Anais ... Urbana: University of Illinois**, 1991. p. 35.

SVENSSON, L. Ammonia volatilization following application of livestock manure to arable land. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 58, p.241-260, 1994.

TEN BERGE, H.F.M.; VAN DER MEER, H.G.; CARLIER, L.; BAAN HOFMAN, T.; NEETESON, J.J. Limits to nitrogen use on grassland. **Environmental Pollution**, New York, v. 118, p. 225-238, 2002.

TERMAN, G.L. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface applied fertilizers, organic amendments and crop residues. **Advances in Agronomy**, New York, v. 31, p. 189-233, 1979.

THOMPSON, R.B.; RYDEN, J.C.; LOCKYER, D.R. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. **Journal of Soil Science**, Baltimore, v. 38, p. 689-700, 1987.

TISDALE, S.L.; NELSON, W.; BEATON, J.D.; HAVLIN, J.L. Soil and Fertilizer Nitrogen. In: TISDALE, L.; NELSON, W. **Soil Fertility and Fertilizers**. New York, 430 p., 1956

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

TORRADO, P.V.; SPAROVECK, G. **Mapa pedológico detalhado do Campus Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo**. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Ciência do Solo, 1993.

TRIVELIN, P.C.O.; LARA CABEZAS, W.A.R.; BOARETTO, A.E. Dinâmica do nitrogênio de fertilizantes fluídos no sistema solo-planta. In: VITTI, G.C.; BOARETTO, A.E. (Ed.). **Fertilizantes Fluídos**. Piracicaba: Potafós, 1994. p. 314-330.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMA IIE, 2003. 248 p.

URQUIAGA, S. Eficiencia de la fertilización nitrogenada en los principales cultivos anuales. In: URQUIAGA, S.; ZAPATA, F. **Manejo eficiente de La fertilización nitrogenada de cultivos anuales en America Latina y El Caribe**. Porto Alegre: Gênese; Rio de Janeiro: Embrapa Agrobiologia, 2000. p. 31-49.

ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. Disponível em: <http://www.usda.gov/wps/portal/!ut/p/_s.7_0_A/7_0_1OB?navtype=SU&navid=AGRICULTURE>. Acesso em: 25 set. 2007.

VAN HORN, H.H. Atualização em manejo de esterco: Estratégias para reciclagem de nutrientes evitando a poluição ambiental e recuperando seu valor fertilizante. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GADO LEITEIRO, 2., 1995, Piracicaba. **Anais ...** Piracicaba:FEALQ, 1995.

VAN HORN, H.H.; WILKIE, A.C.; POWERS, W.J.; NORDSTEDT, R.A. Components of dairy manure management systems. **Journal of Dairy Science**, Lancaster, v. 77, p. 2008-2030, 1994.

VIANA, J.A.C.; MOREIRA, H.A.; MENDES, M.; MELLO, R.P. Cama de ave como fonte de nitrogênio para novilhos em confinamento na época da seca. **Arquivos da Escola de Veterinária**, Belo Horizonte, v. 29, n. 3, p. 285-292, 1977.

VICENT – CHANDLER, J. Intensive management in Puerto Rico. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 2, n. 2, p.173-215, 1973.

VITTI, G.C.; MALAVOLTA, E.; COUTINHO, E.L.M. Uso eficiente de fertilizantes nitrogenados e portadores de enxofre. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIZANTE NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 1984, Ilhéus. **Anais ... Ilhéus: EMBRAPA**, 1984. p. 205 – 253.

VITTI, A.C.; TRIVELIN, P.C.O.; GAVA, G.J.C.; PENATTI, C.P.; OLIVEIRA, M.W. Volatilização de amônia da adubação nitrogenada aplicada sobre solo coberto com palhada de cana-de-açúcar: efeito na produtividade da cana-soca. In: CONGRESSO NACIONAL DOS TÉCNICOS AÇUCAREIROS E ALCOOLEIROS DO BRASIL, 8., 2002, Recife. **Anais ... Recife: STAB**, 2002. p. 239-244.

VOLK, G.M. Volatile loss of ammonia following surface application of urea to turf or bare soils. **Agronomy Journal**, Madison, v. 51, p. 746-749, 1959.

VOLTOLINI, T.V. **Adequação protéica em rações com pastagens ou com cana-de-açúcar e efeito de diferentes intervalos entre desfolhas da pastagem de capim Elefante sobre o desempenho lactacional de vacas leiteiras**. 2006. 168 p. Tese (Doutorado em Ciência Animal e Pastagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

WADMAN, W.P.; SLUIJSMANS, C.M.J.; DE LA LANDE CREMER, L.C.N. Value of animal manure: changes in perception. In: VAN DER MEER, H.G.; UNWIN, R.J.; VAN DIJK, T.A.; ENMIK, G.C. (Ed.). **Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer or waste: developments in plant and soil sciences.** Dordrecht: Martinus Nijhoff, 1987. p. 1-16.

WARREN, G.P.; KIHANDA, F.M. Nitrate leaching and adsorption in a Kenyan nitisol. **Soil Use and Management**, Madison, v. 17, p. 222-228, 2001

WEERDEN, T.J., van; JARVIS, S.C. Ammonia emissions factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils. **Environmental Pollution**, Madison, v. 95, n. 2, 1997, p. 205-211.

WILCKE, W.; LILIENFEIN, J.P. Nutrient leaching in oxissols under native and managed vegetation in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 1152-1161, 2005

WILKINS, P.W.; MACDUFF, J.H.; RAISTRICK, N.; COLLISON, M. Varietal differences in perennial ryegrass for nitrogen use efficiency in leaf growth following defoliation: performance in flowing solution culture and its relationship to yield under simulated grazing in the field. **Euphytica**, Wageningen,, v. 97, n. 1/2, p. 109-119, 1997.

ZIA, M.S.; ASLAM, M.; RAHMATULLAH – ARSHAD, M.; AHMED, T. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers with and without gypsum. **Soil Use and Management**, Madison, v. 15, n. 2, p.133-135, June 1999.