

Nitrogênio em sistemas pastoris



ISSN 0103-9865
Maio, 2010

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro de Pesquisa Agroflorestal de Rondônia
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Documentos 138

Nitrogênio em sistemas pastoris

Claudio Ramalho Townsend

Porto Velho, RO
2010

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Rondônia

BR 364 km 5,5, Caixa Postal 127, CEP 76815-800, Porto Velho, RO
Telefones: (69) 3901-2510, 3225-9387, Fax: (69) 3222-0409
www.cpafrro.embrapa.br

Comitê de Publicações

Presidente: *Cléber de Freitas Fernandes*

Secretária: *Marly de Souza Medeiros* e *Silvia Maria Gonçalves Ferradaes*

Membros:

Abadio Hermes Vieira

André Rostand Ramalho

Luciana Gatto Brito

Michelliny de Matos Bentes-Gama

Vânia Beatriz Vasconcelos de Oliveira

Normalização: *Daniela Maciel*

Editoração eletrônica: *Marly de Souza Medeiros*

Revisão gramatical: *Wilma Inês de França Araújo*

1ª edição

1ª impressão (2010): 100 exemplares

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

CIP-Brasil. Catalogação-na-publicação.
Embrapa Rondônia

Townsend, Cláudio Ramalho.

Nitrogênio em sistemas pastoris / Cláudio Ramalho Townsend. --
Porto Velho, RO: Embrapa Rondônia, 2011.

29 p. (Documentos / Embrapa Rondônia, ISSN 0103-9865; 138).

1. Nitrogênio - Nutrição animal. 2. Pastagem. 3. Amazônia - Bioma. I.
Título. II. Série.

CDD(21.ed.) 633.202

© Embrapa - 2010

Autores

Claudio Ramalho Townsend

Zootecnista, D.S.em Zootecnia, pesquisador da Embrapa
Rondônia, Porto Velho, RO, claudio@cpafro.embrapa.br.

Sumário

Introdução	7
Fontes e aportes de nitrogênio no solo	8
Matéria orgânica do solo	9
Fertilizantes nitrogenados.....	10
Suplementação alimentar animal	11
Fixação biológica	11
Precipitação atmosférica	13
Reciclagem do nitrogênio através da decomposição de resíduos orgânicos	13
Perdas e saídas de nitrogênio no solo	14
Volatilização da amônia	14
Denitrificação	15
Lixiviação do nitrato	16
Processos erosivos	16
Extração de N via colheita de produtos de origem vegetal	16
Exportação de N por meio de produtos animais.....	17
Nitrogênio na planta	17
Absorção	17
Redução	18
Assimilação	18
Translocação.....	19
Remobilização	19
Fotossíntese	20
Componentes nitrogenados de reserva	20
Eficiência de uso do N fertilizante	21

Forragem como fonte de N para ruminantes	22
Toxicidade do nitrato/nitrito	23
Papel do N sobre o efeito estufa global	24
Considerações finais	25
Referências	26

Nitrogênio em sistemas pastoris

Claudio Ramalho Townsend

Introdução

Estima-se que o Brasil conta com cerca de 172 milhões de ha de pastagens, dos quais mais de 61 milhões encontram-se na Amazônia Legal, onde se mantem um efetivo bovino com mais de 70 milhões de cabeças, fazendo da pecuária uma das principais atividades econômicas desta região (VALENTIM; ANDRADE, 2009). A derrubada da floresta seguida da queima tem sido o processo usual de preparo da área para formação de pastos. Na sua maioria, as pastagens formadas em área de floresta, seguem em maior ou menor escala, os padrões produtivos descritos por Serrão e Homma (1993). Logo após o estabelecimento da pastagem, esta apresenta bons níveis de produtividade, em decorrência do incremento na fertilidade do solo pela incorporação das cinzas. Paulatinamente há decréscimo na produtividade e incremento na comunidade de plantas invasoras, em decorrência da incapacidade da gramínea forrageira sustentar bons rendimentos em níveis baixos de fertilidade do solo, sendo fósforo (P) o elemento limitante, muito embora, em pasto com avançado estágio de degradação, o nitrogênio (N) e potássio (K) também passam a ser limitantes, em decorrência dos baixos teores de matéria orgânica no solo (MOS), (TOWNSEND et al., 2001). Este processo, descrito como degradação da pastagem, culmina com a inviabilidade bioeconômica do sistema pastoril, fato que tem despertado a preocupação de diferentes segmentos da sociedade, que cada vez mais exerce pressão sobre o setor produtivo que atua no Bioma Amazônia, com o intuito de que este adote sistemas de produção que sejam sustentáveis.

A disponibilidade de N tem sido apontada como uma das principais limitações em sistemas pastoris, notadamente nas regiões tropicais (JARVIS, 1998), como na Amazônia. Em condições ideais para que a planta expresse seu potencial produtivo, o nível de nutrição nitrogenada passa a ser o principal fator de controle dos processos de crescimento e desenvolvimento, pois, faz parte da estrutura das enzimas e das proteínas, essenciais ao metabolismo das plantas, bem como do DNA, molécula que define a vida (TAIZ; ZEIGER, 2006). Em gramíneas, a fotossíntese, crescimento e produtividade estão fortemente associados à nutrição nitrogenada, pois há uma grande demanda deste nutriente em relação aos demais. Sendo assim, a atividade fotossintética e conseqüentemente a produção de matéria seca (MS) pode ser determinada pelo nível de disponibilidade desse nutriente (JEUFFROY et al., 2002).

A adequada nutrição nitrogenada atua sobre a morfogênese da planta em estágio vegetativo, marcadamente aumentando a taxa de alongação das folhas, mantendo praticamente inalterado o ritmo de aparecimento de folhas e reduzindo a taxa de senescência, com conseqüente aumento na densidade de filhotes por hastes (GASTAL; LEMAIRE, 2002); em plantas estoloníferas a taxa de alongação dos estolões passa a ser incrementada. Em condições de nutrição limitante esses processos se invertem, e a planta passa a priorizar a alocação de assimilados para as raízes e pontos de armazenamento (CRUZ; BOVAL, 2000).

Mesmo em condições não limitantes desse e de outros nutrientes, a concentração de N nas plantas decresce, no transcorrer do seu crescimento (GREENWOOD et al., 1991). A concentração de N orgânico nas plantas deve exceder um mínimo ou “concentração crítica” para ser obtida a máxima taxa de crescimento. Esta resposta pode ser explicada, pelo fato de que com o avanço dos estádios de desenvolvimento a participação de materiais estruturais e de armazenamento que contém pouco N, passam a ser cada vez maiores, e assim sua concentração decresce (GREENWOOD et al., 1990), conhecido como “efeito de diluição”. Ademais, o “autossombreamento” das folhas, induz a remobilização do N das folhas mais velhas para as mais novas, com vistas a maximizar o funcionamento do aparato fotossintético (GASTAL; LEMAIRE, 2002).

Em sistemas pastoris em regiões tropicais, os resultados de pesquisas apontam elevada capacidade de resposta das gramíneas frente à fertilização nitrogenada (VICENTE-CHANDLER et al., 1974; CORSI; NUSSIO; 1992; MARTHA JÚNIOR, 2003); entretanto, há certa carência de informações, com vistas à sustentabilidade dos sistemas, em um contexto mais amplo, não só no aspecto econômico, mas sobretudo, no ambiental, que vem sendo cada vez mais exigido pela sociedade (LANYON, 1995). Nestes sistemas, onde predomina a atividade pecuária extensiva, o N disponível às plantas está invariavelmente relacionado com aquele liberado pela MOS, assim Cerri et al. (2003) demonstraram que 25% da MOS da floresta é consumida pela pastagem nos dois primeiros anos após a implantação, quando a produtividade começa a declinar, embora a pastagem comece a restabelecer os teores deste componente do solo, recuperando os teores originais após oito anos. Mesmo que com o decorrer do tempo ocorra aumento dos teores totais de MOS, a disponibilidade de N não irá atender a demanda para manter a alta produtividade em decorrência da redução na produção de MS e no valor nutritivo da forragem, ao persistir este déficit, por um longo período de tempo, a pastagem entra em processo de degradação. Estima-se que o déficit anual de N, em pastagens tropicais, é da ordem de 60 kg/ha a 100 kg/ha (MYERS; ROBBINS, 1991).

Embora o uso de fertilizantes nitrogenados represente uma estratégia de manejo capaz de potencializar a produção e a produtividade de um sistema pastoril, via incremento na oferta de forragem, além de ser uma forma de repor N no sistema e, assim, garantir a sua sustentabilidade, a adoção desta prática por parte dos pecuaristas ainda é limitada. Fato que pode ser justificado, entre outros fatores, à aversão quase que generalizada e à expectativa de baixo retorno financeiro da adubação nitrogenada das pastagens (MARTHA JÚNIOR et al., 2004). Neste trabalho procedeu-se uma revisão na qual se abordou aspectos relacionados a ciclagem, fisiologia, metabolismo, nutrição de ruminantes, eficiência de uso e efeito sobre o meio ambiente deste nutriente, com intuito de disponibilizar informações para uso sustentável deste insumo em sistema pastoris.

Fontes e aportes de nitrogênio no solo

Como descrevem Aduan et al. (2004), durante o processo de formação do solo a presença do N foi originário quase que exclusivamente da atmosfera, onde se encontra sob a forma de nitrogênio molecular ou dinitrogênio (N_2), que representa cerca de 78% dos gases atmosféricos, já que os minerais que compunham a rocha magma apresentam quantidades ínfimas desse nutriente. No entanto, os organismos eucariontes são incapazes de absorver o N_2 e convertê-lo a uma forma assimilável, pois sua molécula é bastante estável, decorrente da grande força da tripla ligação covalente apolar. Situação um tanto paradoxal, já que o N_2 é um dos gases mais abundante na atmosfera, sem, no entanto refletir em disponibilidade para as plantas, pois em contraste às outras moléculas diatômicas como o O_2 , o NO , e CO_2 ,

ele não é quimicamente reativo em condições naturais. Assim, a atividade da biomassa do solo (macro e microorganismo) é de fundamental importância na captação e disponibilização do N no sistema solo-planta-animal. Na Figura 1, esses autores representam de forma simplificada os principais estoques e fluxos anuais do ciclo global do N.

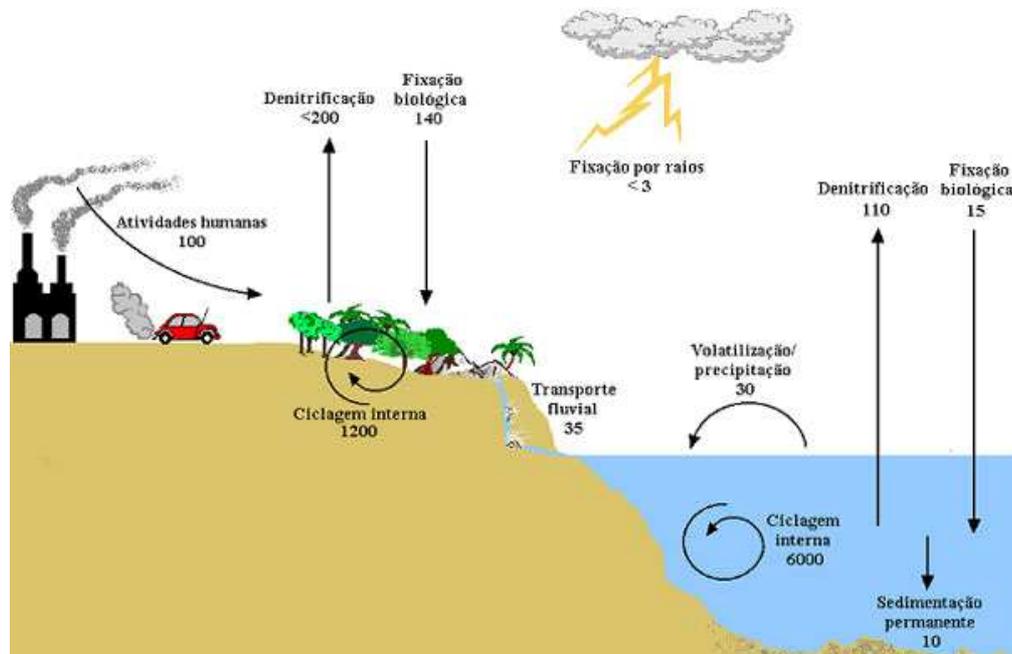


Figura 1. Representação dos principais estoques e fluxos anuais do ciclo global de nitrogênio, em 10^{12} g N e 10^{12} g N/ano.

Fonte: Aduan et al. (2003).

Matéria orgânica do solo

Considerando-se que o conteúdo nitrogenado da matéria orgânica do solo (MOS) oscila muito pouco, normalmente na ordem de 5%, e esta representa o principal estoque de N no solo, cerca de 95% do N total, o restante se encontra sob as formas minerais de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), assimiláveis pelas plantas. A presença de MOS é bastante variável no espaço e no tempo. Normalmente se concentra nas camadas superficiais do solo (0 cm a 20 cm), estando relacionada à deposição de resíduos vegetais e excreções dos animais (JARVIS, 1998).

Fatores como: tipo de cobertura vegetal, textura do solo e clima (p.e. temperatura e umidade), bem como a intensidade de preparo do solo, são marcantes sobre este componente, que geralmente é favorecido à medida que o solo se torna mais argiloso, sob temperaturas amenas, e com a preservação da cobertura vegetal; fatores que atuam diretamente nos processos envolvidos na mineralização da MOS. Segundo Scholefield et al. (1991), em condições de clima temperado o N contido na MOS em áreas em que o uso como pastagens é de vários anos, pode ser na ordem de 5 t/ha a 15 t/ha, enquanto em áreas sob agricultura, oscila entre 2 t/ha a 4 t/ha, daí a importância do uso intercalado no tempo entre estes dois sistemas de uso da terra, a fim de manter em equilíbrio a MOS. Nos trópicos e subtropicais brasileiros, a prática do plantio direto tem contribuído neste sentido (WIETHOLTER, 2002), já que o preparo convencional do solo acelera a decomposição da MOS, principalmente pela aeração do solo, o que também é observado quando se procedem a drenagem e correção.

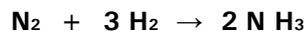
Wietholter (2002) aponta que um dos propósitos do sistema plantio direto é desacelerar a taxa de decomposição da palha, com o intuito de manter o solo permanentemente coberto. As razões para que esse novo meio de cultura esteja operando eficientemente são várias: maior

retenção de umidade na camada superficial; aumento paulatino da quantidade total de MOS e, em consequência, do pool de N; menor toxicidade de Al às plantas em virtude da sua preferência de complexação com compostos orgânicos; menor erosão e menor evaporação de água do solo. Ademais, se dá a melhoria das características físicas de fácil identificação, como o grau de compactação. Em síntese, o objetivo do manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto envolve ações que permitem melhorar a qualidade do solo em diversos aspectos, mas todos voltados ao desenvolvimento adequado de plantas e à preservação do solo.

Fertilizantes nitrogenados

Para Aduan et al. (2004), a atividade humana constitui uma importante fonte alternativa de N disponível para a biosfera (representando cerca de 100×10^{12} g N/ano). A maior parte deste N é depositada em áreas agrícolas na forma de fertilizantes, obtido por meio de processos industriais a partir de N_2 atmosférico. A queima de combustíveis fósseis, também contribui neste sentido, essa liberação não pode ser considerada um mecanismo de disponibilização clássico, já que não é feita a partir da quebra do N_2 atmosférico, e sim da queima de formas já disponíveis de N, mas de qualquer forma, libera N de fontes anteriormente indisponíveis para a biota terrestre (bacias sedimentares profundas), assim pode ser considerada como uma forma de fixação antropogênica de N.

O processo de Haber-Bosch, através do qual a maioria dos fertilizantes nitrogenados é obtida, ocorre pela fixação industrial do N_2 atmosférico, requer temperaturas em torno de 400-600 °C e pressões em torno de 100-200 atmosferas, que o torna altamente dependente de combustíveis fósseis (MORGANTE, 2004), e se dá pela reação:



Em sistemas pastoris intensificados, como os praticados na União Européia e Estados Unidos, onde a fertilização nitrogenada representa uma das mais importantes ferramentas de incrementos na produtividade, notadamente pelo efeito positivo sobre o crescimento das plantas do que pela produção individual dos animais, são correntes os níveis de adubação de 200 kg/ha/ano até 800 kg/ha/ano, sob as formas de nitrato de amônia (34% de N) e uréia (45% de N). Num primeiro momento, a fertilização nitrogenada aumenta a quantidade e os teores deste nutriente no tecido vegetal e nas excreções dos animais, que passam a ser reciclados no sistema, e conseqüentemente se elevam os níveis de N no solo, via acúmulo de MOS. No entanto, sob níveis elevados de fertilização contínua os efeitos passam a ser adversos, já que o pool de N no sistema ultrapassa a sua capacidade de reciclagem, e com isto as perdas por volatilização e lixiviação são potencializadas, podendo causar sérios prejuízos ambientais, tais como: contaminação do lençol freático e liberação de gases de efeito estufa na atmosfera (JARVIS et al., 1996).

Ademais, os fertilizantes amoniacais ou nele convertidos (Quadro 1) levam ao processo de acidificação do solo (PEARSON; ISON, 1994), pois quando o NH_4^+ é absorvido pelas raízes das plantas, há a liberação de íons de H^+ , com diminuição de pH do solo, se dando o inverso com os fertilizantes nítricos (NO_3^-), já que em sua absorção são liberados HCO_3^- , que reagem com H^+ meio originado $H_2CO_3^*$ ou OH^- .

Quadro 1. Principais fertilizantes nitrogenados e suas características químicas.

Produto	N				Índice de ^{(1) (2)}		Solubilidade ⁽³⁾
	Total	Nítrico	Amoniacal	Amídico	Acidez	Basicidade	
Amônia anidra	82	-	-	-	147	-	-
Cálcio Cianamida	18	-	82	18	-	63	Nd
Cloreto de amônia	24	-	24	-	140	-	-
Nitrato de amônia	34	17	17	-	62	-	118
Nitrato de cálcio	14	14	-	-	-	20	102
Nitrocálcio Petrobrás	27	13,5	13,5	-	26	-	-
Salitre do Chile	15	15	-	-	-	29	73
Sulfato de amônia	20	-	20	-	110	-	71
Sultonitrato de cálcio	27	13,5	13,5	-	-	-	-
Uréia	45	-	-	45	71	-	78
Diamônia fosfato-DAP	17	-	17	-	75	-	43
Monoamônia fosfato-MAP	11	-	11	-	58	-	23
Nitrato de potássio	13	13	-	-	-	26	31
Nitrato de Na e K	15	15	-	-	-	25	-
Nitrofosfato	14-22	14-22	-	-	-	-	-

⁽¹⁾ Índice de acidez: Kg de carbonato de cálcio necessários para neutralizar a acidez gerada pelo uso de 100 Kg do fertilizante.

⁽²⁾ Índice de basicidade: Kg de carbonato de cálcio que exercem a mesma ação de neutralizadora de 100 Kg do fertilizante.

⁽³⁾ Solubilidade: dada em partes (100 partes de água fria).

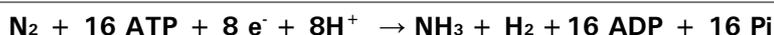
Fonte: Whitehead (2000), adaptado pelo autor.

Suplementação alimentar animal

A suplementação alimentar (grãos, silagem, feno, subprodutos da agroindústria e as misturas minerais) supre nutrientes para o sistema pastoril. Esses nutrientes contribuem para manutenção e/ou aumento de produção animal por unidade de área e, por meio das excreções animais, resultam em aumento na quantidade e melhoria da qualidade da forrageira. Com relação ao N, dada a baixa quantidade retida nos animais e seus produtos, estimada por Haynes e Willians (1993) em 5% a 10% em animais em crescimento e de 20% a 30% em vacas em lactação, grande parte ingressa no sistema via excreções, mas dada a sua distribuição errática e as perdas de N que estão sujeitas, muitas vezes, com o decorrer do tempo, passam a afetar negativamente a produtividade e a qualidade da pastagem, e conseqüentemente a do sistema como um todo. Ao analisar a ciclagem e perdas de N em uma propriedade típica de pecuária leiteira na Inglaterra, Jarvis (1998) constatou que a suplementação alimentar contribuía com 52 Kg de N/ha/ano, o que representava cerca de 15% das entradas de N no sistema, enquanto que os fertilizantes contribuía com 74% (250 kg e N/ha/ano). Russelle (1997) sugere uma combinação entre a suplementação alimentar e a fertilização nitrogenada como estratégia de melhorar economicamente e produtividade do sistema, ao invés do uso exclusivo da suplementação.

Fixação biológica

Por ser um recurso natural renovável, portanto menos agressivo ao meio ambiente, a fixação biológica do N₂, continua despertando o interesse e o uso em sistemas pastoris, sendo realizado por algumas espécies de bactérias. O processo ocorre por ação da enzima nitrogenase, presente em poucos organismos procariontes. Como descreve Morgante (2009), a reação demanda energia por parte do organismo que a realiza, cerca de 960 kJ ou 25 a 30 moles de ATP/mole de N² fixado, mas ocorre à temperatura ambiente e pressão atmosférica, na ausência de oxigênio, como segue:



Onde:

e⁻ : elétron

Pi : o fosfato inorgânico

Os organismos fixadores de N₂ são agrupados em duas categorias. Os de vida associativa (simbióticos) a exemplo dos gêneros *Bradyrhizobium* e *Rhizobium*. A simbiose entre *Rhizobium* e leguminosas se destaca, a planta contribui com os nutrientes e propicia condições anaeróbicas para que a bactéria fixe o N₂, que será incorporado aos compostos nitrogenados (proteínas) dos tecidos da planta. Sob condições adequadas contribuem com cerca 200 kg a 400 kg de N/ha/ano, mas que normalmente não ultrapassam os 100 kg, deste montante, apenas 2% a 30% é transferido às gramíneas pela decomposição dos tecidos das plantas e excreções dos animais, ademais em solos ácidos com deficiências de P e K a fixação é bastante prejudicada, condição bastante frequente nas regiões tropicais (CANTARUTTI, 1996).

O N fixado por leguminosas forrageiras tropicais oscila em função de diversos fatores tais como nível de nutrientes no solo, capacidade fotossintética da leguminosa e presença de estirpes apropriadas de bactérias fixadoras. Em Rondônia, para pastagens de *Pennisetum purpureum* cv. Cameroon, consorciado com leguminosas, as maiores quantidades fixadas de N foram fornecidas por *Pueraria phaseoloides* (71 kg/ha/ano) e *Desmodium ovalifolium* (69 kg/ha/ano), enquanto que para pastagens de *Panicum maximum* cv. Tobiata as quantidades aparentes de N fixado foram de 146, 42, 217, 151 e 106 kg/ha/ano, respectivamente para *P. phaseoloides*, *Centrosema pubescens*, *C. acutifolium* CIAT-5277, *C. acutifolium* CIAT-5112 e *D. ovalifolium*. No entanto, as leguminosas mais eficientes na transferência de N para a gramínea foram *C. acutifolium* CIAT-5277 (67 kg/ha/ano) e *P. phaseoloides* (44 kg/ha/ano) (COSTA, 1995; COSTA et al., 1998; COSTA et al., 2000).

Em pastagens de *Brachiaria humidicola*, puras e consorciadas com *D. ovalifolium*, Cantarutti (1996) constatou que a leguminosas favoreceu a dinâmica de N no solo, proporcionando aumento no fator capacidade de N (poder de suprimento do solo) e aumentando o fator intensidade (disponibilidade de N). A principal evidência foi a redução no tempo de ciclagem do N no solo da pastagem consorciada, favorecendo, assim, a sua produtividade e sustentabilidade. As pastagens sob intensa utilização e que empregam leguminosas mais palatáveis, o fluxo através do animal é maior. Nas pastagens tropicais, em que a utilização da forragem disponível é inferior a 40% e são cultivadas leguminosas de menor palatabilidade, uma maior proporção de N é reciclada por meio dos resíduos vegetais.

O outro grupo, os de vida livre, se encontra na rizosfera (zona de contato entre o solo e as raízes) com menor contribuição no aporte de N ao sistema, podendo ser citados como exemplo os gêneros *Azotobacter* e *Beijerinckia* (aeróbicas), e *Clostridium* (anaeróbicas).

Além destes, ocorrem outros grupos de organismos fixadores de N₂ ao sistema solo-planta, com capacidade de fixação bastante variável, a exemplo das cianobactérias, líquens (combinação de fungos e algas).

Em sistemas pastoris, especialmente nos trópicos, a fixação biológica do N associada às gramíneas, pode alcançar níveis importantes, provavelmente em decorrência das condições favoráveis de temperatura e energia solar, tanto para as plantas quanto para a atividade microbiana. Pois mesmo em pastos de gramíneas que recebem baixos ingressos de N, são capazes e manter por vários anos níveis razoáveis de produtividade, graças à fixação biológica. As quantidades de N fixadas são bastante variáveis, entre 20 kg/ha/ano e 100 kg/ha/ano, em função das espécies vegetais ou cultivares de uma mesma espécie apresentar diferentes sistemas de interação com os microorganismos encontrados no solo, ocorrendo associações bastante específicas como a que ocorre entre *Paspalum notatum* e *Azotobacter paspali* (DÖBEREINER, 1997).

Na prática de plantio direto, o cultivo de leguminosas como ervilhaca (*Vicia spp*) ou em consórcio com aveia preta (*Avena strigosa*) precedendo o milho (*Zea mays*) muitas vezes contribui com 50% de necessidade de fertilização nitrogenada, que representam aportes de

55 kg e 38 kg N/ha, com a ervilhaca e ervilhaca + aveia, respectivamente, denotando a importância que a espécie leguminosa tem como fertilizante natural. Em comparação com o sistema convencional de preparo do solo e usando as culturas de aveia e de milho, após cinco anos, foram obtidos acréscimos de 490 kg N/ha. Normalmente, o aporte de N oscila entre 25 kg/ha/ano a 98 kg/ha/ano, proporcionais à quantidade de palha produzida. Pelo menos nos primeiros anos de cultivo sob esse sistema, a disponibilidade inicial de N pode ser menor, pois com agregação de MOS, se dá a imobilização desse nutriente (WIETHOLTER, 2002).

Precipitação atmosférica

O N atmosférico, sob as formas de amônia (NH_3) e principalmente de óxidos nitrosos (NO_2^- e NO), convertidos à forma de íon nitrato (NO_3^-), por ação das descargas elétricas ou radiação ultravioleta, podem ser absorvidos diretamente pelas plantas ou aportarem o solo, diluídos na água das precipitações. Os processos de volatilização e queima de combustíveis fósseis representam as principais vias de liberação de N à atmosfera, assim a quantidade de ingresso de N ao sistema solo planta é bastante variável, podendo ser de 15 kg/ha/ano a 80 kg/ha/ano, estando relacionada à proximidade de locais onde sejam desenvolvidas atividades emissoras de gases nitrogenados à atmosfera (p.e. centros urbanos e industriais). Os aerossóis lançados pelos oceanos à atmosfera, quando evaporam, originam sais, que contribuem em menor escala no aporte de N, pois normalmente restringem-se as faixas costeiras (ADUAN et al., 2004).

Reciclagem do nitrogênio através da decomposição de resíduos orgânicos

Em ecossistemas pastoris o acúmulo de resíduos das plantas (parte aérea e raízes) e de excreções dos animais (fezes e urina), normalmente são bastante significativos, e representam um importante aporte de MOS, e conseqüentemente do N, ao sistema. A decomposição destes resíduos, notadamente os vegetais, em certas circunstâncias, são a principal via de entrada de N. O sistema de manejo adotado, as condições climáticas e o tempo de cobertura vegetal são fatores que atuam diretamente sobre a taxa de decomposição da MOS e disponibilização de N às plantas (REZENDE et al., 1999). Conforme Whitehead (2000), em pastagens de clima temperado, recebendo fertilização nitrogenada (250 kg de N/ha), os resíduos da parte aérea, podem atingir 6,5 t de MS/ha/ano (1,7% de N), e os de raízes 5 t de MS/ha/ano (1,0% de N), o que representa um aporte de mais de 150 kg de N.

Embora a quantidade de N reciclada via excreções dos animais seja afetada por vários fatores, tais como, taxa de lotação, tempo de pastejo dos animais, tipo e quantidade de alimentação suplementar, e dieta consumida. Se considerarmos um consumo anual de 10.000 kg de MS/animal/ano, com teor médio 2,5% de N, perfaz uma ingestão de aproximadamente 250 kg de N/animal/ano, dos quais cerca de 80% retornam a pastagem por meio das excreções (200 kg de N), principalmente via urina. Em sistemas pastoris extensivos, onde a fertilização nitrogenada não é adotada, a ciclagem de N via resíduos vegetais e excreções de animais, pode ser menor que 50 kg de N/ha/ano (COSTA et al., 2006).

O N contido nos resíduos, não está prontamente disponível às plantas, para tanto deve passar pelo processo de mineralização, o que leva o acúmulo destes nutrientes na MOS. O balanço entre estes dois processos (fixação na MOS e mineralização) determina a disponibilidade de N assimilável pelas plantas, e representa um dos principais pontos de controle do ciclo deste nutriente (COSTA et al., 2006).

A relação C:N do substrato em decomposição, tem grande influência nestes processos, acima de 30:1 determinam baixas taxas de mineralização de N, próximas a 20:1 o processo passa a ser acelerado (NHAMO et al., 2004).

A decomposição dos compostos orgânicos nitrogenados (proteínas, purinas, aminoácidos, entre outros) se inicia pelo processo de amonificação, graças à atuação de organismos decompositores (fungos e bactérias) presentes no solo, no qual se dá a hidrólise desses compostos em íon amônio (NH_4^+). Este íon pode ser diretamente metabolizado por certos microorganismos e plantas, fixado na argila ou MOS (húmos), ocorrendo a sua imobilização, ou retornar à atmosfera, em menor escala, pela sua volatilização. Caso contrário, segue o processo de nitrificação, quando por ação de bactérias autotróficas dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, é oxidado a nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), conforme as condições aeróbicas do meio, e assim disponibilizado às plantas, ou estando sujeito a perdas (WIETHOLTER, 2002), como sumarizado nas rotas bioquímicas apresentadas a seguir.

Decomposição dos compostos orgânicos nitrogenados

Amonificação				Nitrificação							
R-NH ₂ N orgânico	+	H ₂ O água	→	NH ₄ ⁺ amônio	+	OH ⁻ oxidrila	→	NO ₂ ⁻ nitrito	→	NO ₃ ⁻ nitrato	
Nitrificação nitrosa											
2 NH ₄ ⁺ amônio	+	3 O ₂ oxigênio	→	2 NO ₂ ⁻ nitrito	+	2 H ₂ O água	+	4 H ⁺ íons H	+	E energia	<i>Nitrosomonas</i>
Nitrificação nítrica											
2 NO ₂ ⁻ nitrito	+	O ₂ oxigênio	→	NO ₃ ⁻ nitrato	+	E energia	<i>Nitrobacter</i>				

Fonte: Wietholter, 2002.

O processo de nitrificação é priorizado sob algumas condições de solo, tais como: temperatura próxima a 30 °C; umidade entre 50% a 60% da capacidade de campo; pH tendendo a neutralidade; boa aeração; adequado suprimento de outros nutrientes; e relação C:N inferior a 20:1. Assim, a disponibilização de N às plantas, a partir da MOS, pode atender as demandas instáveis no sistema, estando sujeito a perdas por lixiviação e denitrificação ou desnitrificação (HAYNES; WILLIAMS, 1993). Trata-se de um dos principais pontos de controle no ciclo global do N. Algumas plantas são capazes de suprimir este processo por meio de inibidores liberados pelas suas raízes, minimizando assim as perdas de N do solo, como constataram Subbarao et al. (2009) ao detectarem a presença de *brachialactone* nas raízes de *B. humidicola*.

Perdas e saídas de nitrogênio no solo

As principais vias de perdas de N do solo em sistemas pastoris são a volatilização da amônia (NH_3) e a emissão das formas gasosas de N₂ (nitrogênio molecular) e de óxidos nitrogenados (NO e NO₂). Além da remoção pelo processo erosivo do solo e colheitas de produtos de origem vegetal e animal. Para Martha Júnior et al. (2004), nos trópicos, dada às condições edafoclimáticas predominantes (elevadas precipitação e temperatura), as perdas mais representativas são aquelas que ocorrem via gasosa, por meio dos processos de volatilização da amônia e denitrificação.

Volatilização da amônia

Segundo Whitehead (2000), as perdas por volatilização da amônia (NH_3) são favorecidas quando se eleva a concentração deste íon, como por exemplo, nos locais de excreção dos animais, ou sob altos níveis de fertilização nitrogenada. Da mesma forma, condições de meio que predispõem a evaporação, como: temperatura elevada, umidade baixa, ventos e superfície de contato solo-atmosfera, bem como as condições de solo como: elevados teores de sais amoniacais na camada superficial do solo aliada à baixas concentrações destes sais no ar, pH próximo a 7,0 e baixa capacidade de cátions trocáveis (CTC do solo).

O mesmo autor descreve que, à medida que se incrementa os níveis de fertilização nitrogenada de uma pastagem, as taxas de volatilização da amônia são crescentes, pois se eleva a concentração de N na forragem e excreções, notadamente na urina (Quadro 2). Estas perdas oscilam conforme o tipo de fertilizante empregado e condições de meio. Com a ureia entre 10% a 25% do N aplicado pode ser volatilizado, enquanto que com o nitrato de amônia e nitrato de cálcio as perdas são bem menores (1% a 3%), já com o diamônio fosfato (DAP) são bastante variáveis podendo atingir até 25%.

Quadro 2. Volatilização de amônia em diferentes pastagens de azevém perene (*Lolium perenne*) em consórcio com trevo branco (*Trifolium repens*) ou sob fertilização nitrogenada.

Parâmetros	Azevém + trevo branco	Azevém +	
		210	420
kg de N/ha/ano			
Amônia volatilizada (NH ₃ kg/ha/ano)	6,7	9,6	25,1
N fertilizante (%)	-	4,6	6,0
N urina (%)	9,8	11,2	12,1

Fonte: adaptado de Whitehead, 2000.

No Quadro 3, Martha Júnior et al. (2004) sintetizaram os possíveis efeitos de fatores de clima, solo e manejo que atuam sobre as perdas do N por meio da volatilização da amônia, e serve como guia para minimizá-las.

Quadro 3. Principais efeitos de fatores de clima, solo e manejo do solo sobre as perdas de amônia por volatilização em pastagens.

Variável	Efeito
Clima	
Temperatura	Incrementos na temperatura favorecem as perdas
	Minimizadas com chuvas superiores a 10-20 mm até 3 dias depois da adubação.
	Máximizadas com chuvas inferiores a 5 mm até 3 dias depois da adubação.
Chuvas	Chuvas acontecendo antes da aplicação do N-fertilizante interferem positivamente sobre as perdas quando elevam a umidade do solo para valores próximos ou maiores do que a capacidade de campo.
Solo	
pH	Incrementos no pH aumentam as perdas (N-ureia).
	Em solos alcalinos
CTC	Incrementos no poder tampão reduzem as perdas
Matéria orgânica	Incrementos na MOS reduzem as perdas (CTC)
	Aumentos na quantidade e na atividade da enzima urease potencializam as perdas
Manejo do solo/fertilizantes	
Geral	Influência no processo de volatilização quando altera, direta ou indiretamente, as características do solo (pH, MOS, etc.)
Incorporação	Reduz as perdas, mas essa prática não tem sido recomendada para incorporação do adubo em pastagens estabelecidas, em razão de falta de implementos adequados.

Fonte: Martha Júnior et al. (2004).

Com a queimada dos pastos, prática ainda bastante utilizada em sistemas de manejo extensivo, grande parte do N existente na fitomassa incinerada é volatilizado à atmosfera, limitando a disponibilidade deste nutriente no sistema solo-planta, notadamente quando as queimadas passam a ser frequentes; ademais esta prática potencializa outras vias de perdas do N no sistema, tais como erosão e lixiviação processo de combustão das pastagens (COSTA et al., 2006).

Denitrificação

Conforme Haynes e Williams (1993), a denitrificação (desnitrificação) é um processo microbiológico, pelo qual o nitrato (NO₃⁻) é convertido em compostos gasosos (N₂, NO e NO₂⁻), que podem ser difundidos à atmosfera. Inicia-se pela redução do nitrato (NO₃⁻) a nitrito (NO₂⁻),

processo de nitrificação, por meio da reação catalisada pela enzima nitrato redutase, que se dá em meio aeróbico, quando as perdas de óxidos de N ocorrem lentamente, porém de maneira contínua. Posteriormente, o nitrito é metabolizado por microorganismo denitrificadores (gêmeos *Pseudomonas*, *Thiobacillus*, *Micrococcus* e *Achromobacter*), que sob condições anaeróbicas utilizam o nitrato ou nitrito como aceptores de elétrons (fonte de O_2 no processo respiratório), produzindo os óxidos de N. Situações em que há pouca disponibilidade de O_2 no solo (p.e. má drenagem, encharcamento, compactação), conciliada ao acúmulo de nitrato, por meio da decomposição da MOS ou uso de fertilizantes nítricos, ao pH do solo próximo à neutralidade e temperatura superior a $5^\circ C$, induzem ao processo de denitrificação, e potencializam as perdas de N no solo.

Outra forma de emissão de N_2 à atmosfera, se dá pela decomposição espontânea do nitrito, em meio ácido (pH do solo próximo a 5) sob condições anaeróbicas, quando o NO_2^- , atua como fonte de O, fonte de energia no metabolismo dos microorganismos denitrificadores. Fatores de manejo da pastagem, tais como: excesso de água via irrigação, elevada taxa de lotação animal e alta disponibilidade de N (advinda da fertilização, excreta animal e/ou mineralização da MOS), associados a elevadas temperaturas, condições frequentemente encontradas em sistemas pastoris intensificados, potencializam as perdas de N por essa via (BODDEY et al., 1996).

Lixiviação do nitrato

O nitrato (NO_3^-) é altamente solúvel em água, no entanto as perdas por lixiviação desse composto, geralmente não são expressivas em sistemas pastoris bem manejados, podendo ocorrer sua translocação às camadas mais profundas do solo (superior a 30 cm). Segundo Martha Júnior et al. (2004), menos de 5 % do N aplicado, sofre este processo, contribuem para tanto, a elevada capacidade de extração de nutrientes das forrageiras tropicais, bem como, ao sistema radicular atingir profundidades superiores a 1,5 m, possibilitando a absorção do N em camadas mais profundas do solo.

Em condições de solos bem drenados (rasos e arenosos) de baixa capacidade de troca de cátions (CTC), associados a elevada precipitação ou irrigação e ao mal manejo, as perdas por lixiviação serão potencializadas, uma vez que grande parte do NO_3^- não será utilizada pelas plantas, estando sujeita a translocação a camadas mais profundas do solo, e a perdas quando as águas atingem o lençol freático, o que contribui para sua contaminação (BODDEY et al., 1996).

Processos erosivos

Do N contido no solo, grande parte encontra-se nas camadas superficiais (6 cm a 20 cm de profundidade) associado a MOS, desta forma, é de se esperar perdas expressivas deste nutriente em solos sujeitos aos processos erosivos, práticas conservacionistas do solo são importantes para minimizar estas perdas. Em pastagens tropicais bem manejadas, as perdas de N por erosão e por escoamento superficial são pequenas, não ultrapassam 5 kg/ha/ano (MARTHA JÚNIOR et al., 2004).

Extração de N via colheita de produtos de origem vegetal

Em áreas de pastagens destinadas à produção de feno, silagem, forragem verde e sementes forrageiras, onde se dá a remoção de grande parte do material vegetal produzido, os nutrientes contidos nesta massa serão removidos para os locais de utilização pelos animais. Os níveis de extração de N por meio da colheita de produtos de origem vegetal oscilam em

função da produtividade e da composição deste nutriente na fitomassa colhida, os quais dependem da espécie cultivada, nível de adubação e fertilidade do solo, idade e altura de corte, e outras técnicas adotadas no manejo da área (MONTEIRO; WERNER, 1997). Por exemplo, em uma lavoura de milho (*Zea mays*) destinado à produção de grãos (8 t/ha), cerca de 115 kg de N/ha podem ser extraídos; enquanto que com uma capineira de capim-elefante (*Pennisetum purpureum*), sob condições adequadas, pode produzir cerca de 30 t de MS/ha/ano, o que representa uma remoção de quase 400 kg de N.

Exportação de N por meio de produtos animais

A exportação de N por meio de produtos animais é relativamente pequena, pois apenas 17% do N ingerido pelo animal são exportados da fazenda como leite, e 11% como a carne. Humphreys (1991), estimou extrações próximas de 12 a 42 kg de N/ha/ano em produções de 8.000 Kg de leite/ha/ano, respectivamente, as quais variam em função do nível de intensidade da exploração pecuária.

Nitrogênio na planta

As proteínas (sequência de aminoácidos) representam a principal forma do N orgânico presente nas plantas. Suas moléculas contêm apenas 16 % desse nutriente, representando cerca de 1 a 5 % da MS dos tecidos. Assim, seu efeito sobre a planta, só será observado quando houver um sincronismo com a fixação de C (biossíntese), por meio da melhoria na eficiência fotossintética e priorização da alocação de C à parte aérea, redundando no aumento da área fotossintetizante (LEMAIRE; CHAPMAN, 1996; JEUFFROY et al., 2002). Grande parte do N envolvido na fotossíntese apresenta-se sob a forma de proteína solúvel, notadamente, na enzima ribulose 1,5-bifosfato carboxilase/oxigenase (RuBisco), um dos principais pontos de regulação do Ciclo de Benson-Calvin (nos cloroplastos). Bem como, nas enzimas respiratórias dos peroxissomos e das mitocôndrias, na anidrase carbônica e nos ribossomos. Compõem estruturas como as membranas dos tilacóides (cloroplastos) e participa de complexos de proteínas, pigmentos e dos transportadores de elétrons (TAIZ; ZEIGER, 2006), além de compor o DNA, ácido nucléico que define a síntese protéica. A subnutrição nitrogenada reduz a capacidade das plantas em formar novos tecidos, culminando com a diminuição no desenvolvimento pleno da planta (DE BONA, 2008).

Absorção

As principais formas de N utilizadas pelas plantas são a nítrica (NO_3^-) e a amoniacal (NH_4^+), na maioria dos solos, predomina a nítrica, seguida da amoniacal, uma vez que grande parte do amônio livre ou liberado de compostos nitrogenados de materiais em decomposição, bem como a ureia, pode sofrer ação de bactérias nitrificantes, sendo transformado em nitrato (WIETHOLTER, 2002), conforme descrito anteriormente. Ambas as formas podem ser absorvidas pelas plantas em taxas e proporções de acordo com espécie, idade e disponibilidade de carboidratos. No entanto, altos níveis de amônio são tóxicos às plantas, pois este dispersa o gradiente de prótons na transmembrana, que é necessário para o transporte de elétrons na fotossíntese, respiração, cadeia respiratória e para "captura" de metabólitos no vacúolo, por este motivo todo o amônio absorvido ou gerado é rapidamente assimilado ou armazenado no vacúolo das células (TAIZ; ZEIGER, 2006).

Em ambientes tropicais, onde o pH e a disponibilidade hídrica dos solos são baixos, a atividade microbiana é limitada, com isto há predominância da forma amoniacal. Para evitar o efeito tóxico deste íon, as plantas adotam um mecanismo próprio de utilização do N, pela

diminuição do pH em nível de rizosfera que ocorre por causa da absorção dessa forma, e por meio da assimilação próxima aos sítios de absorção ou geração (assimilação do nitrato ou fotorrespiração), estocando rapidamente todo o excesso no vacúolo, impedindo, assim, o efeito tóxico (SOLLENBERGER et al., 2002).

Embora as células vivas de folhas, pecíolos e epiderme possam absorver N, as raízes são o principal órgão de absorção, os processos de fluxo de massa, complementado pelo de difusão, além da interceptação radicular, representam as principais vias de contado do nutriente com as raízes.

A absorção de nitrato ocorre por processo ativo, contra um potencial eletroquímico, por meio de um sistema simporte, com transporte simultâneo de H^+ e NO_3^- para dentro das células. O transporte de NO_3^- ocorre por meio de uma força promotora que explica o aumento na velocidade de absorção desse composto quando o pH da solução do solo decresce. Uma relação de $2H^+ : 1 NO_3^-$ é observada para a absorção no sistema de membranas, sendo o custo energético para esta absorção, “capturado” pelas plantas (FERNANDES; ROSSIELO, 1995).

A absorção de NH_4^+ se dá por via de sistema uniporte, por processo passivo. Em algumas gramíneas, o suprimento de nitrato e amônio, em quantidades equivalentes, resultou primeiramente na absorção do amônio, sendo a absorção do nitrato significativa apenas quando as concentrações do amônio eram muito baixas.

Redução

Para ser metabolizado pelas plantas, o nitrato (NO_3^-) passa por um processo de **redução** até amônia (NH_3), o qual ocorre em diferentes sítios conforme a espécie e a taxa de absorção. Esse íon pode ser armazenado na raiz, transferindo para as folhas e estocado nos vacúolos, para posterior utilização, ou mesmo, ser diretamente metabolizado nas raízes ou folhas (BRENDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000).

Em plantas de metabolismo C_4 , inicialmente será reduzido a nitrito (NO_2^-) pela redutase do nitrato, localizada no citosol das células do mesófilo; que por sua vez, será reduzido ao íon amônio (NH_4^+) pela redutase do nitrito nos cloroplastos ou plastídeos de raízes (VAUGHN; CAMPBELL, 1988). O íon amônio (NH_4^+) está prontamente disponível para incorporação (síntese de tecidos), sem necessidade de gastos energéticos ou de poder redutor, no entanto, demanda esqueletos de C prontamente disponíveis para assimilação.

Nas plantas C_4 , as células do mesófilo e da bainha dos feixes vasculares diferem-se em sua função, não só na assimilação de CO_2 , mas também, na do NO_3^- . Tanto a redutase do nitrato, quanto a do nitrito estão localizadas nas células do mesófilo, mas ausentes nas da bainha dos feixes vasculares. A divisão do trabalho nestas plantas, por meio da qual as células do mesófilo utilizam energia luminosa para redução e assimilação do nitrato e as células da bainha para redução do CO_2 , é provavelmente a maior causa para a elevada eficiência do uso de N em plantas C_4 , comparadas com plantas C_3 (MARSCHNER, 1995).

Assimilação

As plantas assimilam, nas raízes, a maior parte do NH_4^+ (íon amônio) e de 5 a 95% do NO_3^- (nitrato) absorvido pela rizosfera, e está entre os processos de maior demanda energética para as plantas, requerendo a transferência de dois elétrons por nitrato convertido a nitrito, seis elétrons por nitrito convertido a amônio, e dois elétrons e um ATP por amônio convertido a glutamato, para manter estas reações as plantas devem desviar equivalentes redutores para o transporte de elétrons na mitocôndria (BLOOM et al., 1992).

A sintetase da glutamina (GS) catalisa a reação de geração de glutamina a partir de glutamato, amônio e ATP. Atuando junto com a sintetase do glutamato (GOGAT), que catalisa a reação de transferência do grupo nitrogênio - amídico da glutamina para o 2-oxoglutarato produzindo duas moléculas de glutamato, formando o ciclo GS-GOGAT. A glutamina pode ser substrato para a síntese de aminoácidos como asparagina, enquanto o glutamato participa de várias reações de transaminação, sendo que a glutamina pode também ser utilizada diretamente na síntese de proteínas. A desidrogenase do glutamato (GDH) é uma rota alternativa, de menor significado, na assimilação de amônio, que catalisa aaminação reductiva do 2-oxoglutarato, ou a desaminação oxidativa do glutarato (WHITEHEAD, 2000).

Durante a assimilação de nitrato pela parte aérea das plantas, no escuro, estas liberam mais CO₂ que consomem O₂, presumivelmente por causa do ciclo dos ácidos tricarboxílicos ou ciclo oxidativo das pentoses fosfato, catabolizando substratos e transferindo alguns elétrons para NO₃⁻ e NO₂⁻, em detrimento ao O₂. Nesta condição as plantas gastam acima de 25% da sua energia respiratória na assimilação do nitrato (BRENDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000). O requerimento energético adicional para assimilação de nitrato pode ser um indicativo de que o crescimento pode ser mais energeticamente limitado sob suprimento de nitrato que o amônio. Ademais, disponibilidade de carboidratos pode regular a absorção e a assimilação do amônio pelas raízes (DE BONA, 2008).

Translocação

As amidas representam as principais transportadoras de N orgânico no xilema de milho (*Zea mays*), em função de suas baixas relações C:N. Em plantas supridas exclusivamente com nitrato (NO₃⁻) o maior suprimento de N das raízes para parte aérea está na forma de nitrato (59%), com somente 35% transportados como compostos aminados, notadamente glutamina, com a parte aérea da planta representando o principal sítio de assimilação. Em plantas nutridas com amônio (NH₄⁺), 84% do N exportado das raízes para parte aérea estão na forma de compostos orgânicos, predominando asparagina e glutamina, sendo o restante translocado como amônio (não tóxico em baixas concentrações), nestas condições, as raízes passam a ser o principal local de assimilação do N. Em plantas supridas com o amônio mais nitrato 1:1, a maior parte do N (64%) é exportada das raízes para parte aérea na forma de compostos aminados, predominando glutamina, acendendo somente 34% como nitrato, sendo novamente as raízes o principal sítio de assimilação, provavelmente em razão da rápida absorção de amônio com relação à de nitrato (MAGALHÃES, 1996; BELTRANO et al., 1999).

Remobilização

A remobilização do N na planta é importante no processo de ontogênese, seguindo os estádios: germinação da semente; período de insuficiente suprimento para as raízes durante o crescimento vegetativo e também durante o período reprodutivo. Marschner (1995), considerou que a remobilização é baseada na variação de diferentes processos fisiológicos e bioquímicos: utilização do mineral estocado no vacúolo, liberação de proteínas estocadas, ou finalmente na catálise de estruturas celulares (p.e. cloroplastos) e enzimas. Consequentemente, transformando nutrientes em minerais estruturalmente ligados em formas móveis.

A adequada nutrição nitrogenada atua sobre morfogênese da planta em estágio vegetativo, marcadamente aumentado a taxa de alongação das folhas, mantendo praticamente inalterado o ritmo de aparecimento de folhas e reduzindo a taxa de senescência, com consequente aumento na densidade de filhos/hastes; em plantas estoloníferas a taxa de alongação do estolão é incrementada. Sob condições de nutrição limitante estes processos se invertem, e a planta passa a priorizar a alocação de assimilados para raízes e pontos de armazenamento (BELTRANO et al., 1999; CRUZ; BOVAL, 2000).

Fotossíntese

Em gramíneas a disponibilidade do N afeta fortemente a fotossíntese, crescimento e produtividade já que o requerimento deste nutriente é bem superior aos demais, desta forma, a atividade fotossintética e conseqüentemente a produção de MS pode ser determinada pela disponibilidade de N, e sob déficit deste, pela eficiência de utilização da cultura (JARVIS et al., 1996).

Espécies de metabolismo C₄ têm taxa mais elevada de absorção de CO₂ que as de ciclo fotossintético C₃, já que as primeiras apresentam reduzida fotorrespiração, anatomia de foliar especializada e diferentes vias bioquímicas. Desta forma, as plantas C₄ são mais eficientes no uso do N, expresso em biomassa produzida por unidade de N na planta, que as C₃, pois relativamente investem menos N nas enzimas de carboxilação fotossintética, caracterizando a adaptação destas plantas durante a evolução em condições onde o déficit desse nutriente (TAIZ; ZEIGER, 2006).

Marschner (1995), relata que devido ao mecanismo característico de concentração de CO₂ nas células da bainha do feixe vascular, a enzima RuBisco é menos necessária em plantas C₄ comparada a plantas C₃. Nessas plantas, essa enzima representa de 20 a 30% do N total das folhas, comparado com menos de 10% nas plantas C₄.

Outra diferenciação entre o ciclo C₃ e C₄ é pertinente à contribuição do mecanismo fotorrespiratório, tanto pela sua interferência na fixação do C, como também, para o metabolismo do N. Quando a fotorrespiração é reduzida nas plantas C₃, por exemplo, pelo aumento da concentração de CO₂ ou diminuição de O₂, tanto a produção de MS e eficiência do uso de N aumentam. A produção de NH₄⁺, além de ser menor em plantas C₃, apresenta uma divisão espacial, e caso ocorra fotorrespiração, estará localizada nas células da bainha do feixe vascular, sendo que a assimilação do NO₃⁻ ocorre nas células do mesófilo, desta maneira, este impacto sobre o fluxo de carbono necessário para assimilação do nitrato pode ser considerado desprezível em plantas C₄ (TAIZ; ZEIGER, 2006).

Componentes nitrogenados de reserva

Além dos carboidratos de reservas, os componentes de reserva nitrogenados encontrados em tecidos vegetativos são também importantes para tolerância à desfolha e a períodos de estresse nutricional. Essa reserva constitui uma fonte alternativa quando a absorção do mineral passa a ser reduzida. Aminoácidos e proteínas específicos (isto é, estoque protéico vegetativo) são depositados nas raízes e bases do colono, e degradados rapidamente após a desfolha (VOLENEC et al., 1996).

Utilizando a técnica de isótopos marcados, Schnyder e Visser (1999) avaliaram a importância das reservas e dos assimilados recentes na rebrota de filhotes severamente desfolhados de azevém perene (*Lolium perenne*). As distintas zonas funcionais mostraram grande diferença na cinética de C e N, inicialmente assimilados. Estes foram interpretados como "substratos" e "tecidos", fluxo entre zonas e "turnover" (movimento) de C e N dentro das zonas. Os filhotes refoliaram rapidamente embora o suprimento de C e N tenha inicialmente decrescido, em decorrência da rápida redução dos carboidratos solúveis em água e diluição da biomassa estrutural em zona imatura de expansão de folhas; rápida transição do fluxo de assimilados derivados do crescimento

Como já mencionado, há uma estreita interdependência metabólica entre o C e N, e mudanças no equilíbrio entre esses nutrientes, interferem diretamente na qualidade da proteína e na digestibilidade da forragem. Santos (2004) indica algumas condições de mudanças neste equilíbrio e suas conseqüências, assim, por exemplo, sob elevada disponibilidade de energia (p. e. altos níveis de luminosidade e carboidratos) o complexo enzimático GS/COGAT é estimulado,

favorecendo a síntese de glutamina e glutamato, compostos carbonados intermediários na síntese de tecidos na planta. Já sob baixa disponibilidade de energia, a asparagina sintetase passa a ser ativada, com conseqüente síntese de asparagina, composto rico em N e estável para ser transportado ou armazenado. A energia e a estrutura molecular necessárias para a incorporação do N são supridas pelo metabolismo dos carboidratos, cuja síntese, por sua vez, é dependente do processo de fotossíntese. Em condições de deficiência de N, o carboidrato excedente passa a ser estocado em forma de amido e substâncias graxas ou é desviado para síntese de lignina.

Eficiência de uso do N fertilizante

A eficiência de uso do N (EUN) pela planta forrageira, expressa a partir da relação entre a quantidade de forragem acumulada e a de N fertilizante aplicada, representa um dos principais parâmetros a ser considerado na estratégia de manejo deste insumo, pois reflete a produção potencial de forragem, que poderá ser disponibilizada ao sistema de produção. Redundando, em incrementos na capacidade de suporte da pastagem, e conseqüentemente no ganho/área, bem mais significativos, do que no ganho (produção) individual dos animais em past ejo (HUMPHREYS, 1991; PEARSON; ISON, 1994). O cálculo indireto ou aparente da recuperação e/ou eficiência do N, dado pela diferença de rendimento (% de N e/ou MS) entre tratamentos com e sem a fertilização, em função de sua praticidade e baixo custo, tem sido amplamente utilizado na estimativa da EUN. No entanto, apresenta algumas limitações, quando se está determinando a eficiência de recuperação (ERN), como: não distinguir a origem do N, se endógena à planta, do fertilizante aplicado no solo ou da atmosfera; pressupõem que os processos fisiológicos das plantas e as transformações do N e de outros nutrientes no solo, são idênticas para distintas condições. O que pode levar a resultado super estimado da eficiência de uso, principalmente quando se está avaliando pastagens consorciadas entre gramíneas e leguminosas (MARRIOTT; HAYSTEAD, 1993).

A EUN fertilizante não parece ser limitada pelo potencial de resposta ao N das pastagens de gramíneas tropicais, pois se tem observado incrementos lineares na massa seca de forragem até a faixa de 400 a 600 kg/ha/ano de N (VICENTE-CHANDLER et al., 1974; ALVIM, et al., 2003), passíveis de atingirem produtividades superiores a 1500 kg GPV/ha/ano. Martha Júnior et al. (2004) compilando diversos resultados de trabalhos (n = 382) relativos à resposta de gramíneas tropicais (rota metabólica C₄) à fertilização nitrogenada, constataram que, a eficiência de conversão do N fertilizante em forragem, atingiu valores de até 83 kg MS/kg N. Na média, esta eficiência foi de 26 kg MS/kg N, sendo que as maiores eficiências foram observadas sob doses de até 150 kg/ha/ano de N. Salientam, ainda, que para efeito de manejo desse nutriente, 62% das observações encontravam-se na faixa de 15 a 45 kg MS/kg N, e que apenas 11% apresentavam eficiências superiores a 45 kg MS/kg N.

Segundo os mesmos autores, a resposta de gramíneas tropicais ao N fertilizante é linear até doses de 80 a 180 kg/ha/ciclo de crescimento. Em média, essa resposta se mantém até cerca de 120 kg/ha/ciclo. As oscilações observadas refletem as condições de crescimento da planta durante um dado período de rebrote. Sob níveis módicos de fertilização (25 a 60 kg/ha/ciclo), a resposta (eficiência) não se altera, no entanto, passa a decrescer, quando os níveis de fertilização ultrapassam os 50 a 60 kg/ha/ciclo. Representando decréscimo de aproximadamente 1,7 na eficiência de uso (kg de MS/ kg de N fertilizante), para cada incremento de 10 kg de N aplicado, na faixa de adubação entre 50 e 200 kg/ha/ciclo, o que, evidência, o favorecimento das perdas de N sob as doses mais elevadas de fertilizante.

O conceito de produtividade de N na planta tem sido usado para interpretar a dependência do crescimento da mesma ao N interno. Este conceito tem sido expresso como o produto de dois fatores: a proporção e a produtividade de N nas folhas, definida como o aumento na MS da

planta por unidade de tempo e conteúdo de N nas folhas (GARNIER et.al., 1995). A eficiência no uso fotossintético deste nutriente tem um forte impacto sobre a produtividade do N folhar, e conseqüentemente sobre a produtividade de N da planta. A alocação entre diferentes órgãos da planta afeta a sua produtividade de N em alguma extensão quando grandes diferenças nas taxas são comparadas, entretanto em gramíneas, altas taxas de N nas folhas nem sempre se correlacionam com a alta produtividade de N na planta. Assim para expressar sua máxima taxa de crescimento, a concentração de N orgânico deve exceder a seu nível crítico (N_c), ou seja, aquele no qual é obtido cerca de 95% do crescimento potencial, não ocorrendo limitações de outros nutrientes (WHITEHEAD, 2000).

Mesmo sob condições adequadas de nutrição, à medida que a planta cresce há uma redução na concentração de N, dito efeito de diluição. Este fato pode ser interpretado em nível de planta pelo aumento na participação de estruturas de sustentação e de reservas, que contém pouco N e, em nível de comunidade, pela distribuição não uniforme do N entre folhas, dada a competição por luz no dossel (NABINGER, 1997).

Desta forma o teor de N de uma pastagem pode ser estimado a partir da MS acumulada em dado período de crescimento (rebrotas), por meio da adaptação na relação alométrica proposta por de Lemaire e Salette (1984).

$$\% N = a (W)^{-b}$$

Onde:

% N: teor de N na biomassa;

W: peso da biomassa aérea;

a: teor de N para a primeira tonelada de biomassa (plantas de metabolismo $C_3 = 4,8$ e $C_4 = 3,6$);

b: coeficiente de diluição do N no período de crescimento, que assume valor de -0,33.

Conforme Lemaire et al. (1989), a curva de resposta que define a eficiência agrônômica de fertilização nitrogenada de uma pastagem, pode ser obtida pela correlação entre o seu índice nutricional nitrogenado e a sua produção relativa de MS, ajustando-se os valores observados a uma regressão quadrática. O índice nutricional nitrogenado é obtido por meio da relação entre o nível atual (N_0) da pastagem com o seu nível crítico (N_c), ambos descontados do mínimo índice de nutrição (N_i), no qual a taxa de crescimento da pastagem é nula. Enquanto que a produção relativa de MS da pastagem é determinada pela relação entre a produção (kg de MS/dia) sob N_0 e o seu potencial produtivo. O ponto crítico deste modelo está na definição do N_i , necessitando de estudos em situações específicas.

Forragem como fonte de N para ruminantes

Com relação ao N, o valor nutricional de uma forrageira para ruminantes, normalmente é expresso em proteína bruta (PB), obtida pela equação (CAMPOS et al., 2004):

$$PB = N \times 6,25$$

Onde:

N: nitrogênio total expresso em % da MS;

6,25: fator de transformação, presume que a proteína das plantas forrageiras contenha cerca de 16% de N.

Essa forma de expressão engloba as frações: proteica (que normalmente representa de 70 a 90% do N total) e não protéica (aminoácidos livres, peptídeos, amidas e nitrato), contidas na forragem (VAN SOEST, 1994). Em relação à nutrição de ruminantes, o N contido na forragem ainda pode ser classificado em diferentes frações, conforme a sua composição e disponibilidade aos animais, como propõem Sniffen et al. (1992):

- **Fração A:** representada pelo **N-não-proteico (NNP)**, composta por amônio, nitrato ou nitrito e seus precursores, como a ureia, solúvel e de alta digestibilidade ruminal.
- **Fração B₁:** constituída de **parte da proteína verdadeira**, solúvel e de rápida degradação ruminal.
- **Fração B₂:** formada de **parte da proteína verdadeira que não é solúvel**, não compõem a parede celular e nem é NNP, de degradação ruminal média.
- **Fração B₃:** constituída da **parte da proteína verdadeira aderida à fibra detergente neutra (FDN) da parede celular**, disponível, porém de degradabilidade ruminal bastante lenta.
- **Fração C:** formada de **parte da proteína verdadeira aderida à fibra detergente ácido (FDA) da parede celular**, indisponível, pois está associada à lignina, formando complexos de tanino e produtos da reação de Maillard, que são altamente resistentes a degradação ruminal.

As frações **B₁**, **B₂**, **B₃** e **C** são compostas por aminoácidos, amidas, peptídeos e proteínas, que sob a ótica de nutrição mineral das plantas, representam o N orgânico, enquanto que a fração **A** (amônio, nitrato ou nitrito e seus precursores, como a uréia), representa o N inorgânico.

Toxicidade do nitrato/nitrito

A presença de nitrato (NO_3^-) é bastante comum em plantas forrageiras, já que essa é uma das principais formas de absorção do N, pois no solo o processo de nitrificação se dá quase que espontaneamente, ademais, com o uso de fertilizantes amoniacais, como a ureia, esse processo é potencializado.

Normalmente o nitrato contido na planta não representa riscos aos animais, as maiores concentrações se encontram nos tecidos de crescimento (estolões e/ou filhotes). Mas em certas circunstâncias, o nível deste composto pode passar a ser prejudicial aos animais. Existem algumas plantas que naturalmente apresentam elevadas concentrações de nitrato, podendo ser tóxicas aos ruminantes, como é o caso da *Brachiaria radicans*, conhecida como "tannergrass", que foi introduzida no Brasil, por se adaptar a terrenos úmidos (TOKARNIA et al., 2000).

O tipo de fertilizante, a quantidade e a frequência de adubação nitrogenada são determinantes no acúmulo de nitrato nas plantas. Quantidades acima de 50 kg de N/ha, podem elevar as quantidades acima do nível crítico, notadamente durante as duas a três semanas após a aplicação. A partir deste período os níveis decaem consideravelmente, sem oferecer riscos aos animais. Condições climáticas que interfiram no metabolismo das plantas tais como: estiagem, baixa luminosidade, temperaturas baixas, podem contribuir no acúmulo de nitrato (COLLINS; HANNAWAY, 2003).

Por ser um dos reguladores da síntese proteica, atuando na estabilidade da ligação entre o ribossomo e uma das partículas necessárias ao processo, o Mg tem papel importante sobre o metabolismo nitrogenado das plantas, sob deficiência deste ocorre uma diminuição no acúmulo de N proteico e incremento no de NNP, podendo atingir níveis tóxicos aos animais.

Da mesma forma, as relações Ca:Mg e K:Mg, notadamente a segunda, atuam sobre a absorção de Mg^{+2} . A faixa entre sete e dez na relação K:Mg, pode ser considerada normal, no entanto, relações superiores a 15 a deficiência de Mg passa a se manifestar. Deficiência de Mo também pode levar ao acúmulo de NNP nas plantas, já que este nutriente é um dos principais componentes da enzima redutase do nitrato (SANTOS, 2004).

Em animais ruminantes, o consumo excessivo de nitrato pode ser prejudicial, levando à morte, quando a quantidade ingerida for superior a capacidade que os microorganismos presentes no rúmen têm de converter o nitrito (NO_2^-), forma intermediária no processo de conversão em amônia (NH_4^+), com conseqüente excedente de nitrato (NO_3^-) no rúmen, o qual será absorvido pela corrente sanguínea, onde reage com a hemoglobina, transformando-a em metemoglobina, restringido o transporte de oxigênio aos tecidos (COLLINS; HANNAWAY, 2003).

Os mesmos autores consideram que o nível crítico de presença de nitrato na forragem consumida por ruminantes, seja de aproximadamente a 0,44% da MS, a partir deste limite certas precauções devem ser tomadas no uso das forragens, notadamente em animais gestantes. Acima de 1,5% de NO_3^- na MS a forragem passa a ser imprópria para o consumo de ruminantes.

Em seres humanos, a intoxicação por nitrato/nitrito, também atua no processo de oxigenação sanguínea, causando metaemoglobinemia, ou síndrome do "bebê azul", já que crianças com menos de 6 meses de idade são mais sensíveis; ademais, o acúmulo de nitrato pode ser carcinógeno (UNITED..., 2007).

Com relação à contaminação da água, embora não exista uma regulamentação específica para sua utilização por animais, a legislação brasileira por meio da Portaria nº. 518 de 2004, do Ministério da Saúde, e a Resolução nº. 20 de 1986, do CONAMA (BRASIL, 2004, 1986) determinam que a presença de nitrato na água destinada ao consumo humano é limitada em 10 mg/l, e o de nitrito em 1,0 mg/l, os mesmos padrões adotados pela United States Environmental Protection Agency (UNITED..., 2007).

A sintomatologia típica de intoxicação por nitrato/nitrito é: tremores musculares, andar desequilibrado, diarreia, micções frequentes, urina de coloração avermelhada, mucosas pálidas, emagrecimento, debilidade com o sangue assumindo coloração marrom. A evolução da intoxicação (anemia hemolítica) pode ocorrer de forma aguda ou subaguda, conforme a quantidade ingerida pelo animal (TOKARNIA et al., 2000).

Segundo Collins e Hannaway (2003), o quadro será revertido ao se interromper o fornecimento ou o acesso dos animais a forragem que apresente elevadas concentrações de nitrato. Alimentos ricos em energia, que estimulam a atividade microbiana no rúmen, minimizam a intoxicação. Como tratamento pode ser empregada solução de azul de metileno via intravenosa.

Papel do N sobre o efeito estufa global

Aumentos recentes nas concentrações de gases traços na atmosfera, devido à atividade antrópica, têm levado a um impacto no balanço de entrada e saída de radiação solar do planeta, tendendo ao aquecimento da superfície da terra (VULNERABILIDADE..., 1999). Os principais gases responsáveis pelo efeito estufa são: o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O), clorofluorcarbonos (CFCs) e ozônio (O_3), com contribuições relativas de 60%, 15%, 5%, 12% e 8%, respectivamente. Estes gases apresentam diferentes potenciais de contribuição sobre o aquecimento global, com valores de 1, 25 e 298 para o

CO₂, CH₄ e N₂O, respectivamente, com participações efetivas de 75%, 15% e 10% das emissões de gases (KLEIN et al., 2008). Estima-se que, se mantendo a taxa de emissão pelo próximo século, as temperaturas médias globais subirão 0,3 °C (± 0,2 °C a 0,5 °C) por década (COTTON; PIELKE, 1995), de modo que no ano 2100 o aquecimento global estaria compreendido na faixa de 1,0 °C a 3,5 °C. Corroboram neste sentido os resultados obtidos por Hastings et al. (2009), que apontam uma estreita relação entre os impactos da atividade antrópica sobre a deposição de óxidos nitrosos nas geleiras do hemisfério norte.

As principais fontes agropecuárias de gases de efeito estufa são o cultivo de arroz irrigado por inundação, a pecuária, dejetos animais, o uso agrícola dos solos e a queima de resíduos agrícolas. Cerca de 55% das emissões antrópicas de metano provêm da agricultura e pecuária juntas (INTERGOVERNAMENTAL..., 2007). Os solos agrícolas, pelo uso de fertilizantes nitrogenados, fixação biológica de nitrogênio, adição de dejetos animais, incorporação de resíduos culturais, entre outros fatores, são responsáveis por significantes emissões de óxido nitroso (N₂O), óxido de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO). Klein et al. (2008) citam que o CH₄ e o N₂O são os principais gases advindos da agricultura e pecuária, representado cerca de 40 e 90% das emissões globais destes gases, deste montante 20% do CH₄ e de 16% a 33% do N₂O, são gerados em sistemas pastoris; a mitigação de suas emissões são os principais desafios do setor na busca da sustentabilidade (STEINFELD et al., 2006).

Como já mencionado, as emissões de N₂O dos solos ocorrem principalmente como consequência da desnitrificação a partir de nitrogênio mineral (N). A desnitrificação consiste na redução microbiana do nitrato (NO₃) à formas intermediárias de N e então às formas gasosas (NO, N₂O e N₂) que são comumente perdidas para a atmosfera. Quando da redução do nitrato, a matéria orgânica é oxidada para a obtenção de energia pelos microrganismos. Enzimas específicas participam do processo e suas atividades podem ser bastante variáveis em função dos tipos de solos. A atividade potencial da redutase do óxido nitroso no solo é um dos fatores que controlam a emissão deste gás. A produção de N₂O está também sujeita às influências decorrentes do tipo de manejo a que os solos são submetidos.

Estima-se que as emissões antrópicas globais de óxido nitroso (N₂O) sejam de 3,7 a 7,7 Tg N/ano, média de 5,7 Tg N/ano. Utilizando dados da FAO, de 1999, e a metodologia do IPCC, as emissões diretas de N₂O a partir de solos agrícolas, são estimadas em 2,5 Tg N, as emissões de sistemas pastoris em 1,6 Tg de N, e as emissões indiretas resultantes de nitrogênio de origem agrícola na atmosfera e sistemas aquáticos em 1,9 Tg N (INTERGOVERNAMENTAL..., 2007).

Considerações finais

Dentre os nutrientes que atuam no sistema solo-planta-animal em pastagens o N, representa um importante componente abiótico passível de manipulação, e sua disponibilidade, tem sido apontada como uma das principais limitações e ferramenta de manejo no processo ontogênico das plantas forrageiras. Conhecer a sua dinâmica no sistema, identificar os pontos que possam limitar a eficiência em sua utilização, são necessários para garantir a sustentabilidade do sistema pastoril. Com base nas informações e resultados apresentados na literatura consultada, ficou evidente a importância da nutrição nitrogenada sobre as características morfogênicas de gramíneas e, por conseguinte, sobre as características estruturais da pastagem que por sua vez definem o seu índice de área folhar, e conseqüentemente a sua capacidade de converter a radiação fotossinteticamente ativa em forragem que será disponibilizada aos animais em pastejo. No entanto, interagem com a adequada oferta de N, outros fatores abióticos (p. e. água, luz, temperatura e radiação solar) e bióticos (p. e. sistema

de manejo da pastagem e do fertilizante, ocorrência de pragas) do meio que atuam sobre a eficiência de conversão deste nutriente em forragem, os quais devem ser mantidos em condições não limitantes para maximizar o uso deste insumo em sistemas pastoris, aspectos que são detalhados nesta revisão.

Referências

- ADUAN, R.E.; VILELA, M. de F.; REIS Jr.; F.B. dos. **O Ciclo global do nitrogênio**, 2003, 2p. Disponível em: <http://www.zoonews.com.br/artigos/artigo.php?idartigo=150_>. Acesso em: 04 ago. 2004.
- ALVIM, M.J.; BOTREL, M.A.; REZENDE, H.; XAVIER, D.F. Avaliação sob pastejo do potencial forrageiro de gramíneas do gênero *Cynodon*, sob dois níveis de nitrogênio e potássio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa-MG, v. 32, n. 1, p. 47-54, 2003.
- BELTRANO, J.; RONCO, M.G.; BARREIRO, R.; MONTALDI, E.R. Plant architecture of *Paspalum vaginatum* Schwartz modified by nitrate and ammonium nutrition. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 7, p. 1159-1166, 1999.
- BLOOM, A.J.; SUKRAPANNA, S.S.; WARNER, R.L. Root respiration associated with ammonium and nitrate absorption and assimilation by barley. **Plant Physiology**, Bethesda, v. 99, p. 1294-1301, 1992.
- BODDEY, R.M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R.M.; FERREIRA, E.; OLIVEIRA, O.C. de; REZENDE, C. de P.; CANTARUTTI, R.B.; PEREIRA, J.M.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 389-403, 2004.
- BODDEY, R.M.; RAO, I.M.; THOMAS, R.J. Nutrient cycling and environmental impact of *Brachiaria* pastures. In: MILES, J.W.; MAASS, B.L.; VALLE, C.B. do (Ed.). **Brachiaria: The Biology, Agronomy and Improvement**. Cali, Colombia: CIAT, 1996. p. 72-86. (CIAT Publication, 259).
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA N° 20, e 18 de junho de 1986. Classificação das Águas no Território Brasileiro. **Diário Oficial da União**, Brasília, 30 jan. 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em: 18 nov. 2004.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 518, de 25 de março de 2004, que aprova a norma de qualidade da água para consumo humano. Revoga a Portaria 1469 GM/MS de 29/12/2000. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 março 2004.
- BRENDEMEIER, C.; MUNDSTOCK, C.M. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 365-372, 2000.
- CAMPOS, F.P.; NUSSIO, C.M.B.; NUSSIO, L.G. **Métodos de análise de alimentos**. Piracicaba: FEALQ, 2004. 135 p.
- CANTARUTTI, R.B. **Dinâmica de nitrogênio em pastagens de *Brachiaria humidicola* em monocultivo e consorciada em *Desmodium ovalifolium* cv. Itabela no sul da Bahia**. 1996. 83 p. Tese (Doutorado em Ciência do solo) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG.
- CERRI, C.E.P.; COLEMAN, K.; JENKINDON, D.S.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.; CERRI, C.C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, n. 6, p. 1879-1887, 2003.
- COLLINS, M.; HANNAWAY, D.B. Forrage: related animal disorders. In: BARNES, R. F.; NELSON, C. J.; COLLINS, M.; MOORE, K. J. (Ed.). **Forages: an introduction to grassland agriculture**. 6th. ed. Iowa: Blackwell Publishing professional, 2003, v. 1. p. 415-441.
- CORSI, M.; NUSSIO, L.G. Manejo do capim elefante: correção e adubação do solo. In: SIMPÓSIO SOBRE O MANEJO DA PASTAGEM, 10, 1993, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1993. p. 87-115.
- COSTA, K.A.; OLIVEIRA, L.P. de; FAQUIN, V. Adubação nitrogenada para o gênero *Brachiaria* em solos do Cerrado. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2006. 60 p. (Embrapa Arroz e Feijão, Documentos, 192.).
- COSTA, N. de L. Adubação nitrogenada e consorciação de capim-elefante (*Pennisetum purpureum* cv. Cameroon) com leguminosas forrageiras tropicais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 30, n. 3, p. 401-408, 1995.

COSTA, N. de L.; GONÇALVES, C.A.; TOWNSEND, C.R. Avaliação agrônômica de *Panicum maximum* cv. Tobiata em consorciação com leguminosas forrageiras tropicais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, n. 3, p. 363-367, 1998.

COSTA, N. de L.; MAGALHÃES, J.A.; TOWNSEND, C.R.; PEREIRA, R.G. de A. **Reciclagem de nutrientes em pastagens. I. Nitrogênio**. Disponível em <<http://www.agronet.com.br/cgi-bin/agronews.pl?id=7583>> Acesso em: 22 ago. 2000.

COTTON, W.R.; PIELKE, R.A. **Human impacts on weather and climate**. New York: Cambridge University Press, 1995. 288 p.

CRUZ, P.; BOVAL, M. Effect of nitrogen on some morphogenetic traits of temperate and tropical perennial forage grasses. In: LEMAIRE, G.; HODGSON, J.; MORAES, A. de; CARVALHO, P.C. de F.; NABINGER, C. (Ed.) **Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology**. Wallingford, UK: CAB International, 2000. p. 151-168.

DE BONA, F.D. Nitrogênio e enxofre para gramínea forrageira: atributos do solo e aspectos metabólicos, nutricionais e produtivos da planta. 2008, 125 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

DÖBEREINE, J. Biological Nitrogen Fixation in the Tropics: Social and Economic Contributions. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v. 29, p. 771-774, 1997.

FERNANDES, M.S.; ROSSIELO, R.O.P. Mineral Nitrogen in Plant Physiology and Plant Nutrition. **Critical Reviews in Plant Sciences**, London, v. 14, n. 2, p. 111-118, 1995.

GARNIER, E.; GOBIN, O.; POORTER, H. Nitrogen Productivity Depends of Photosynthetic Nitrogen Use Efficiency and on Nitrogen Allocation Within the Plant. **Annals of Botany**, London, v. 76, p. 667-672, 1995.

GASTAL, F.; LEMAIRE, G. N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. **Journal of Experimental Botany**, London, v. 53, n. 370, p. 789-799, 2002.

GREENWOOD, D.J.; LEMAIRE, G.; GOSSE, G.; CRUZ, P.; DRAYCOTT, A.; NEETESON, J.J. Decline in percentage N of C₃ and C₄ crops with increasing plant mass. **Annals of Botany**, London, v. 66, p. 425-436, 1990.

HASTINGS, M.G.; JARVIS, J.C.; STEIG, E.J. Anthropogenic impacts on nitrogen isotopes of ice-core nitrate. **Science**, Washington, v. 324, p. 1288, jun. 2009.

HAYNES, R.J.; WILLIAMS, P.H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, New York, v. 49, p. 119-199, 1993.

HUMPHREYS, L.R. **Tropical pasture utilization**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. 206 p.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate change**. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/meet/meet.htm>>. Acesso em : 20 nov. 2007.

JARVIS, S.C. Nitrogen Management and Sustainability. In: CHERNEY, J.H.; CHERNEY, D.J.R. (Ed.) **Grass for Dairy Cattle**. Wallingford, UK: CAB International, 1998. p. 161-192.

JARVIS, S.C.; WILKINS, R.J.; PAIN, B.F. Opportunities for reducing the environmental impact of dairy farming managements: a system approach. **Grass and Forage Science**, Oxford, v. 51, p. 21-31, 1996.

JEUFFROY, M.H.; NEY, B.; OURRY A. Integrated physiological and agronomic modelling of N capture and use within the plant. **Journal of Experimental Botany**, London, v. 53, n. 370, p. 809-823, 2002.

JEUFFROY, M.H.; NEY, B.; OURRY, A. Integrated physiological and agronomic modelling of N capture and use within the plant. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, UK, v. 53, n. 370, p. 809-823, 2002.

KLEIN, C.A.M. de; PINARES-PATINO, C.; WAGHORN, G.C. Environmental Problems. Air: Greenhouse Gas Emissions.. In: Mc DOWELL, R.W. (Ed.). **Environmental Impacts of Pasture-based Farming**. Wallingford, UK: CAB International, 2008. p. 1-32.

LANYON, L.E. Does nitrogen cycle? Changes in the spatial dynamics of nitrogen with industrial nitrogen fixation. **Journal of Production Agriculture**, Madison, v. 8, n. 1, p. 70-78, 1995.

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.

- LEMAIRE, G.; GASTAL, E.; SALETTE, J. Analysis of the effect of nutrition on dry matter yield of a sward by reference to potential yield na optimum N content. INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 16, 1989, Nice, France. **Proceedings...** Versailles, France: Association Francaise pour la Production Fourragere, 1989. p. 179-180.
- LEMAIRE, G.; SALETTE, J. Relation entre la dynamique de ceoissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragèves. I: Estudos de l'effet du milieu. **Agronomie**, Paris, v. 4, p. 423-430, 1984.
- MAGALHÃES, J.V. **Absorção e translocação de nitrogênio por plantas de milho (*Zea mays*) submetidas a períodos crescentes de omissão de fósforo na solução nutritiva**. 1996. 76 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Unversidade Federal de Viçosa-MG.
- MARRIOTT, C. A.; HAYSTEAD, A. Nitrogen fixation and transfer. In: DAVIES, A.; BAKER, R. D.; GRANT, S. A.; LAIDLAW, A. S. (Ed.) **Sward measurement handbook**. 2.ed. London: British Grassland Society.Grassland Research Institute, 1993. p. 245-264.
- MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2. ed. New York: Academic Press, 1995. 874 p.
- MARTHA JÚNIOR, G.B. **Produção de forragem e transformações do nitrogênio do fertilizante em pastagem irrigada de capim Tanzânia**. 2003, 149 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- MARTHA JÚNIOR, G.B.; VILELA, L.; BARIONI, L.G.; SOUSA, D.M.G. de; BARCELLOS, A. de O. Manejo da adubação nitrogenada em pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 21., 2004, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2004. p. 155-215.
- MONTEIRO, F.A.; WERNER, J.C. Reciclagem de nutrientes nas pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE O MANEJO DA PASTAGEM, 14., 1997, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1997. p. 55-84.
- MORGANTE, P.G. **Fixação biológica e assimilação de nitrogênio**. Disponível em: < <http://quimica10.com.br/10/wp-content/uploads/2009/01/lcb311-fixacao-biologica-e-assimilacao-de-nitrogenio-esalq-usp.pdf> >. Acesso em: 16 jun. 2009.
- MYERS, R.J.K.; ROBBINS, G.B. Sustaining productive pastures in the tropics. 5. Maintaining productive sown grass pastures. **Tropical Grasslands**, Brisbane, v. 25, p. 104-110, 1991.
- NABINGER, C. Princípios da exploração intensiva de pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGENS, 13., 1996, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1997. p. 15-95.
- NHAMO, N. MURWIRA, H.K.; GILLER, K.E. The relationship between nitrogen mineralization patterns and quality indices of cattle manures from different smallholder farms in Zimbabwe. In: BATIONO, A. (Ed.). **Managing Nutrient Cycles to Sustain Soil Fertility in Sub-Saharan Africa**. Disponível em: <http://www.ciat.cgiar.org/tsbf_institute/managing_cycles/AfNet%20Ch21.pdf>. Acesso em: 20 out. 2004.
- PEARSON, C.J.; ISON, RL. **Agronomia de los Sistemas Pastoriles**. Buenos Aires: Hemisfério Sur, 1994. 157 p.
- REZENDE, C. de P.; CANTARUTTI, R.B.; BRAGA, J.M.; GOMIDE, J.A.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; TARRÉ, R.; MACEDO, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; GILLER, K.E.; BODDEY, R.M. Litter deposition and disappearance in Brachiaria pastures in the Atlantic Forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, n. 54, p. 99-112, 1999.
- SANTOS, P.M. Aspectos fisiológicos e metabólicos da nutrição nitrogenada de plantas forrageiras. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 21., 2004, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2004. p. 139-154
- SCHNYDER, H.; VISSER, R. Fluxes of Reserve-Derived and Currently Assimilated Carbon and Nitrogen in Perennial Regrass Recovering from Defoliation. The Regrowing Tiller and Its Component Functionally Distinct Zones. **Plant Physiology**, Bethesda, v. 119, p.1423-1435, 1999.
- SCHOLEFIELD, D.; LOCKYER, D.R.; WHITEHEAD, D.C.; TYSON, K.C. A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. **Plant and Soil**, Holanda, v. 132, p. 165-177, 1991.
- SERRÃO, E.A.S.; HOMMA, A.K.O. Basis for sustainability analysis of Amazon agriculture. In: NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Committee on Sustainable Agriculture in the Humid Tropics (Unidet States) Sustainable agriculture and the environment in the humid tropics**. Washington: National Academic Press, 1993. p. 265-351.
- SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE PRODUÇÃO ANIMAL EM PASTEJO, 1997, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 1997. p. 235-266.

SNIFFEN, C.J.; O'CONNOR, J.D.; VAN SOEST, P.J.; FOX, D.G.; RUSSELL, J.B. A net carbohydrate and protein system for evaluating cattle diets. II. Carbohydrate and protein availability. **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 70, p. 3562-3577, 1992.

SOLLENBERGER, L.E.; DUBEUX, J.C.B.; SANTOS, H.Q.; MATHEWS, B.W. Nutrient cycling in tropical pasture ecosystems. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 39., 2002, Recife, PE. **Anais...** Recife: SBZ, 2002. p. 151-179.

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V.; ROSALES, M.; HAAN, C. de. **Livestock's long shadow: environmental issues and options**. Rome: FAO, 2006. 390 p.

SUBBARAO, G.V.; NAKAHARA, K.; HURTADO, M.P.; ONO, H.; MORETA, D.E.; SALCEDO, A.F.; YOSHIASHI, A.T.; ISHIKAWA, T.; ISHITANI, M.; OHNISHI-KAMEYAMA, M.; YOSHIDA, M.; RONDON, M.; RAO, I.M.; LASCANO, C.E.; BERRY, W.L.; ITO, O. Evidence for biological nitrification inhibition in *Brachiaria* pastures. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 106, n. 41, p. 17302-17307, 2009.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. 4 ed. Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publishers, 2006. 764p.

TOKARNIA, C.N.; DÖBEREINER, J.; PEIXOTO, P.V. **Plantas tóxicas do Brasil**. Rio de Janeiro: Helianthus, 2000. 320 p.

TOWNSEND, C.R.; COSTA, N. de L.; MENDES, A.M.; PEREIRA, R. de G.A.; MAGALHÃES, J.A. Nutrientes limitantes em solo de pastagens degradadas de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu em Porto Velho-RO. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38., 2001, Piracicaba, SP. **Anais...** Piracicaba: SBZ, 2001.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION - EPA. **List of drinking water contaminants & MCLs: national primary drinking water regulations**. Disponível em: < <http://www.epa.gov/safewater/mcl.html> >. Acesso em: 20 nov. 2007.

VALENTIM, J.F.; ANDRADE, C.M.S. de. Tendências e perspectivas da pecuária bovina na Amazônia brasileira. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, Belém, v. 4, n. 8, p. 7-27, 2009.

VAN SOEST, P.J. **Nutritional ecology of the ruminant**. 2. ed. Ithaca: Cornell University Press, 1994. 475 p.

VAUGHN, K.C.; CAMPBELL, W.G. Immunogold Localization of Nitrate Redutase in Maize Leaves. **Plant Physiology**, Bethesda, v. 88, p. 1354-1357, 1988.

VICENTE-CHANDLER, J.; ABRUÑA, F.; CARO-COSTA, R.; FIGARELLA, J.; SILVA, S.; PEARSON, R. W. **Intensive grassland management the humid tropics of Puerto Rico**. Rio Piedras: University of Puerto Rico, 1974. 164 p. (University of Puerto Rico, Bulletin, 233).

VOLENEC, J.J.; OURRY, A. JOERN, BC. A Role for Nitrogen Reserves in Forage Regrowth and Stress Tolerance. **Physiology Plantarum**, Copenhagen, v. 97, p.185-193, 1996.

VULNERABILIDADE da agricultura brasileira à mudança climática global e opções de mitigação às emissões de gases de efeito estufa provenientes de atividades agrícolas. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 35p. Relatório Técnico.

WHITEHEAD, D.C. Nitrogen. In: WHITEHEAD, D.C. (Ed.) **Nutrient Elements in Grassland: soil-plant-animal relationships**. Wallingford, UK: CAB Internacional, 2000. p. 95-125.

WIETHOLTER, S. **Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto no sul do Brasil**. 2002. Disponível em: < <http://www.cnpt.embrapa.br/rolas/5curso2000/5curso.html> >. Acesso em: 16 ago. 2008.

Embrapa

Rondônia

Ministério da
Agricultura, Pecuária
e Abastecimento

