

- SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey oxisol cultivated pastures in the "Cerrado" region, Brazil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103, p. 357-63, 2004.
- SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, p. 155-76, 2002.
- SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. F.; ANDRIGUETI, M.; CAO, E. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, p. 1.829-36, 2009.
- STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V.; DE HAAN, C. **Livestock's long shadow: environmental issues and options.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006.
- TALINEAU, J. C.; BONZON, B.; FILLONNEAU, C.; HAINNAUX, G. Contribution à l'étude d'un agrosystème prairial dans le milieu tropical humide de la Côte d'Ivoire. 2. Analyse des données relatives à l'état de la matière organique. *Cahier Orstom, Série Pédologie*, 18, p. 29-48, 1980.
- TARRÉ, R. M.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; RESENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant and Soil*, 234, p. 15-26, 2001.
- THORNTON, P. K.; HERRERO, M. Potential for reduced methane and carbon dioxide emissions from livestock and pasture management in the tropics. *PNAS*, 107, p. 19.667-72, 2010.
- TRUJILLO, W.; FISHER, M. J.; LAL, R. Root dynamics of native savanna and introduced pastures in the Eastern Plains of Colombia. *Soil & Tillage Research*, 87, p. 28-38, 2006.
- TURENNE, J. F. Culture itinérante et jachère forestière en Guyane. Evolution de la matière organique. *Cahier Orstom, Série Pédologie*, 15, p. 449-61, 1977.

# Emissões de GEEs e amônia em sistemas pastoris: mitigação e boas práticas de manejo

Patrícia Perondi Anção Oliveira<sup>1</sup>,  
Paulo Henrique Mazza Rodrigues<sup>2</sup>, Mariana Azenha<sup>3</sup>,  
Amanda Prudêncio Lemes<sup>3</sup>,  
Leandro S. Sakamoto<sup>3</sup>, Rosana Ugger Corte<sup>3</sup>,  
Maria Fernanda Ferreira Menegucci Praes<sup>3</sup>

## 1. Introdução

O aquecimento global, acentuado por ações antrópicas de emissão de gases de efeito estufa (GEEs), tem como consequência as mudanças climáticas, que causam muitos transtornos ambientais para a humanidade. Por essa razão, as mudanças climáticas são uma das principais preocupações da população mundial na atualidade. As consequências mais evidentes são as calamidades climáticas, como as secas, inundações, furacões, tsunamis. Entretanto, não menos importantes são as relativas aos riscos à segurança alimentar, devido à inadequação dos fatores climáticos para

1. Pesquisadora da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP.

2. Professor da FMVZ/USP, campus de Pirassununga, SP.

3. Alunos de pós-graduação e pós-doutorado do convênio Capes/Embrapa.

a produção de alimentos em quantidade e qualidade para atender não só a população, mas também seus rebanhos.

Os principais GEEs relacionados à agropecuária são o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Oliveira et al., 2011). A presença de metano e óxido nitroso na atmosfera é muito menor do que a de  $\text{CO}_2$ , mas o conhecimento da emissão desses gases é muito importante, devido ao potencial de promoção do efeito estufa, 23 vezes maior para o metano e 296 vezes maior para o óxido nitroso em relação ao  $\text{CO}_2$  (Snyder et al., 2008).

No mundo, a queima de combustíveis fósseis é o maior contribuinte global de GEEs, principalmente  $\text{CO}_2$ , respondendo por mais de 60% de todas as emissões mundiais. Globalmente, a pecuária é responsável por 8 a 10,8% da emissão de GEEs (O'Mara, 2011). Tendo como base a análise do ciclo de vida (em que as emissões além da porteira são consideradas), a contribuição da pecuária está acima de 18% das emissões globais de GEEs (O'Mara, 2011).

No Brasil, segundo informações apresentadas nas Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa (MCTI, 2014), as emissões totais de gases de efeito estufa brasileiras foram de 1.203.424 Gg de  $\text{CO}_2\text{eq.}$ , sendo 446.445 Gg de  $\text{CO}_2\text{eq.}$  (cerca de 37%) relativas ao setor agropecuária e 175.685 Gg de  $\text{CO}_2\text{eq.}$  (cerca de 15%) relativas ao setor mudanças do uso da terra e floresta. As contribuições dos subsetores para a emissão do setor agropecuário em 2012 foram: 55,9% para a fermentação entérica, 35,9% para a emissão dos solos agrícolas, 4,8% para o manejo de dejetos animais, 1,9% para a cultura do arroz e 1,5% para a queima do algodão (MCTI, 2014).

Na Figura 1, podem-se conhecer as emissões brasileiras de GEEs ( $\text{CO}_2\text{-eq.}$ ) de 1990 até 2012. Neste período houve decréscimo na porcentagem de participação da mudança do uso da terra no total de emissões e, como consequência, a agricultura e a pecuária tornaram-se proporcionalmente os maiores emissores brasileiros de GEEs, mesmo tendo aumentado muito pouco a emissão absoluta. O setor de energia apresentou praticamente a mesma emissão que o setor agropecuário, cerca de 37% das emissões totais estimadas. Tal aumento é atribuído à necessidade de uso de combustíveis fósseis para a geração de energia.

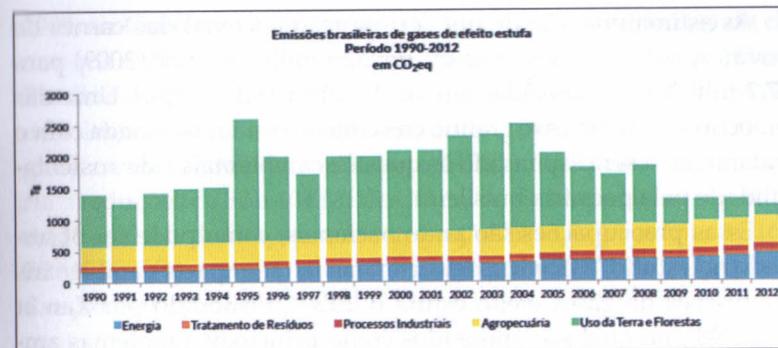


Figura 1. Emissões de gases de efeito estufa no Brasil em  $\text{CO}_2\text{eq.}$  entre 1990 e 2012. Tg = milhões de toneladas (MCTI, 2014).

O agronegócio é importante para a economia brasileira e vem consistentemente respondendo por parcela importante desse segmento. Em 2013, a agropecuária respondia por 22,54% do PIB brasileiro e a pecuária, por 6,87% (Cepea/USP, 2015). Trata-se de um setor importante para a estabilidade financeira e social do país, que está presente em todos os municípios do Brasil (IBGE, 2010).

Oliveira et al. (2014) ressaltam pontos positivos da pecuária, como o fato de o rebanho pecuário brasileiro, em especial os ruminantes, ser basicamente alimentado em seu ambiente natural, garantindo grande conforto aos animais, que não ficam contidos em confinamentos, sendo sua principal fonte de alimento as pastagens (IBGE, 2010), muitas vezes nativas, preservando a biodiversidade. Dos 851,58 milhões de ha de terras brasileiras, 158,75 milhões de ha são ocupados por pastagens, representando 18,64% do território nacional e 58,11% da área dos estabelecimentos rurais do país (IBGE, 2010). Segundo Oliveira et al. (2015), boa parte da evolução do setor pecuário brasileiro se deve às melhorias ocorridas nas pastagens, sendo que nas últimas quatro décadas houve um avanço muito grande na forma como elas são tratadas dentro dos sistemas de produção. Alguns exemplos dos avanços ocorridos foram a adoção de pastagens cultivadas, a melhoria das pastagens nativas, o aumento da lotação animal e o ganho incremental na produtividade devido à melhoria da qualidade das pastagens.

As estimativas são de que a produção nacional das carnes de bovinos, suínos e aves passará de 24,6 milhões (2008/2009) para 37,2 milhões de toneladas em 2018/2019 (AGE/Mapa). Uma das preocupações com esse grande crescimento está relacionada com o tratamento a ser dispensado às questões ambientais e de sustentabilidade pela pecuária brasileira.

Essas preocupações são tanto nacionais, como pode ser observado no estudo "Pecuária de corte brasileira: impactos ambientais e emissões de gases efeito estufa (GEEs)", elaborado por Zen et al. (2008), no qual são apontados como principais problemas ambientais da pecuária: a degradação dos sistemas ambientais, a degradação do solo, a emissão de GEEs e a poluição de recursos hídricos, quanto internacionais, especialmente explicitada no artigo "Livestock's Long Shadow: environmental issues and options", publicado pela FAO em 2006. Internacionalmente, o tema continua em evidência, como pode ser visto no artigo "Ruminants, climate change and climate policy", recentemente publicado por Ripple et al. (2014), em que são realizadas as estimativas das emissões futuras de GEEs frente ao crescimento do rebanho mundial.

Essas questões somente podem ser resolvidas por meio da adoção de sistemas de produção que levem em conta a sustentabilidade da agropecuária, que pode ser definida como um modelo de produção diretamente relacionado ao desenvolvimento econômico e material sem agredir o ambiente, usando os recursos naturais de forma inteligente. Esse conceito baseia-se em três dimensões: econômica, social e ambiental (Glossário da rede de pesquisa Pecos, 2015). O equilíbrio entre essas três dimensões na busca pela sustentabilidade somente é possível com conhecimento técnico e econômico abrangente dos sistemas de produção, envolvendo questões multidisciplinares, considerando os quatro compartimentos dos sistemas de produção: solo-planta-animal e atmosfera. Nas questões de emissão de GEEs, torna-se primordial a aplicação de conhecimentos técnicos tanto para a mitigação das emissões de GEEs quanto para a melhoria do balanço de carbono (C) dentro dos sistemas de produção.

Por fim, a adoção de sistemas sustentáveis de produção pecuária é fundamental para atender os compromissos assumidos em

2009, na Conferência das Partes (COP-15), sobre mudanças do clima, que ocorreu em Copenhague, na Dinamarca. Nessa ocasião, o Brasil se destacou com avançadas propostas voluntárias de "ações de mitigação nacionalmente adequadas" (Namas, da sigla em inglês), com as seguintes metas para 2020, para o setor "agropecuária": reduções de 83 a 104 Mt de CO<sub>2</sub>eq. com recuperação de pastos, de 18 a 22 Mt de CO<sub>2</sub>eq. com integração lavoura-pecuária, de 16 a 20 Mt de CO<sub>2</sub>eq. com plantio direto e de 16 a 20 Mt de CO<sub>2</sub>eq. com fixação biológica de N.

## 2. Principais gases de efeito estufa, a amônia e o potencial de mitigação

A atividade pecuária produz gases de efeito estufa na forma de metano (CH<sub>4</sub>), oriundo da fermentação entérica dos ruminantes, e de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), devido ao uso de fertilizantes nitrogenados e de ambos os gases, a partir do manejo de dejetos e da deposição de dejetos sobre as pastagens (O'Mara, 2012). Em menor proporção, também existe a emissão de CO<sub>2</sub> devido ao uso de combustíveis fósseis e de energia (O'Mara, 2012). Em sistemas pastoris, a emissão de CO<sub>2</sub> deve ser observada com atenção, pois o processo de degradação das pastagens devido ao consumo da matéria orgânica existente no solo potencializa esse tipo de emissão de GEEs.

Toda emissão de GEEs e amônia ocorrida nos sistemas de produção agropecuários representam perdas na ciclagem de nutrientes, prejudicando a eficiência técnica dos sistemas de produção e causando prejuízos ambientais e econômicos.

A amônia (NH<sub>3</sub>), apesar de não ser considerada um gás de efeito estufa, tem causado preocupação, pelo aumento dos rebanhos de animais e do uso de fertilizantes nitrogenados e por poder originar óxidos de nitrogênio (N) na atmosfera, uma vez que ela pode ser considerada fonte e sorvedouro do NO<sub>x</sub> atmosférico, dependendo das condições da atmosfera. Incertezas quanto à cinética e distribuição espacial de O<sub>3</sub> e NO<sub>x</sub> conduzem a uma estimativa de que cerca de 10% do NO<sub>x</sub> atmosférico tem como fonte a oxidação da amônia (Felix & Cardoso, 2004).

A estimativa das fontes e dos depósitos de  $\text{NH}_3$  atmosférica apontam para um total de 132 Tg de  $\text{NH}_3$ , sendo que 32 Tg são atribuídas aos resíduos de animais e 19 Tg, ao solo (Felix & Cardoso, 2004). Na pecuária, a amônia é gerada pelo processo de volatilização, e trata-se de uma perda muito importante advinda do uso dos fertilizantes nitrogenados em pastagem (especialmente a ureia) e da emissão dos dejetos animais, que causa prejuízos econômicos e ambientais.

Segundo Felix e Cardoso (2004), antes da produção massificada de fertilizantes, na natureza havia um balanço representado por um equilíbrio químico dinâmico entre os compostos de N e  $\text{N}_2$  atmosférico molecular não reativo. Atualmente, com o aumento excessivo do uso de fertilizantes nitrogenados e a produção de energia, o balanço foi quebrado, favorecendo a formação de N reativo. As consequências desse desequilíbrio ainda estão longe de serem entendidas pela comunidade científica. Porém, as previsões sugerem consequências ambientais desastrosas, inclusive mudanças na biodiversidade das espécies. Possivelmente, em futuro próximo, o ciclo do N e seu desequilíbrio serão motivo de embates ambientais, tal como hoje é o ciclo do C, afetado pela emissão de  $\text{CO}_2$ , cuja consequência ambiental é o efeito estufa (Felix & Cardoso, 2004).

Com relação à emissão de  $\text{CO}_2$  e sua interface com a pecuária em sistemas pastoris, ênfase deve ser dada à relação entre os ciclos de N e C, ao manejo das pastagens, em especial aos processos de degradação e recuperação. O manejo inadequado das pastagens contribui para a emissão de GEEs, especialmente pela exaustão da matéria orgânica do solo durante o processo de degradação (Lal, 2001). Dependendo do manejo, essas áreas de pastagem podem se tornar tanto fonte como dreno de GEEs para a atmosfera (Leite et al., 2010).

Piñeiro et al. (2006) realizaram uma simulação com o modelo Century dos efeitos do uso das áreas dos pampas (campos nativos sob manejo extensivo, sem o uso de fertilizantes) para pastejo durante um período de 370 anos e observaram forte ligação entre os ciclos do N e do C e que, sem reposição de nutrientes, o balanço de N (diferença entre as entradas e as perdas de N) na região apontou para uma perda de 61,7 Tg, atribuída aos processos de volatiliza-

ção e lixiviação pelas fezes e urina. Oliveira et al. (2014) enfatizam o fato de os animais se alimentarem das pastagens e disporem seus dejetos de forma errática, fato que potencializa as perdas de nutrientes. Como consequência da perda de N, Piñeiro et al. (2006) estimaram perda de carbono de 1,5 Pg de C para toda a região dos pampas. Nesse caso, as pastagens tornaram-se fonte de emissão de GEEs.

Em outras situações, as pastagens, quando adubadas e manejadas corretamente, funcionam como dreno de GEEs da atmosfera, pois, como possuem o potencial fotossintético aumentado, consomem mais  $\text{CO}_2$ , produzem mais biomassa e, como consequência, têm a capacidade de depositar mais matéria orgânica nos ecossistemas das pastagens (mais material morto, *litter*, raízes que vão constituir a matéria orgânica do solo). Esse ciclo é virtuoso, pois os benefícios secundários do aumento da matéria orgânica do solo (maior retenção de água, maior disponibilidade de nutrientes, maior exploração de área de solo pelo aumento do sistema radicular) promovem aumento de produção da forragem, possibilitando maior acúmulo de carbono nos sistemas pastoris (Oliveira et al., 2007; Segnini et al., 2007; Primavesi, 2007).

As pesquisas demonstram que, com o adequado gerenciamento do N na agricultura, cada unidade de N fixado no solo em forma orgânica e estável (húmus) possibilita a fixação ou sequestro de cerca de dez unidades de C no solo, mas consideram que os adubos nitrogenados produzem GEEs desde o seu processo de síntese. A fixação biológica de N é vista cada vez mais como a fonte de N que oferece as melhores perspectivas e por isso deve ser otimizada (Urquiaga et al., 2010).

A emissão de óxidos de nitrogênio representa uma perda de N para a atmosfera durante os processos de ciclagem de nitrogênio dos ecossistemas, como os de produção de ruminantes baseados em pastagens. Os óxidos de nitrogênio são produto das reações de nitrificação e desnitrificação que ocorrem nos solos. O primeiro processo produz mais NO e o segundo predomina na produção de  $\text{N}_2\text{O}$  (Alves et al., 2012). A desnitrificação ocorre na presença de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), em condições de restrição de  $\text{O}_2$ , condição presente em solos com baixa aeração (compactados ou mal drenados) e na

presença de resíduos contendo C orgânico, que funcionam como uma fonte redutora (Alves et al., 2012).

Segundo Primavesi et al. (2012), a emissão de metano entérico pela pecuária se dá pelo processo digestório dos animais ruminantes, pois a fermentação dos alimentos ingeridos por esses animais ocorre pela ação da população microbiana ruminal, que converte carboidratos estruturais (fibra) em ácidos graxos de cadeia curta, principalmente ácido acético, propiônico e butírico, liberando calor pela superfície corporal e produzindo  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ . Esse fato tem relação direta com a eficiência fermentativa ruminal. Primavesi et al. (2012), compilando trabalhos da literatura, concluíram que a emissão de  $\text{CH}_4$  corresponde a perdas de 5 a 8%, de acordo com o trabalho clássico de Blaxter e Clapperton (1965), e de 2 a 12%, conforme trabalho de Johnson e Johnson (1995), sendo que o IPCC estima uma média de 6% (IPCC et al., 1997).

Na pecuária, muita ênfase tem sido dada à emissão de metano entérico pelos ruminantes, com diversas inserções nos diferentes meios de comunicação a respeito do tema e de campanhas para diminuição do consumo de carne e produtos derivados de ruminantes em prol da melhoria das questões relativas às mudanças climáticas. A proposta apresentada por Ripple et al. (2014) é um exemplo desse fenômeno.

Apesar da concordância com relação à necessidade de ações para diminuir a emissão de  $\text{CH}_4$  na agropecuária, esse não é o ponto que deveria estar sendo priorizado, porque o grande potencial para mitigação das emissões de GEEs encontra-se no processo de sequestro de C. O potencial de mitigação das emissões de GEEs em escala global para a agricultura até 2030 foi avaliado no "IPCC Fourth Assessment Report" (Smith et al., 2007, citado por O'Mara, 2011) e mostrou um potencial técnico de mitigação da ordem de 5.500 a 6 milhões de toneladas  $\text{CO}_2$ -eq./ano até 2030, comparado a uma emissão projetada para o mesmo ano de 8.200 milhões de toneladas  $\text{CO}_2$ -eq./ano. A maior parte desse valor está relacionada ao sequestro de C do solo, que teve contribuição estimada de 89% do potencial técnico de mitigação. Este potencial para o  $\text{CH}_4$  proveniente da fermentação entérica, manejo de dejetos e manejo das culturas de arroz foi somente de 9% do total, ou aproximadamente

de 500 milhões de toneladas de  $\text{CO}_2$ -eq./ano. Menos da metade disso foi relativo à fermentação entérica.

Para entender como o sequestro de C pode contribuir para as questões da dinâmica de GEEs, é necessário entender o conceito de balanço de carbono. Segundo Oliveira (2015), para a avaliação da dinâmica de GEEs nos sistemas de produção, torna-se necessário considerar o balanço de C, que é a contabilidade entre as entradas (acúmulo de C) e saídas de GEEs (emissão de óxido nitroso e metano) dos sistemas de produção em determinado período de tempo, expresso em equivalente  $\text{CO}_2$ . Existe grande dificuldade nas mensurações do fluxo de  $\text{CO}_2$ , por envolverem vários processos, como a emissão do solo, a fotossíntese e a respiração das plantas e dos microrganismos do solo. Essa questão foi resolvida, considerando-se para os cálculos de balanço de C somente o acúmulo de C nos solos, que é definido como aquilo que sobra entre as emissões e retenções de  $\text{CO}_2$  nos sistemas de produção. Se o balanço de C é positivo, subentende-se que o sistema é benéfico ao meio ambiente, pois está havendo maior retenção do que emissão de GEEs; se o balanço é negativo, há maior emissão do que retenção dos GEEs nos sistemas de produção (Oliveira, 2015).

Para a agropecuária, o desejável seria a existência e a adoção em massa de sistemas de produção que possuíssem balanço de carbono positivo, para melhoria das questões ambientais, econômicas e de eficiência de produção.

### 3. Emissão de metano e formas de mitigação em sistemas pastoris

O setor agropecuário contribui com 37% das emissões de GEEs no Brasil. Das emissões relativas ao setor agropecuária, 62% são de  $\text{CH}_4$ . Em 2012, as contribuições dos subsetores relativos à pecuária para a emissão de metano do setor agropecuário foram: 55,9% para a fermentação entérica e 4,8% para o manejo de dejetos animais (MCTI, 2014).

Segundo Berndt et al. (2014), no Brasil, rebanhos bovinos representam 83,9% do rebanho nacional (dos quais 89% são bovinos de corte e 11%, bovinos leiteiros). A emissão de metano entérico, que

é resultado de um processo natural e intrínseco aos ruminantes, aumenta com o crescimento do rebanho nacional. O Primeiro Inventário das Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (MCT, 2004) estimou que as emissões totais de metano entérico foram de 184,8 Gg de CO<sub>2</sub>-eq./ano, enquanto o Segundo Inventário Brasileiro das Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (MCT, 2010) indicou emissões de metano entérico de 241,227 Gg de CO<sub>2</sub>-eq./ano. Por sua vez, o Relatório das Estimativas Anuais de Gases de Efeito no Brasil (MCTI, 2013) apresentou emissões de metano entérico da ordem de 246,569 Gg de CO<sub>2</sub>-eq./ano em 2010. As três publicações estimaram rebanhos de 158.243.229, 207.156.696, 209.541.109 animais, respectivamente. Em 2010, a espécie bovina contribuiu com 96,8% das emissões de metano por fermentação entérica, sendo apenas de 3,2% a emissão de outras espécies animais.

Segundo revisão apresentada por Berndt et al. (2014), a produção de metano depende da quantidade e da qualidade do alimento digerido (Usepa, 1990), do tipo de animal, da quantidade e do grau de digestibilidade da massa digerida (MCT, 2006), assim como das várias modalidades e condições dos sistemas de criação dos animais. De forma geral, os bovinos produzem de 150 a 420 litros de CH<sub>4</sub> por dia, enquanto os ovinos emitem de 25 a 55 L/dia (Holter e Young, 1992; McAllister et al., 1996), o que corresponde a fatores de emissão anuais de 39,1 a 109,5 kg e de 6,5 a 14,4 kg/ano, respectivamente.

Estudos realizados no Brasil demonstram o efeito da melhoria da digestibilidade da dieta de ruminantes, favorecendo a ingestão alimentar, o ganho de peso e a diluição das emissões de CH<sub>4</sub> por unidade de produto. A ausência de estratégias de aprimoramento de manejo resulta em um fator médio de emissão de 57 kg CH<sub>4</sub>/animal bovino por ano. Os fatores de emissão sugeridos pelo IPCC (2006) para a América Latina são 63 kg CH<sub>4</sub>/animal por ano para vacas de leite e 56 kg CH<sub>4</sub>/animal por ano para outros bovinos, valores próximos dos encontrados em pesquisas no Brasil para essas mesmas espécies animais (Berndt et al., 2014). Por outro lado, esses autores enfatizam que a interferência direta no rúmen, a redução da população de microrganismos metanogênicos e o maior desempenho animal resultam em um fator médio de emissão para bovinos

de corte de 37,7 kg CH<sub>4</sub>/animal por ano, um valor 34,8% menor do que a média dos animais produzidos sem estratégias de mitigação (57 kg CH<sub>4</sub>/animal por ano). Esses resultados indicam que há um grande potencial de mitigação das emissões de CH<sub>4</sub> sob as condições de produção de bovinos no Brasil (Berndt & Tomkins, 2013).

Segundo Berndt et al. (2013), as principais estratégias para reduzir a emissão de GEEs abrangem: melhoraria dos índices produtivos e reprodutivos (redução da idade do abate, do primeiro parto e do intervalo entre partos); redução da quantidade de animais de reposição; aumento da longevidade das matrizes; aumento do mérito genético dos animais e das forragens; seleção de animais com melhor CAR (consumo alimentar residual); otimização da formulação de dietas; uso de aditivos e suplementos; melhoria da eficiência de conversão de alimentos; otimização da oferta de água de qualidade; melhoria do manejo dos animais e das pastagens; aprimoramento da sanidade animal (controle de parasitas, doenças e vacinas); busca do bem-estar animal (Boadi et al., 2004; Hegarty et al., 2007; Beauchemin et al., 2008; Perdok & Newbold, 2009; Berndt, 2010; Smith et al., 2011). Em termos de manejo nutricional e manipulação do rúmen, três estratégias específicas podem ser consideradas: redução da produção de H<sub>2</sub>, busca por drenos alternativos para o H<sub>2</sub> já produzido na fermentação entérica e redução das populações de microrganismos metanogênicos – Archaea (Joblin, 1999). Grainger e Beauchemin (2011) elaboraram uma revisão sobre estratégias nutricionais e de manejo para reduzir o metano entérico e avaliar os potenciais efeitos sobre a produção animal. Essas estratégias incluem o manejo intensivo de pastagens, o uso de grãos e alimentos concentrados, o processamento e a conservação de forragens para reduzir o tamanho de partículas e aumentar a digestibilidade, aumentar o uso de leguminosas explorando a presença de taninos, saponinas, compostos secundários, óleos essenciais, adição de óleos e gorduras saturadas e insaturadas.

Em pastagens tropicais no município de Campos dos Goytacazes, RJ, Fonte et al. (2011), testaram a suplementação energético-proteica com concentrado (60% de milho, 30% de farelo de trigo e 10% de farelo de soja) em adição à suplementação mineral, como forma de melhoria dos índices zootécnicos e diminuição da emis-

são de metano de bovinos de corte Brangus x Zebu em pastagens de *Panicum maximum* cv. Mombaça, com oferta de biomassa de folhas verdes (BFV) ao redor de 5% do peso vivo (PV), argumentando que o uso de alimentos concentrados suplementares eleva a produção de propionato, com impacto direto sobre a emissão de CH<sub>4</sub> e possibilita o abate precoce dos animais, o que reduz as emissões totais de CH<sub>4</sub> durante a vida do animal e por kg de carne produzida. Os animais suplementados com concentrado tiveram maiores consumos diários de matéria seca (MS) e de energia líquida de manutenção (ELm) ( $P < 0,05$ ) do que os não suplementados, o que resultou em maior ganho diário de peso ( $P < 0,05$ ) dos primeiros. Os animais suplementados e não suplementados não diferiram ( $P > 0,05$ ) quanto à produção diária de CH<sub>4</sub>. Entretanto, os animais suplementados emitiram menos CH<sub>4</sub> ( $P < 0,05$ ) por kg de MS, por Mcal de ELm ingeridos e por kg de peso ganho do que os não suplementados. Concluiu-se que a suplementação reduz efetivamente as emissões de metano. Os resultados mostraram que a suplementação com alimentos concentrados a pasto constitui estratégia efetiva para reduzir as emissões de metano por kg de peso ganho e por unidade de energia ingerida e as emissões totais durante o ciclo de vida dos bovinos de corte (Tabela 1).

**Tabela 1.** Médias, erros-padrão e nível de significância para consumo total de MS (concentrado + forragem), consumo diário estimado de energia líquida de manutenção (ELm), ganho de peso diário (GPV), produção diária de CH<sub>4</sub>, produção anual de CH<sub>4</sub>, produção de CH<sub>4</sub> por Mcal de ELm ingerida e produção de CH<sub>4</sub> por kg de ganho de bovinos de corte suplementados ou não.

Variável	Suplementação energético-proteica + mineral	Somente suplementação mineral	Pr > F
Consumo total de MS (kg/dia)	5,47±0,16	4,02 ± 0,17	< 0,0001
Consumo diário de ELm (Mcal/kg)	7,20 ± 0,20	4,16 ± 0,20	< 0,0001
Ganho de peso diário (kg/dia)	0,56 ± 0,03	0,20 ± 0,03	< 0,0001
Produção diária de CH <sub>4</sub> (g/dia)	116,8 ± 4,70	112,74 ± 4,59	0,5437
Produção anual de metano (kg)	42,63 ± 1,71	41,15 ± 1,67	0,5437
Produção de CH <sub>4</sub> por Mcal de ELm (g)	16,31 ± 1,35	28,48 ± 1,32	< 0,0001
Produção de CH <sub>4</sub> por kg de ganho (g)	217,31 ± 94,48	710,05 ± 99,60	0,0023

Fonte: Fontes et al. (2011).

O manejo adequado das pastagens tropicais, além de possibilitar o acabamento de animais a pasto sem a necessidade de uso de confinamento, ainda pode contribuir com as questões ambientais (Oliveira et al., 2014). No bioma Mata Atlântica, Sakamoto et al. (2015, dados não publicados) avaliaram a emissão de metano entérico por machos nelores em recria-engorda em sistemas de produção pastoris com diferentes graus de intensificação (DEG = pastagens de *Brachiaria* degradada; IAL = sistema intensivo de produção de bovinos de corte em pastagens de *Panicum maximum* irrigadas com alta lotação animal e adubação com ureia na dose de 600 kg/ha de N; SAL = sistema intensivo de produção de bovinos de corte em pastagens de sequeiro de *Panicum maximum* com alta lotação animal e adubação com ureia na dose de 400 kg/ha de N; SBL = sistema intensivo de produção de bovinos de corte em pastagens de *Brachiaria* recuperadas e média lotação animal e adubação com ureia na dose de 200 kg/ha de N) e encontraram valores de emissão de metano entérico por kg de ganho de peso vivo médio diário variando entre 433,41 até 461,92 g CH<sub>4</sub>/kg PV no primeiro ano e de 274,55 até 472,15 no segundo ano, sendo neste ano o menor valor do sistema pastoril IAL e o menor valor referente ao sistema pastoril DEG. O melhor manejo da pastagem proporcionou queda na emissão de metano entérico compatível com o sistema que recebeu suplementação energético-proteica com grãos (Flores et al., 2011).

No bioma Pampa, em campos nativos, contendo pastagens de boa qualidade de clima temperado, Genro et al. (2013), avaliaram três graus de intensificação de pastagens com oferta de forragem de 12 kg de matéria seca para cada 100 kg de peso vivo (12% PV): campo nativo (CN), campo nativo melhorado por fertilização (CNA) e campo nativo melhorado por fertilização mais introdução por sobressemeadura (CNM) das espécies hibernais exóticas: azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) + trevo vermelho (*Trifolium pratense* L.), e observaram que, dos três níveis de intensificação estudados, apenas o campo nativo fertilizado e com introdução de azevém e trevo-vermelho tem potencial para abate dos animais de dois anos. A lotação animal foi de 1,44, 1,28 e 0,97 UA/ha para o CNM estatisticamente igual ao CNA e diferente do CN, respectivamente. A produção de peso vivo por hectare (GPV/ha) apresentou diferença

significativa ( $p < 0,05$ ), sendo que o CNM teve um GPV de 767 kg/ha, devido à maior produção de forragem resultante da fertilização e da sobressemeadura de espécies hibernais. Usando a ferramenta de fertilização (CNA), foi possível produzir 527 kg/ha, e o campo nativo (CN) produziu 271 kg/ha – apesar de baixo, 74% maior do que a média de produção de PV no Rio Grande do Sul, que é de 70 kg PV/ha/ano. Não foi observada diferença na emissão média de metano por animal por ano, sendo os valores médios de 31,60, 42,87 e 46,33 kg CH<sub>4</sub>/animal/ano para os tratamentos CNA, CNM e CN, respectivamente. Mas pode-se inferir que a emissão de metano por kg de PV/ha.ano foi menor para os sistemas mais intensificados, visto que a emissão de metano em função do peso vivo foi de 85,7 g CH<sub>4</sub>/kg PV para o CNM, 76,7 para o CNA e 165 para o CN.

Esses experimentos, realizados em condições brasileiras, corroboram a questão da variação da emissão de metano entérica, em função da qualidade da forragem, pois as pastagens de clima temperado apresentaram uma emissão de metano relativa (g de metano por kg de ganho de peso vivo) bem menor do que as de clima tropical, em função da qualidade da forragem, da presença de leguminosas nos campos nativos e da oferta de forragem, que foi de 12% no experimento do bioma Pampa e ao redor de 5% nos experimentos do bioma Mata Atlântica.

Com a finalidade de avaliar a relação entre a eficiência alimentar expressa pelo consumo alimentar residual (CAR) e a produção de metano, Mercadante et al. (2012), avaliaram a emissão diária de metano entérico em bovinos Nelore com um ano de idade, previamente avaliados para o CAR, e locados em dois grupos distintos. Observaram que, apesar de não apresentarem diferença na emissão diária de metano, os animais mais eficientes (baixo CAR) emitiram menos CH<sub>4</sub> por kg de ganho de peso do que os animais menos eficientes (alto CAR). Já Caliman et al. (2012), para a fase pós-desmama, não conseguiram estabelecer uma relação entre o CAR e a emissão de metano entérico.

O rúmen é um ambiente muito estável, tamponado, que vem evoluindo juntamente com as espécies ruminantes, tornando a mudança em seu padrão de funcionamento uma ação bastante complexa.

Segundo Carvalho, et al. (2011), a produção e perda de metano no rúmen estão relacionadas com a necessidade de drenar o H<sub>2</sub> no rúmen. A redução da emissão do metano entérico pelos ruminantes requer uma rota alternativa para o H<sub>2</sub>, evitando seu acúmulo no rúmen. As fontes de lipídeo podem reduzir as bactérias metanogênicas e os protozoários no rúmen, pelo seu efeito tóxico e também por atuarem como dreno de H<sub>2</sub>, devido ao processo de bioidrogenação. Carvalho et al. (2011) não encontraram efeito sobre a redução da emissão de metano quando adicionaram (1% do PV) óleo de palma, óleo de linhaça, gordura *by pass* e óleo de soja à dieta de bois nelores pastejando *Brachiaria brizantha* cv. Xaraes.

Na busca por estratégias para diminuir as perdas nutricionais por metano entérico, Solórzano et al. (2012) avaliaram a inclusão de diferentes concentrados a dietas de silagem de milho para vacas leiteiras. Nem a adição de 15% de grão de soja, uma fonte lipídica vegetal que contém alta porcentagem de ácidos graxos insaturados, o que pode colaborar para a diminuição da metanogênese, nem a adição de 15% de polpa cítrica, uma fonte rica em pectina, que pode contribuir para o aumento da produção de metano, porque possui padrão fermentativo similar ao das forragens e provoca o aumento da produção de ácido acético no rúmen, influenciaram a emissão de metano entérico das vacas.

Lemes et al. (2015, dados não publicados) avaliaram a emissão de metano em função de raças e tipo de pastagens no bioma Mata Atlântica e não observaram diferença na emissão de metano de animais manejados em sistemas intensivamente sob irrigação e em pastagens extensivas, mas observaram que animais da raça Kiwi (jersolando) emitiram menos metano, 267,5 g/vaca.dia, do que vacas holandesas, 306,25 g/vaca.dia, devendo ser avaliada a emissão de metano por litro de leite, de forma a verificar se a raça poderia se tratar de uma estratégia para a mitigação da emissão de metano.

Apesar de muito importante, porque aumentam a eficiência dos rebanhos, as formas de mitigação para a emissão de metano parecem restritas quando se consideram somente as alternativas nutricionais individuais, devido às dificuldades de alterar o ambiente ruminal e ao valor restrito de atuação dessa estratégia de mitigação (a amplitude de atuação seria de 2 a 12%, que são os valores relati-

vos às perdas de metano entérico). As estratégias mais abrangentes e impactantes para diminuir a emissão de metano entérico mostraram-se mais relacionadas aos índices zootécnicos ligados à produtividade e à eficiência dos sistemas de produção (maximização simultânea dos ganhos por animal e por área), como consequência da oferta de forragem em quantidade e qualidade por unidade de área, de modo que, com o mesmo rebanho, fosse possível atender a demanda crescente por alimentos. Estratégias nesse sentido trazem diminuição na emissão relativa de metano por kg de produto animal produzido. Os efeitos secundários da busca pela eficiência no uso dos recursos naturais nos sistemas produtivos trazem benefícios, além da redução da emissão de metano entérico, como a redução da emissão de amônia, de óxido nitroso e aumento do acúmulo de C no solo dos sistemas de produção pastoris.

#### 4. Emissão de amônia e formas de mitigação em sistemas pastoris

Grandes quantidades de amônia são volatilizadas para a atmosfera e o principal emissor é o setor agrícola, sendo os excrementos animais da pecuária e o uso de fertilizantes os mais importantes emissores (Whitehead, 2012). Em pastagens tropicais, a volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ) é uma das principais vias de perda, podendo chegar a 80% do N do fertilizante aplicado (Martha Júnior et al., 2004). Fatores climáticos, como umidade relativa, temperatura, precipitação, e fatores edáficos e microbiológicos, como disponibilidade de amônio, pH, umidade e temperatura do solo, CTC do solo, presença de matéria orgânica e da enzima urease, afetam a emissão de amônia para atmosfera, tornando o estudo desse fenômeno complexo. Além disso, outros fatores influenciam a emissão líquida de amônia para a atmosfera, como a sua emissão e absorção pelas folhagens das pastagens diretamente da atmosfera (Whitehead, 2012; Oliveira et al., 2008, Martha Júnior, 2009).

Segundo Oliveira et al. (2003), as perdas decorrentes da fertilização nitrogenada com ureia em pastagens sempre foram bastante estudadas em razão de sua grandeza. Quando se aplica ureia na

superfície do solo, esta sofre o processo de hidrólise (na presença de água e urease), formando amônia ( $\text{NH}_3$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e água (Sengik & Kiehl, 1995). Dependendo das condições do meio, a amônia pode ser perdida ou retida no sistema. Em condições em que a retenção da amônia no solo na forma de amônio não é favorecida, poderão ocorrer perdas de grande significância por volatilização, que ocorre em condições de pH alcalino, fato que tornaria esse tipo de perda irrisório em solos brasileiros, que são predominantemente ácidos, mas altas perdas são observadas mesmo em condições de solos de pH baixos. Esse fato ocorre porque há o efeito alcalinizante decorrente da hidrólise da ureia aplicada em solo com pH ácido. No trabalho de Kiehl (1989) com um solo ácido e arenoso, nas camadas superficiais próximas ao local de aplicação da ureia e onde houve maior concentração de  $\text{NH}_3$ , o pH do solo (originalmente 4,8) elevou-se até 6,2 quando a dose de N-ureia foi de 50 kg/ha e até 6,6 quando foi de 100 kg/ha.

Em pastagens, a baixa CTC de solos normalmente arenosos, as altas doses de N aplicadas e sua consequente saturação por amônia (Kiehl, 1989) e a presença de uma camada de liteira rica em urease favorecem as perdas por volatilização, quando é feita a aplicação da ureia na superfície do solo, ou quando dejetos animais são depositados sobre a superfície dele (Whitehead, 2012).

Na ausência de ação para o controle da volatilização de amônia, em pastagem de *Panicum maximum* cv. Tanzânia adubada com ureia durante o verão, Martha Júnior et al. (2004), observaram perda de N por esse processo de 48%, 41% e 42% do N aplicado nas adubações com 40, 80 e 120 kg/ha de N-ureia, respectivamente, e atribuíram o fato à combinação de elevada umidade do solo, ausência de chuvas durante o primeiro dia depois da adubação e alta temperatura.

Segundo Costa et al. (2003), as perdas por volatilização de amônia são reduzidas quando fontes nitrogenadas com formas de N menos suscetíveis à volatilização são usadas. Fontes de nitrogênio, como nitrato de amônio, nitrato de cálcio e sulfato de amônio, não estão sujeitas às perdas por volatilização de  $\text{N-NH}_3$  em solos ácidos. Entretanto, por questões de custo, em pastagens brasileiras a principal fonte de fertilizante nitrogenado utilizado é a ureia, que é bastante suscetível à volatilização.

Segundo Cantarella et al. (2001), as doses e as fontes de fertilizantes nitrogenados influenciaram as perdas de N em capim coast-cross. As perdas de amônia por volatilização do nitrato de amônio alcançaram um máximo de 0,9% do N aplicado, enquanto as perdas da ureia variaram de 4,6 a 61,6%, dependendo das condições climáticas. As perdas aumentaram com as doses de N aplicadas e se concentraram principalmente nos primeiros três dias após a aplicação. Porém, a distribuição e intensidade das perdas diárias de N-ureia variavam com as épocas de coleta, o que se explica em parte pela variação das condições climáticas nos períodos de coleta, especialmente do total de chuvas ocorrentes nos três dias anteriores à aplicação do adubo, que determina a umidade superficial do solo, e das chuvas ocorrentes após a aplicação, havendo tendência de efeitos da temperatura mínima, temperatura máxima e umidade relativa do ar.

A quantidade de nitrogênio previamente disponível nos sistemas pastoris também pode influenciar a emissão de amônia para a atmosfera. Campana (2008), avaliando um sistema de produção intensivo em uma área irrigada de *Panicum maximum* cv. Tanzânia implantada em 1995 e submetida ao pastejo rotativo com altas cargas animais, irrigação e adubações acima de 700 kg N/ha.ano, observou que não havia mais resposta à fertilização nitrogenada e que as perdas por volatilização permaneciam, mostrando que o desequilíbrio na fertilização nitrogenada (excesso de N), além de representar uma perda econômica, também havia se tornado um dano ambiental.

A intensificação da pecuária tem sido apontada como uma forma de mitigação das emissões dos gases de efeito estufa pelo aumento do sequestro de carbono. Entretanto, para a intensificação das pastagens tropicais, mantidas sobre solos pobres, o uso de insumos, especialmente os fertilizantes nitrogenados, é imprescindível. Comparando sistemas de produção com diferentes graus de intensificação para bovinos de corte, Oliveira et al. (2015, Tabela 2, dados não publicados) observaram que as emissões de amônia variaram de acordo com os sistemas de produção, as diferentes estações do ano e os anos experimentais. No verão e outono do primeiro ano experimental, os sistemas degradados e adubados de

sequeiro apresentaram maiores emissões de  $\text{NH}_3$  do que a floresta do bioma Mata Atlântica e o sistema irrigado. Este último apresentou menores emissões por causa da irrigação após as aplicações da ureia. A emissão de amônia do sistema degradado, que não recebeu fertilizante nitrogenado, somente pode ter ocorrido das excretas dos animais, que tiveram pouca oportunidade de serem recicladas pela absorção direta da folhagem do capim, demonstrada por Martha Júnior (2009), visto que a cobertura vegetal dos pastos degradados era muito baixa. Já na primavera do primeiro ano e no inverno do segundo ano, o sistema irrigado apresentou maior emissão de amônia, por ser o único sistema que recebeu fertilização nessas estações do ano. A variação da emissão de amônia nos sistemas de produção dentro das estações do ano e dos diferentes anos experimentais pôde ser explicada pela alta correlação entre a emissão de  $\text{NH}_3$  com as variáveis ambientais: temperatura do solo, umidade do solo, temperatura média, máxima e mínima e umidade relativa do ar (Tabela 3; Oliveira et al., 2015, dados não publicados).

A incorporação da ureia tem sido citada como uma forma de diminuir a volatilização e pode ser realizada tanto pelo uso de implementos agrícolas como de irrigação. Segundo Kiehl (1989), a incorporação da ureia em neossolo quartzarênico a 0,05 m de profundidade contribuiu para melhorar a retenção do amônio de 17,32 para 33,33%, concorrendo para reduzir perdas de amônia.

Raczkowski & Kissel (1989) trabalharam no Kansas (EUA) com *Festuca arundinacea* em solo com pH 7,0 (água) submetido a adubação nitrogenada durante dez anos e verificaram que a aplicação da mistura de ureia e nitrato de amônio (112 kg de N/ha) em faixas e na subsuperfície proporcionou recuperação na forragem de 62% do N aplicado, enquanto na aplicação em superfície e em área total a recuperação foi de apenas 40%. Oliveira et al. encontraram reduções/perdas nitrogenadas gasosas e aumento na retenção de N de 62,1 para 85,6% quando a ureia foi incorporada numa pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu que recebeu calagem em superfície no mês de março.

Oliveira et al. (2009), estudando a interação entre o manejo da irrigação e da adubação com ureia com foco nas perdas por volatilização, observaram que, no verão, a aplicação de apenas 3,2 mm

**Tabela 2.** Emissão de amônia em sistemas de produção de bovinos em pastagens com diferentes graus de intensificação (DEG = degradada, MA = floresta estacional semidecidual do bioma Mata Atlântica, IAL = sistema intensivo de produção de bovinos de corte em pastagens irrigadas com alta lotação animal e adubação com ureia na dose de 600 kg/ha de N, SAL = sistema intensivo de produção de bovinos de corte em pastagens de sequeiro com alta lotação animal e adubação com ureia na dose de 400 kg/ha de N, SBL = sistema intensivo de produção de bovinos de corte em pastagens recuperadas e média lotação animal e adubação com ureia na dose de 200 kg/ha de N)

Ano	Sistemas	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Média
1	DEG	0,31 ± 0,22 Cc(A)	18,60 ± 2,79 Aa (A)	17,06 ± 1,80 Ba (A)	4,86 ± 0,82 Bb (A)	10,21 ± 0,94
	MA	0,98 ± 0,24 Bb (A)	2,09 ± 2,79 Bab (A)	0,025 ± 1,80 Cb (A)	4,68 ± 0,82 Ba (A)	1,94 ± 0,94
	IAL	6,00 ± 0,22 Aa (A)	1,26 ± 2,79 Bc (A)	0,00 ± 1,80 Cc (A)	4,71 ± 0,82 Bb (A)	2,99 ± 0,94
	SAL	0,46 ± 0,22 BCc (A)	21,73 ± 2,79 Aa (A)	19,70 ± 1,80 Ba (A)	10,34 ± 0,82 Ab (A)	13,06 ± 0,94
	SML	0,40 ± 0,22 BCd (A)	25,09 ± 2,79 Ab (A)	35,35 ± 1,80 Aa (A)	4,65 ± 0,82 Bc (A)	16,37 ± 0,94
Média		1,63 ± 0,10	13,75 ± 1,25	14,43 ± 0,80	5,85 ± 0,36	
2	DEG	0,14 ± 0,22 Ab (A)	7,39 ± 3,04 Aa (A)	1,29 ± 1,80 Ab (B)	1,99 ± 0,82 Bb (A)	2,70 ± 0,99
	MA	0,14 ± 0,22 Aa (A)	2,55 ± 2,79 Aa (A)	0,99 ± 1,80 Aa (A)	2,77 ± 0,81 Ba (A)	1,61 ± 0,94
	IAL	0,18 ± 0,22 Ab (B)	2,48 ± 2,79 Aab (A)	1,98 ± 1,80 Aab (A)	8,67 ± 0,82 Aa (A)	3,33 ± 0,94
	SAL	0,85 ± 0,24 Aa (A)	9,23 ± 2,79 Aa (A)	0,81 ± 1,80 Aa (B)	3,32 ± 0,82 Ba (B)	3,55 ± 0,94
	SML	0,22 ± 0,24 Ab (A)	12,50 ± 3,04 Aa (A)	1,15 ± 1,80 Aab (B)	2,41 ± 0,82 Bab (A)	4,07 ± 0,99
Média		0,30 ± 0,10	6,83 ± 1,29	1,25 ± 0,80	3,83 ± 0,36	

Fonte: Oliveira et al. (2015), dados não publicados. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na linha (para comparação das estações climáticas, dentro de cada ano), maiúscula na coluna (para a comparação dos tratamentos, dentro de cada ano) e maiúscula entre parênteses (para comparação de tratamentos entre os anos), não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

de água elevou a umidade do solo para 52,4% da capacidade de água disponível e reduziu as perdas de N-NH<sub>3</sub> para menos de 3,1% do N aplicado, enquanto a ausência de irrigação provocou perdas de 30,5%. Quando as condições eram menos propícias ao processo de volatilização (temperaturas mais amenas e solo seco), no inver-

**Tabela 3.** Coeficientes da correlação de Pearson entre a emissão de amônia e variáveis ambientais em sistemas de produção de bovinos de corte em pastagens com diferentes graus de intensificação.

Correlação de Pearson	Temp. solo	Umidade solo	Temp. média	Temp. máxima	Temp. mínima	Umidade relativa
P value	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
R <sup>2</sup>	0.8259	0.9139	0.9309	0.9331	0.9253	0.9318

Fonte: Oliveira et al. (2015), dados não publicados.

no e na primavera, a volatilização de N-NH<sub>3</sub> foi baixa, mesmo na ausência de irrigação após a adubação. Na primavera, a irrigação com 16 mm de água elevou a umidade do solo à capacidade de campo e reduziu as perdas para 1,6% do N aplicado, enquanto na ausência de irrigação as perdas foram de 5%.

Outra forma de aumentar eficiência no uso da ureia é a associação com compostos de baixa solubilidade, produtos de liberação lenta devido ao uso de substância de recobrimento e utilização de fertilizantes com inibidores do processo de nitrificação ou da enzima urease. Esses tratamentos da ureia permitem minimizar as perdas de amônia em pastagens pela inibição da ação da enzima urease, permitindo que a ureia se mantenha na forma estável até incorporação no solo por meio mecânico ou água (Cantarella, 2007). Alguns inibidores disponíveis no mercado atuam por meio da utilização de reagentes estruturalmente análogos à ureia, que inibem a ação da urease através da competição pelo sítio ativo da enzima (Contin, 2007). Dentre as substâncias com potencial para reduzir a ação da urease, um dos mais importantes inibidores disponíveis no mercado é o NBPT [N-(n-butil) triamida tiofosfórica] (Watson, 2000).

Nas condições brasileiras com pastagens tropicais observadas nos experimentos de Campana (2008) e Santos (2013), pode-se concluir que a ureia recoberta por NBPT apresenta resultados positivos, dependendo das condições climáticas observadas após a aplicação do fertilizante. Se há condição propícia para volatilização no período de atuação do NBPT (cerca de 14 dias), esse aditivo é capaz de diminuir as perdas por volatilização, mas caso haja condição propícia para volatilização após o tempo de atuação do

NBPT, pode ocorrer um pico de volatilização retardado e não haver controle da volatilização da amônia.

As ureias recobertas com minerais com potencial acidificante e/ou potencialmente tóxicos aos microorganismos produtores da enzima urease também têm sido citadas como práticas mitigadoras da volatilização de amônia (Nascimento et al., 2013). Em cana-de-açúcar com colheita mecanizada, que possui grande quantidade de resíduos sobre a superfície do solo, à semelhança das pastagens, Nascimento et al. (2013) compararam a influência da ureia recoberta com enxofre, com ácido bórico e sulfato de cobre em relação aos fertilizantes nitrogenados convencionais (ureia, sulfato e nitrato de amônio) sobre as perdas de nitrogênio (N) por volatilização. Aplicaram 120 kg/ha de N e observaram que a adição de substância prontamente acidificante (ácido bórico) à ureia foi mais eficiente na diminuição das perdas por volatilização e na exportação de nutriente pela cana-de-açúcar, em relação à adição de substância com ação gradual de acidificação (enxofre elementar), mas não tão eficiente como o uso das fontes convencionais, nitrato e sulfato de amônio. As perdas por volatilização (kg/ha de N) foram de 9,09 para ureia, superior a 4,56 para ureia recoberta com enxofre elementar, que foi superior a 2,19 para ureia recoberta com ácido bórico e sulfato de cobre; superior aos fertilizantes convencionais, que apresentaram perdas estatisticamente iguais de 0,19 para o nitrato de amônio e de 0,105 para o sulfato de amônio.

As perdas por volatilização também podem ser reduzidas pela adição de minerais aluminossilicatos (clinoptilolita, zeólita e bentonita) à ureia. Zeólitas são minerais aluminossilicatos cristalinos hidratados de metais alcalinos ou alcalinoterrosos, estruturados em redes cristalinas tridimensionais rígidas, formadas por tetraedros de  $AlO_4$  e  $SiO_4$ , cujos anéis, ao se unirem, compõem um sistema de canais, cavidades e poros (Vaughan, 1978; Ming & Mumpton, 2003, citados por Campana et al., 2014). Esses minerais controlam a taxa de liberação do amônio, devido à alta CTC, habilidade de retenção de água livre nos seis canais e alta capacidade de absorção (Rehakova et al., 1999; Gruener et al., 2003; McGilloway et al., 2003; Ming & Mumpton, 2003; Bernardi et al., 2010, citados por Campana et al., 2014). Da mesma forma que outros aditivos, seu efeito so-

mente pode ser observado quando existem condições propícias ao processo de volatilização de amônia. Nessas condições, Campana et al. (2014) verificaram a necessidade de 25% de adição de zeólita em relação à dose de ureia para inibir as perdas por volatilização. Já com azevém, apesar de Bernardi et al. (2013), terem observado melhor eficiência para o uso do N, a adição de zeólita na proporção de 20% à ureia não foi capaz de conter as perdas por volatilização. Oliveira et al. (2014b) mostraram que a compactação de ureia com bentonita, em conjunto com fontes de enxofre é alternativa viável para aumentar a eficiência do N-ureia, mas com resultados pouco expressivos na diminuição da emissão da volatilização de amônia.

Diante das quantidades necessárias de adição dos minerais aluminossilicatos à ureia para o controle da volatilização de amônia, torna-se necessário realizar análise de viabilidade econômica dessa opção de mitigação da emissão de amônia proveniente do uso dos fertilizantes nitrogenados.

Fontes orgânicas de fertilizantes, como a cama de frango, o esterco bovino e resíduos da indústria, são também utilizadas para a fertilização de pastagens. Essas alternativas são interessantes do ponto de vista econômico, em muitos casos, e também em relação às questões ambientais, porque esses resíduos recebem um destino adequado quando são utilizados na fertilização de pastagens. Andreucci (2007), avaliou o efeito da fertilização nitrogenada em pastagens com fertilizantes químicos, ureia e nitrato de amônio, e fertilizantes orgânicos, cama de frango, esterco bovino e Ajifer (este último, um resíduo líquido, subproduto da indústria do glutamato, oriundo da fermentação glutâmica do melaço de cana-de-açúcar, que possui 3% de N-amoniaco, 2% N-orgânico e 4% de enxofre). Os fertilizantes testados tiveram desempenho agrônômico adequado e, com relação à volatilização, houve variação significativa entre as fontes dentro dos três ciclos de pastejo avaliados. A ureia apresentou perdas por volatilização de 22,27 a 40,12%, o nitrato de amônio de 0,51 a 9,68%, o esterco bovino de 2,71 a 26,42%, a cama de frango de 11,93 a 23,97% e o Ajifer de 0,66 a 3,15% do N aplicado; a variação na quantidade de N perdido por volatilização foi atribuída às condições climáticas e à umidade dos resíduos, que interferiu na capacidade de incorporação do nitrogênio ao solo.

Quanto mais líquido o resíduo e mais fácil a sua incorporação, menores foram as perdas.

As boas práticas na fertilização nitrogenada das pastagens quanto ao tipo, dose, fonte, época e forma de aplicação são a chave para a diminuição das perdas, especialmente pela volatilização de amônia.

Para o futuro próximo, espera-se que, com o incremento na qualidade das previsões do tempo, dando oportunidade de escolher o melhor momento para a aplicação da ureia, e com a adoção da pecuária de precisão, em que doses diferenciadas poderão ser aplicadas, aumentando a eficiência de uso do N, haja diminuição considerável nas perdas por volatilização de amônia.

## 5. Emissão de óxido e formas de mitigação em sistemas pastoris

A emissão brasileira de GEEs, em 2012, foi de 1.203,4 Tg de CO<sub>2</sub>eq., sendo a emissão de óxido nitroso de 178,9 Tg de CO<sub>2</sub>eq., o que representa 14,9% do total das nossas emissões. A emissão de óxido nitroso é proveniente praticamente da agropecuária, que responde por 93,8% das emissões nacionais desse gás. As emissões antrópicas de N<sub>2</sub>O estão ligadas à deposição de excretas pelos animais e ao uso de fertilizantes nitrogenados na agropecuária. Os animais em pastagens são responsáveis pela emissão de 26,24% das emissões do setor agropecuário.

Segundo o IPCC (2006), na pecuária, 2% do N que ingressa no solo, derivado das excretas de bovinos, é perdido como N<sub>2</sub>O. Estudos preliminares realizados em Seropédica (RJ), na região de Mata Atlântica, mostraram que as emissões de N<sub>2</sub>O do solo tratado com urina também são inferiores às estimadas pelo IPCC, permitindo calcular um fator de emissão direta de N<sub>2</sub>O ao redor de 0,5% na época das chuvas e de 0,1% no inverno, muito abaixo do sugerido pelo IPCC. Tal fato é atribuído à boa drenagem dos solos brasileiros (Urquiaga et al., 2010).

Morais et al. (2013) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O durante 618 dias em uma área de capim-elefante e encontraram perdas de ape-

nas 726 g/ha de N-N<sub>2</sub>O durante o plantio convencional do capim. Nesse período, depois dos ciclos de colheita, as emissões de N<sub>2</sub>O foram de 173, 410 e 705 g/ha de N-N<sub>2</sub>O para cada ciclo de crescimento, respectivamente, equivalente a um fator de emissão de 0,51%, com um intervalo de confiança de 0,35–0,73%, quase metade do fator de emissão proposto pelo IPCC.

Sordi et al. (2014) avaliaram os fatores de emissão de fezes e urina de bovinos em pastagens na região subtropical do Brasil e encontraram valores de 0,15% para fezes e 0,26% para urina, bem abaixo do fator de emissão de 2% proposto pelo IPCC para deposição de excretas sobre o solo. Para as condições do Cerrado brasileiro, Lessa et al. (2014), também chegaram à conclusão de que é preciso rever os fatores de emissão de N<sub>2</sub>O para as pastagens dessa região.

Zanata et al. (2010) avaliaram o impacto da aplicação de fertilizantes nitrogenados nos fluxos de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> em um gleissolo no Sul do Brasil (Porto Alegre, RS) e obtiveram redução das emissões de N<sub>2</sub>O do solo pelo uso de fontes amoniacais e amídicas, em detrimento de fontes nítricas. Os fertilizantes de liberação lenta e com inibidores de urease também são alternativas potenciais à mitigação das emissões de N<sub>2</sub>O para a atmosfera (Snyder et al., 2009; Zanata et al., 2010).

Santos (2013), avaliou a emissão de óxido nitroso em pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu sem adubação, fertilizadas com ureia e com a combinação de ureia + NBPT na dose de 50 kg/ha no mês de abril e não encontraram diferença nem nas taxas diárias, nem na emissão acumulada de óxido nitroso.

Segundo Oliveira (2015), a emissão de N<sub>2</sub>O não tem se mostrado muito significativa nas condições brasileiras de pastagens, podendo em algumas ocasiões, quando baixas doses de nitrogênio (N) são aplicadas em solos pobres em fertilidade, sequer emitir N pelo processo de desnitrificação. Entretanto, a dependência, pelos sistemas pastoris intensivos, do fertilizante nitrogenado causa preocupação em relação à emissão de óxido nitroso. Também necessitam de avaliação as emissões dos sistemas integrados de produção, em que se associa a pastagens a lavouras, que possuem maior potencial de emissão de óxido nitroso, devido ao emprego de fertilizantes nitrogenados.

Oliveira et al. (2013), avaliando dois sistemas de produção, um baseado em pastagem extensiva sem nenhum tipo de adubação ou correção do solo (sistema extensivo), outro em pastagens irrigadas e adubadas com 456 kg/ha de N por ano (20-05-20 + 5% S), parcelados em doze aplicações, sendo seis na época das águas (36 kg de N/ha em cada aplicação) e seis na época da seca (33 kg/ha por aplicação) (sistema intensivo), observaram que o sistema extensivo apresentou, durante a primavera, menor emissão de N<sub>2</sub>O do que o sistema intensivo. A magnitude das emissões foi muito baixa, representando, na pastagem intensiva, somente 0,01% da quantidade de N aplicada naquele ciclo de pastejo, valor muito abaixo do fator de emissão [fator de emissão = (N-N<sub>2</sub>O emitido - N-N<sub>2</sub>O emitido testemunha) \* 100 / N aplicado] proposto pelo IPCC (1% da dose de N aplicada é perdida para a atmosfera na forma de N<sub>2</sub>O). Tal fenômeno pode ser atribuído às condições desfavoráveis à desnitrificação encontradas nos solos tropicais brasileiros, como baixa disponibilidade de N, solos estruturados e bem drenados, com boa porosidade e aeração (Oliveira et al., 2014).

Tomazi et al. (2013), avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O proveniente da deposição de fezes e urina de bovinos em sistema de integração lavoura-pecuária (ILP) e pastagem permanente (PP) no Cerrado brasileiro com o emprego de doses crescentes de fezes e urina. Somente a urina resultou em incremento nas emissões de N<sub>2</sub>O, que aumentou com a dose aplicada. Os picos de emissão de N-N<sub>2</sub>O atingiram 634,52 µg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> na estação chuvosa e 213,19 µg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> na estação seca, respectivamente, nos sistemas ILP e PP. Considerando a emissão média das três doses de urina, a ILP superou 8,5 vezes a PP na estação chuvosa, enquanto na estação seca os valores de emissão da ILP foram praticamente a metade da PP. No somatório das duas épocas, as emissões na ILP foram cerca de duas vezes aquelas observadas na PP. Apesar da menor emissão de N-N<sub>2</sub>O na área com PP, é necessário avaliar com cautela esse resultado quando se trata do potencial do sistema de produção para emissão de GEEs, visto que o N<sub>2</sub>O é uma das fontes de emissão.

Aumento na emissão de GEEs durante a intensificação e/ou adoção de sistemas integrados necessitam ser avaliados de maneira holística e ressaltam a importância do uso do conceito de balan-

ço de carbono, pois aumentos pontuais em um fluxo de GEEs podem ser compensados pela diminuição da emissão de outros GEEs ou pelo aumento no sequestro de C.

## 6. A interface entre estratégias de mitigação de GEEs e o balanço entre emissões e remoções antrópicas de GEEs (adaptado de Almeida et al., 2011)

Os solos podem funcionar como uma fonte ou como um dreno dos três principais gases de efeito estufa – GEEs (gás carbônico – CO<sub>2</sub>, metano – CH<sub>4</sub> e óxido nitroso – N<sub>2</sub>O), dependendo do tipo de uso e das práticas de manejo (IPCC, 2007).

Entre as principais variáveis de clima e solo que afetam os fluxos de GEEs em solos, destacam-se os fatores que afetam a atividade biológica dos microrganismos envolvidos nos ciclos e as transformações desses gases: temperatura do solo, aeração, teores de carbono orgânico total, carbono lábil, nitrogênio total e nitrogênio mineral, entre outros (Gomes et al., 2009; IPCC, 2007; Zanatta et al., 2010).

Um dos focos de pesquisa atual é a hipótese de que a intensificação, a recuperação direta das pastagens (Oliveira, 2007) e a adoção do manejo intensivo das pastagens e dos sistemas integrados (ILP, silvipastoril e agrossilvipastoril) proporcionam um grande potencial de mitigação dos gases de efeito estufa. Esse fato ocorre devido à elevada produção de massa de forragem das gramíneas tropicais, com eficiência de uso de fertilizantes nitrogenados, ao acúmulo de matéria orgânica no solo dos sistemas de pastagens recuperados e intensificados (Oliveira et al., 2007; Segnini et al., 2007; Primavesi, 2007) e à introdução do componente arbóreo, reconhecido pelo potencial de sequestro de carbono e mitigação dos gases de efeito estufa.

Apesar da lacuna no conhecimento a esse respeito, suporta essa hipótese um número razoável de estudos sobre ecossistemas de pastagens nos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, considerando os estoques de C no solo em comparação com a vegetação nativa, indicando que, de modo geral, solos sob pastagem

podem acumular C em níveis semelhantes ou superiores à vegetação nativa e que a degradação das pastagens promove perda do C acumulado (Cerri et al., 2006; Jantalia et al., 2006; Segnini et al., 2007). Fisher et al. (2007), em revisão de estudos sobre C no solo, na Colômbia, no período de 1998 a 2004, observaram que as taxas de deposição de liteira eram subestimadas e, conseqüentemente, a produtividade primária líquida e o potencial de mitigação de GEEs. Tal ideia vai ao encontro do exposto no artigo "Grasslands: enabling their potential to contribute to greenhouse gas mitigation" veiculado pela FAO (2009). Nesse artigo, os autores sugerem que existe um potencial técnico de mitigação dos GEEs pelas pastagens maior que as emissões de metano oriundas dos animais ruminantes e de suas dejeções.

Segundo Oliveira (2015), um exemplo da interferência positiva do melhor manejo e da correção e fertilização do solo em pastagens foi observado por Segnini et al. (2013), que avaliaram o sequestro de carbono em quatro sistemas de produção de bovinos de corte mantidos a pasto: pastagem sob manejo intensivo irrigado com alta lotação (adubação nitrogenada com 600 kg/ha de N), pastagem sob manejo intensivo de sequeiro com alta lotação (adubação nitrogenada com 400 kg/ha de N), pastagem sob manejo intensivo de sequeiro com lotação animal moderada (adubação nitrogenada com 200 kg/ha de N) e pastagem degradada, comparados com a floresta estacional semidecidual no bioma Mata Atlântica. O manejo adotado nos sistemas de produção afetou o estoque de C no solo nas camadas de 0 a 30 cm e de 0 a 100 cm de profundidade. Os maiores estoques de C foram observados para os sistemas sob manejo intensivo de sequeiro com alta e moderada lotação animal, e o mais baixo estoque, para a pastagem degradada em ambas as profundidades. Os estoques de carbono (0 a 100 cm) variaram de 99,2 t/ha de C na pastagem degradada a 142,4 t/ha de C na pastagem de sequeiro com média lotação animal, enquanto na floresta estacional semidecidual o valor foi de 115,5 t/ha. Nos sistemas de sequeiro de alta e moderada lotação animal foram observadas taxas de acúmulo de C na camada de 0 a 100 cm de 1,93 e 1,80 t/ha de C por ano, respectivamente, mostrando um favorável acúmulo de carbono nos sistemas mais intensificados. Tanto o sistema de-

gradado quanto o sistema intensivo com alta lotação sob irrigação apresentaram taxas de acúmulo de carbono negativas de -0,68 e -1,08 t/ha de C por ano, respectivamente. Apesar do melhor manejo e da correção e fertilização do solo empregado no sistema irrigado, a taxa de acúmulo de carbono foi negativa, necessitando de mais estudos sobre a dinâmica do nitrogênio e do sistema radicular de pastagens em sistemas irrigados.

A simulação de um balanço entre as emissões e as remoções de GEEs num processo de recuperação direta de pastagem mostrou que o balanço de C é positivo, com um saldo de 7,68 t/ha de CO<sub>2</sub> eq. sequestrado anualmente, garantindo o abatimento das emissões dos animais e um balanço positivo de carbono, pontos importantes para a sustentabilidade da pecuária (Oliveira et al., 2014). Além das emissões provenientes dos animais e do uso de fertilizantes, outras emissões também deveriam ser consideradas, como o trânsito de máquinas e equipamentos agrícolas, o que deve ser foco de futuros estudos (Oliveira et al., 2014).

Estudos com diversas variações de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta demonstram que o componente florestal propicia inúmeros benefícios que refletem em melhoria na eficiência de uso da terra (Carvalho et al., 2001; Macedo, 2009). Entretanto, são os impactos positivos em variáveis microclimáticas e no sequestro de carbono que ampliam as possibilidades de uso em cenários de mudanças climáticas. Sistemas pastoris com 250 a 350 árvores de eucalipto/ha, planejados para corte das árvores entre oito a doze anos de idade, são capazes de produzir 25 m<sup>3</sup>/ha/ano de madeira (Ofugi et al., 2008), o que corresponde a um sequestro anual de cerca de 5 t/ha de C ou 18 t/ha de CO<sub>2</sub> eq., e equivale à neutralização da emissão de GEEs de cerca de doze bovinos adultos. Entretanto, estudos avaliando o balanço de C nesses sistemas são escassos no Brasil.

Outras espécies florestais também se mostram com potencial de acúmulo de carbono em nossas condições em sistemas silvipastoris. Em um sistema silvipastoril com *Pinus elliotti* em São Paulo, Gutmanis (2004) obteve produtividade média anual das árvores de 6,0 t/ha de biomassa seca para uma densidade de 200 árvores/ha, gerando uma estimativa de estoque de 2,7 t/ha.ano de carbono.

Quando a densidade utilizada foi de 400 árvores/ha, a estimativa de estoque foi de 4,8 t de carbono/ha.ano.

Em estudos que avaliaram a biomassa de parte aérea de plantas de eucalipto (*Eucalyptus grandis*) em sistemas (agros)silvipastoris, com densidades de 105 a 205 árvores por hectare, Tsukamoto Filho (2003) e Muller et al. (2009) obtiveram uma biomassa seca de 0,43 e 0,41 t/árvore aos dez anos de idade do sistema, estimada a partir do volume das árvores e considerando uma densidade de 620 kg/m<sup>3</sup> para *E. grandis*. Esses dados são próximos aos obtidos por Ofugli et al. (2008) para sistemas silvipastoris com 250 a 300 árvores/ha.

Utilizando essas estimativas e considerando um sistema com cerca de 300 árvores/ha e produção de 0,42 t/árvore aos dez anos, obtêm-se 126 t/ha de biomassa seca em dez anos; aplicando-se um fator de conversão de 0,45 para o carbono estocado na biomassa (sendo este considerado um fator conservador de conversão) e dividindo-se o valor pelos dez anos, estima-se que o sistema ILPF com cerca de 300 árvores de eucalipto poderá estocar 5,67 t/ha.ano de C; isso equivale a 21 t/ha de CO<sub>2</sub> eq. por ano (usando-se o fator de conversão de 3,67). Esse sequestro seria suficiente para neutralizar a emissão de 23,5 bovinos de corte/ha, considerando a emissão anual média de um bovino de corte de 39 kg/ha de CH<sub>4</sub> proposta por Primavesi et al. (2011); isso equivale a 0,975 t CO<sub>2</sub> eq./ano, levando-se em consideração um fator de correção de 25, oriundo do potencial de aquecimento 25 vezes maior do metano em relação ao gás carbônico (IPCC, 2007). Considerando o valor de emissão anual de metano para gado de corte (56 kg/animal/ano) para a América Latina, esse valor é suficiente para abater as emissões de 15 bovinos. Como lotações da ordem de 15 a 23,5 bovinos/ha, apesar de possível, raramente são praticadas, no balanço do sistema certamente haverá uma sobra de CO<sub>2</sub> eq./ano.

No caso de um balanço entre as emissões e remoções antrópicas de GEEs, de um sistema silvipastoril sobriariam 17 t CO<sub>2</sub> eq./ha.ano, após descontar as emissões de 3 animais/ha (3 animais \* 39 kg metano/animal.ano \* 25 = 2,95 t CO<sub>2</sub> eq. emitido/ha.ano) e as emissões de óxido nitroso (3 kg de óxido nitroso emitido/ha \* 296 = 0,89 t CO<sub>2</sub> eq. emitido/ha.ano) das 21 t/ha de CO<sub>2</sub> eq. por ano sequestradas por ano pelo componente arbóreo. Da mesma forma,

outras emissões no sistema podem ser consideradas e devem ser objeto de estudos futuros. Também seria preciso considerar ainda o estoque de carbono nos solos. Esta estimativa ainda é difícil de ser realizada, em função de não se ter os valores atuais para realizar as projeções em áreas de pastagens recuperadas e intensificadas em sistemas agros(silvipastoris). Trabalho realizado por Neves et al. (2004) mostra que, com a evolução do crescimento de um sistema agrossilvipastoril com eucalipto, houve uma tendência de recuperação de estoque do carbono original, presente em vegetação de Cerrado natural.

Considerando o potencial de sequestro de carbono calculado por essas estimativas e os outros benefícios advindos da inserção do componente arbóreo, relativos a incremento da renda do produtor, diversificação das atividades e melhoria do desempenho e bem-estar animal, o setor pecuário brasileiro não pode perder a oportunidade de se consolidar como um grande fornecedor de produtos madeireiros.

Além disso, as pastagens também possuem potencial para remoção de metano da atmosfera. Saggari et al. (2007) mensuraram o fluxo de emissão de GEEs durante dois anos em pastagens neozelandesas e concluíram que elas funcionaram como um dreno para o metano, com remoção anual de C na forma de CH<sub>4</sub> de 0,64±0,14 kg/ha, e argumentaram que, apesar de as pastagens funcionarem como um dreno para o metano atmosférico, o New Zealand's Greenhouse Gas Inventory/2006 não considera esses valores.

Cabe ressaltar que o processo de acúmulo de carbono, apesar do alto potencial em pastagens, é um processo finito e depende, além das condições de manejo, das condições edafoclimáticas de cada local, e que estudos nesse sentido se fazem necessários para melhor entender a dinâmica do C em sistemas pastoris, considerando-se longos períodos de tempo, bem como as melhores estratégias para manter e aumentar a quantidade de C estocado na matéria orgânica.

O avanço do conhecimento sobre esse tema envolve projetos que abordem o cálculo dos balanços de gases de efeito estufa, considerando as emissões e remoções antrópicas desses gases. Para tal, são necessários os projetos multidisciplinares repetidos de for-

ma espaço-temporal, para tratar a complexidade dos estudos simultâneos nos compartimentos “solo-planta-animal-atmosfera” e suas relações com as questões econômicas, ambientais e temporais presentes nos diferentes sistemas de produção da agropecuária brasileira; provendo resultados em melhor grau de aproximação (*tier*) evitando o uso de padrões inadequados (*default*) para as condições brasileiras. A rede de pesquisa Pecus é um exemplo desse tipo de projeto.

## 7. Boas práticas de manejo em sistemas pastoris para a mitigação de gases de efeito estufa

Hristov et al. (2014) elaboraram uma revisão bibliográfica sobre práticas mitigadoras de emissão de metano entérico e óxido nítrico na pecuária global e concluíram que o incremento na produtividade animal pode ser a melhor estratégia para reduzir GEEs por unidade de produto pecuário (carne, leite, lã, entre outros). Segundo os autores, o melhoramento genético animal, por meio da seleção de animais puros ou de propostas de cruzamentos em busca de seu potencial genético em condições de nutrição apropriada, o aumento na eficiência reprodutiva, na saúde animal e o aumento da vida reprodutiva são medidas efetivas para aumentar a produtividade animal e reduzir a emissão de GEEs. Em sistemas de produção de subsistência, a redução do número de animais nos rebanhos poderia aumentar a disponibilidade de alimento e a produtividade individual e do rebanho, diminuindo a intensidade de emissão de metano. Nesses sistemas, aumentar o valor nutritivo dos alimentos de baixa qualidade pode ter um benefício sobre a produtividade do rebanho, evitando a emissão de metano entérico. O uso do CAR (*residual feed intake*) como ferramenta para selecionar animais com baixa emissão de metano pode ser uma tecnologia de mitigação de GEEs, mas ainda não há evidências suficientes para a adoção dessa estratégia. As reduções na idade do abate e no tempo de terminação podem diminuir significativamente a emissão de GEEs em rebanhos de corte. A melhoria da sanidade animal e a redução da mortalidade e morbidade são estratégias para aumentar a produtividade do rebanho e reduzir as emissões de GEEs

de maneira global nos rebanhos. As tecnologias de manejo reprodutivo em manejo intensivo ou extensivo consistem em excelente oportunidade para reduzir a emissão de GEEs. As recomendações podem ser diferentes para cada situação, mas aumentar a taxa de concepção deve ser considerado, porque diminui o desperdício de embriões e o número de matrizes improdutivo. Por fim, os autores enfatizam que as interações entre os componentes individuais da pecuária e os sistemas de produção são complexas, mas devem ser consideradas quando são propostas práticas para a mitigação de gases de efeito estufa.

No Brasil, a base dos sistemas de produção pecuários de ruminantes são as pastagens (mais de 90%). O processo de mitigação dos GEEs, iniciado pelas pastagens, levará a benefícios nos sistemas de produção, como explicado a seguir.

Devido às condições das pastagens brasileiras, degradadas pelo manejo inadequado das plantas forrageiras e da fertilidade do solo, o maior impacto viria do sequestro de carbono via recuperação e intensificação e mesmo da adoção dos sistemas integrados (agropastoris, silvipastoris, agrossilvipastoris) dessas áreas, pois, considerando ser possível acumular 1 tonelada de C/ha.ano com a implantação dessas tecnologias, se fossem recuperados os 80 milhões estimados de áreas de pastagens degradadas seria possível estocar 80 Bt de C ao ano, o que equivaleria a 293 Bt de CO<sub>2</sub>eq. Vale ressaltar que o Brasil se comprometeu a evitar a emissão de 83 a 104 Mt de CO<sub>2</sub>eq. com recuperação de pastos em suas Namás. A adoção de sistemas de produção mais eficientes e sustentáveis diminui a pressão sobre a floresta, evitando o desmatamento, pois produzem maior quantidade de massa de forragem, podendo suportar mais animais por unidade de área, além de melhorar a análise do ciclo de vida, por colocarem os produtos pecuários mais próximos dos centros consumidores.

Tecnicamente, somente faz sentido o fornecimento dessa pastagem, que será produzida em maior quantidade e terá melhor qualidade, para animais especializados, com melhor mérito genético (melhor conversão alimentar, melhor desempenho animal, maior resistência às questões sanitárias), o que também é estratégia para mitigação dos GEEs. Como consequência da melhor alimentação,

em quantidade e qualidade, e do melhoramento genético, os índices zootécnicos são melhorados, tanto os produtivos (aumento do desfrute do rebanho, ganho diário de peso vivo, tempo de terminação e idade ao abate, produção de carne, leite e lã por animal e unidade de área, entre outros) como os reprodutivos (idade ao primeiro parto, taxa de prenhez e concepção, redução do intervalo entre partos e de abortos, necessidade de menor número de matrizes para geração dos bezerros, aumento da longevidade das matrizes, evitando a necessidade de mais animais para reposição, não existência de vacas vazias e não lactantes, que somente emitem GEEs sem produzir), e a sanidade também é melhorada (animais doentes, além de emitirem mais GEEs, têm o crescimento retardado, a produção de leite comprometida e podem emagrecer, emitindo GEEs durante esse período em que nada contribuem para a produção de produtos pecuários).

Nas questões de sanidade, o controle de endo e ectoparasitas torna-se fundamental, de forma a não existir animais debilitados, com desempenho comprometido, que emitem mais GEEs por unidade de produto pecuário.

Os sistemas de produção sustentáveis aportam tecnologias que levam a melhor eficiência no uso dos recursos naturais e ainda são importantes práticas para a mitigação de GEEs. Podem ser exemplificados dois grandes grupos: manejo nutricional dos animais e manejo da correção do solo e da fertilização dessas áreas.

Em termos de manejo nutricional dos animais, importantes práticas são: uso de dietas balanceadas, com emprego de nutrientes, inclusive a água e a suplementação mineral, de forma adequada; o uso de aditivos reconhecidamente capazes de aumentar a eficiência da dieta e reduzir a emissão de metano, de acordo com recomendação técnica especializada, como lipídeos, ionóforos e leveduras; o uso de leguminosas, também importante estratégia para a redução da emissão de metano entérico.

É importante enfatizar que os ciclos do N e do C são interligados, tornando necessário o aporte de N aos sistemas pastoris para aumentar o potencial do sequestro de carbono. Para tal, as leguminosas podem ser importantes aliadas, pois, além de aportarem N ao sistema, sem necessidade do uso de fertilizantes nitrogenados,

que emitem GEEs durante seu processo de fabricação, ainda contribuem para a diminuição na emissão de metano entérico pelos ruminantes. Nos sistemas pastoris baseados em gramíneas tropicais, que são predominantes em grande parte do território nacional, o uso da correção e fertilização dos solos é fundamental para a sustentabilidade dos sistemas de produção, o que torna necessário o emprego de boas práticas nesse processo para evitar emissões desnecessárias de GEEs. Oliveira et al. (2014) listaram algumas dessas práticas com o objetivo de melhorar a sustentabilidade dos sistemas de produção por meio do aumento do sequestro de carbono, aumento da eficiência e diminuição das perdas de nutrientes, especialmente o N, por volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso, e da garantia da viabilidade econômica dos sistemas pastoris. São elas:

1. Recomendações de doses de corretivos e fertilizantes segundo orientação técnica embasada em análise de solo evitam ineficiência, perdas e poluição; as práticas de zootecnia de precisão serão importantes aliadas no futuro para a aplicação de doses corretas, de acordo com a variabilidade espacial da fertilidade do solo. O teor de matéria orgânica dos solos e a taxa de lotação animal devem ser considerados para o cálculo da dose dos fertilizantes nitrogenados. Lembrar que o uso dos corretivos de solo é importante aliado na eficiência de uso dos nutrientes dos fertilizantes e evita perdas e desperdícios de fertilizantes (depleção de recursos naturais e prejuízos econômicos), que causam a emissão de GEEs.
2. No caso dos fertilizantes nitrogenados, evitar doses excessivas, que poluem o ambiente e não aumentam a produção da pastagem. Nesse caso, torna-se fundamental o uso de análise foliar. Quando o teor de N estiver superior a 2% na parte aérea da forragem, as fertilizações nitrogenadas são ineficazes para aumentar a produção; somente as perdas de N serão aumentadas nessa condição.
3. Recomendação de fontes de fertilizantes condizentes com os sistemas intensivos, evitando o uso de fontes de baixa solubilidade, que requerem mais recursos naturais e energia para uma mesma aplicação. Sempre que possível, uso

de fontes que evitem as perdas nitrogenadas, especialmente por volatilização de amônia, que é a perda mais expressiva. Quando for necessário o uso da ureia, atuar de forma a promover sua incorporação mecanicamente ou pelo manejo da água; se não for possível, especialmente em pastagens de hábito de crescimento cespitoso, usar fontes com inibidores de urease, caso sejam viáveis economicamente.

4. Especialmente para os fertilizantes nitrogenados, usar o parcelamento das fertilizações pós-pastejo, de forma a evitar doses excessivas, que podem potencializar as perdas por lixiviação, emissão de óxido nitroso para a atmosfera e volatilização de amônia.
5. Quanto à época da fertilização nitrogenada, deve-se atentar que as plantas necessitam de água para o uso e metabolismo do N. No caso dos sistemas pastoris, as gramíneas tropicais também necessitam de temperatura adequada e acima da temperatura basal (variável entre as espécies, ao redor de 15°C). Então, somente utilizar fertilizante nitrogenado em épocas em que a temperatura e a umidade serão apazes de garantir eficiência de uso do N.

Paralelamente, e afetando as questões de emissão de GEEs, as boas práticas na fertilização ainda proporcionam pastagens mais tolerantes ao déficit hídrico, uma vez que plantas bem nutridas possuem sistema radicular mais agressivo, capaz de explorar maior volume de solo, e garantem o rápido estabelecimento e recuperação da pastagem, evitando o aparecimento de plantas daninhas, que demandariam o uso de defensivos agrícolas; o uso de dose correta de fertilizantes, especialmente aqueles que são fontes de N, pode prevenir o ataque de pragas, como as lagartas que se alimentam de plantas tenras desequilibradas nutricionalmente, excessivamente fertilizadas com nitrogênio.

No Brasil, no âmbito governamental, em junho de 2010 o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento lançou o Programa ABC (agricultura de baixo carbono) com o objetivo de fomentar alternativas tecnológicas para minimizar GEEs, estimular a redução do desmatamento e incentivar a implantação de sistemas produtivos ambientalmente sustentáveis. O Programa ABC incentiva

processos tecnológicos que neutralizam ou minimizam os efeitos dos gases de efeito estufa no campo. As ações do programa estão inseridas no Plano Agrícola e Pecuário, que prevê a aplicação de recursos financeiros em técnicas que garantam eficiência no campo, com balanço positivo entre sequestro e emissão de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

As técnicas contempladas pelo Programa ABC são: plantio direto na palha – o objetivo é ampliar os atuais 25 milhões de hectares para 33 milhões de hectares, acréscimo que permitirá a redução da emissão de 16 a 20 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> eq.; recuperação de pastos degradados – o objetivo é transformar as terras desgastadas em áreas produtivas para a produção de alimentos, fibras, carne e florestas, com previsão de recuperar 15 milhões de hectares e reduzir entre 83 e 104 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> eq.; integração lavoura-pecuária-floresta – a meta é aumentar a utilização do sistema em 4 milhões de hectares e evitar que entre 18 e 22 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> eq. sejam liberadas; plantio de florestas comerciais – o foco é aumentar a área de 6 milhões de hectares para 9 milhões; fixação biológica de nitrogênio – pretende-se incrementar o método na produção de 5,5 milhões de hectares e reduzir a emissão de 10 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> eq.; tratamento de resíduos animais – o objetivo é tratar 4,4 milhões de metros cúbicos de resíduos da suinocultura e outras atividades, deixando de lançar 6,9 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> eq. na atmosfera (Mapa, 2011).

O grande desafio do Programa ABC vem sendo o monitoramento, a nível nacional, dos resultados obtidos pelos produtores que acessaram o crédito e a implantação e continuação do programa nos diferentes biomas brasileiros, tornando necessárias ações continuadas para a garantia de acesso ao crédito pelo produtor rural e para a atualização do setor de extensão rural quanto às novas tecnologias com potencial de mitigação das emissões de GEEs. Em função disso e diante da complexidade de manejo dos sistemas de produção sustentáveis, o investimento na formação e capacitação de técnicos especializados torna-se fundamental para o sucesso e a garantia da sustentabilidade da pecuária nacional.

## 8. Referências bibliográficas

- ALMEIDA, R. G. de; OLIVEIRA, P. P. A.; MACEDO, M. C. M.; PEZZOPANE, J. R. M. Recuperação de pastagens degradadas e impactos da pecuária na emissão de gases de efeito estufa. In: III INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FORAGE BREEDING, 3., 2011, Bonito, MS. Breeding forages for climate change adaptation and mitigation – eco-efficient animal production. **Proceedings...** Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2011. p. 384-400. 1 CD-ROM.
- ALVES, B. J. R.; CARVALHO, A. M. de; JANTALIA, C. P.; MADARI, B. E.; URQUIAGA, S.; SANTOS, J. C. F. dos; SANTOS, H. P. dos; CARVALHO, C. J. R. de. Emissões de óxido nítrico e óxido nítrico do solo em sistemas agrícolas. In: LIMA, M. A.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; MACHADO, P. L. O. de A., URQUIAGA, S. (Eds.) **Estoques de carbono e emissão de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira**. Brasília, DF: Embrapa, 2012. p. 159-92.
- ANDREUCCI, M. P. **Perdas nitrogenadas e recuperação aparente de nitrogênio em fontes de adubação de capim elefante**. 2007. 104p. Dissertação (mestrado em Agronomia. Área de concentração: Ciência Animal e Pastagens).
- BEAUCHEMIN, K. A.; KREUZER, M.; O'MARA, F.; McALLISTER, T. A. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. **Australian Journal of Experimental Agriculture** 48: 21-7, 2008.
- BERNARDI, A.; MOTA, E.; CARDOSA, R.; MONTE, M.; OLIVEIRA, P. P. A. Ammonia volatilization from soil, dry matter yield, and nitrogen levels of Italian ryegrass. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 45. 2013.
- BERNDT, A. Estratégias nutricionais para redução de metano. In: IV CONGRESSO LATINO- AMERICANO DE NUTRIÇÃO ANIMAL – IV CLANA CBNA/AMENA. Estância de São Pedro, SP, 2010. p. 295-306.
- BERNDT, A. Impacto da pecuária de corte brasileira sobre os gases do efeito estufa. In: VALADARES FILHO, S. C. et al. (Eds.). SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO DE GADO DE CORTE, 7., 2010, Viçosa. **Anais...** Viçosa: DZO/UFV, 2010. p. 121-47.
- BERNDT, A.; SOLÓRZANO, L. A. R.; SAKAMOTO, L. S. Pecuária de corte frente à emissão de gases de efeito estufa e estratégias diretas e indiretas para mitigar a emissão de metano. In: 4<sup>th</sup> BRAZILIAN RUMINANT NUTRITION CONFERENCE – Precision nutrition for intensive beef production systems: high performance and low environmental impact. **Proceedings...** 2013. p. 3-17.
- BERNDT, A.; TOMKINS, N. W. Measurement and mitigation of methane emissions from beef cattle in tropical grazing systems: a perspective from Australia and Brazil. **Animal**, v. 2, n. 2, p. 363-72, 2013.
- BERNDT, A.; LEMES, A. P.; SAKAMOTO, L.; OLIVEIRA, P. P. A. The impact of Brazilian livestock production on global warming. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 51., Barra dos Coqueiros. Palestra: A produção animal frente às mudanças climáticas e tecnológicas. Barra dos Coqueiros: SBZ, 2014. 1 CD-ROM.
- BOADI, D.; BENCHAAAR, C.; CHIQUETTE, J.; MASSE, D. Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: update review. **Canadian Journal of Animal Science** 84, p. 319-35, 2004.
- CALIMAN, A. P. M.; GRION, A. L.; BERNDT, A.; DEMARCHI, J. J. A. de A.; MERCADANTE, M. E. Z. Correlação da emissão diária de metano entérico e características de crescimento e eficiência alimentar de bovinos Nelore. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 49., 2012, Brasília, DF. A produção animal no mundo em transformação. **Anais...** Brasília: SBZ, 2012. 1 CD-ROM.
- CAMPANA, M. **Coletores de amônia, fontes e formas de aplicação de nitrogênio em Panicum maximum cv. Tanzânia submetido a manejo intensivo**. 2008. 70p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia. Área de concentração: Nutrição e Produção Animal).
- CAMPANA, M. A.; ALVES, A. C.; OLIVEIRA, P. P. A.; BERNARDI, A. C. de C.; SANTOS, E. A.; HERLING, V. R.; MORAIS, J. P. G. de; BARIONI JÚNIOR, W. Ammonia volatilization from exposed soil and Tanzania-grass pasture fertilized with urea and zeolite mixture. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 1. 2015.
- CANTARELLA, H.; CORREA, L. de A.; PRIMAVESI, A. C.; PRIMAVESI, O.; FREITAS, A. R. de; SILVA, G. da S. Perdas diárias de amônia por volatilização de duas fontes de adubo nitrogenado aplicadas na superfície de pastagem de capim Coastcross (*Cynodon dactylon* cv. Coastcross). In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38., 2001, Piracicaba, SP. **Anais...** Piracicaba: SBZ, 2001. p. 330-31.
- CANTARELLA, H.; MARCELINO, R. Uso de inibidor de urease para aumentar a eficiência da ureia. In: SIMPÓSIO SOBRE INOVAÇÕES RECENTES PARA OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA, 1., 2007, Piracicaba, **Anais...** Piracicaba: IPNI, 2007, 1 CD-ROOM.
- CARVALHO, M. M.; ALVIM, M. J.; CARNEIRO, J. C. (Eds.). **Sistemas agroflorestais pecuários: opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite; Brasília: FAO, 2001. 414p.
- CARVALHO, I. P. C.; BERCHIELLI, T. T.; BERNDT, A.; FRIGHETTO, R. T. S.; FIORENTINI, G. The effect of lipid sources on the methane emission of beef cattle at pasture using the SF6 tracer technique. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE NUTRITION OF HERBIVORES, 8., 2011, Aberystwyth. **Proceedings...** Aberystwyth: Cambridge Univesity Press, 2011. Ref. 509.
- CEPEA / USP, 2015. **PIB Agro CEPA/USP/CNA**. Piracicaba. Disponível em: <<http://cepea.esalq.usp.br/pib/>>. Acesso em: 29 jun. 2015.
- CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Sequestro de carbono em áreas de pastagens. In: PEREIRA, O. G. et al. (Eds.). SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DA PASTAGEM, 3, 2006, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 2006. p. 73-80.
- CONTIN, T. L. **Ureia tratada com inibidor da urease NBPT na adubação de cana-de-açúcar colhida sem a despalha a fogo**. Campinas, 2007. 72p. Dissertação (Mestrado em Agricultura tropical e subtropical) – Instituto Agronômico de Campinas.
- COSTA, M. C. G.; VITTI, G. C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH<sub>3</sub> de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v. 27, p. 631-7, 2003.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Grasslands: enabling their potential to contribute to greenhouse gas mitigation**. Rome. Disponível em: <<http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/climate/FinalUNFCCCgrassland.pdf>>. Acesso em: 16 jul. 2010.
- FELIX, E. P.; CARDOSO, A. A. Amônia (NH<sub>3</sub>) atmosférica: fontes, transformação, sorvedouros e métodos de análise. **Química Nova**, v. 27, n. 1, p. 123-30, 2004.
- FISHER, M. J.; BRAZ, S. P.; SANTOS, R. S. M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Another dimension to grazing systems: soil carbon. **Tropical Grasslands**, v. 41, p. 65-83, 2007.
- FONTES, C. A. de A.; COSTA, V. A. C.; BERNDT, A.; FRIGHETTO, R. T. S.; VALENTE, T. N. P.; PROCESSI, E. F. Emissão de metano por bovinos de corte, suplementados ou não, em pastagem de capim mombaça (*Panicum maximum* cv. Mombaça). II –

- Emissão por Mcal de energia líquida ingerida e por kg de ganho. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 48., 2011, Belém, PA. O desenvolvimento da produção animal e a responsabilidade frente a novos desafios. **Anais...** Belém, PA: SBZ, 2011. 1 CD-ROM. 3p.
- GENRO, T. C. M.; FARIA, B. M. de; ROSSETTO, J.; CEZIMBRA, I.; SAVIAN, J.; CARVALHO, P. C. de F.; BAYER, C.; BERNDT, A.; SILVA, M. A. P. da; YOKOO, M.; CARDOS, L. L.; OLIVEIRA, P. P. A.; VOLK, L. B. da S.; AMARAL, G. A. do. Desempenho e emissão de metano de novilhos Hereford em pastagem nativa usada em diferentes níveis de intensificação. **Anuário Hereford & Braford**. Bagé, 2013, p. 192-7. GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F. S.; PICCOLO, M. C.; VIEIRA, F. C. B. Soil nitrous oxide emission as affected by long term tillage, crop rotations and fertilization in a subtropical environment. **Soil & Tillage Research**, 101: 36-44, 2009.
- GUTMANIS, D. **Estoque de carbono e dinâmica ecofisiológica em sistemas silvipastoris**. Rio Claro, 2004. 142p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de São Paulo. GRAINGER, C.; BEAUCHEMIN, K. A. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? **Animal Feed Science and Technology** 166-7, p. 308-20, 2011.
- HEGARTY, R. S.; GOOPY, J. P.; HERD, R. M.; MCCORKELL, B. Cattle selected for lower residual feed intake have reduced daily methane production. **Journal of Animal Science** 85: 1.479-86, 2007.
- HRISTOV, A. N.; OTT, T.; TRICARICO, J.; ROTZ, A.; WAGHORN, G.; ADESOGAN, A.; DIJKSTRA, J.; MONTES, F.; OH, J.; KEBREAB, E.; OOSTING, S. J.; GERBER, P. J.; HENDERSON, B.; MAKKAR, H. P. S.; FIRKINS, J. L. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: III. A review of animal management mitigation options. **Journal of Animal Science**, 2013, 91: 5.095-113. DOI: 10.2527/jas.2013-6585. Originally published online September 17, 2013.
- HOLTER, J. B.; YOUNG, A. J. Nutrition, feeding and calves: methane prediction in dry and lactating Holstein cows. **Journal Dairy Science**, v. 75, p. 2.165-75, 1992.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Confronto dos resultados dos dados estruturais dos censos agropecuários – Brasil – 1970/2006. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/defaulttab\\_censoagro.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/defaulttab_censoagro.shtm)>.
- IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Eds.). **The National Greenhouse Gas Inventories Programme**. [S.l.]: IGES, 2006.
- IPCC. Climate change 2007: the physical science basis. In: SOLOMON, S. D.; QIN, M.; MANNING, Z.; CHEN, M.; MARQUIS, K. B.; AVERYT, M.; TIGNOR, H. L. (Eds.). **Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 996p.
- IPCC. Climate change 2007: the physical science basis. **Summary for policymakers**. Fourth Assessment Report. 21p. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/2007>>. Acesso em: abr. 2007.
- JANTALIA, C. P.; TERRÉ, R. M.; MACEDO, R. O.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Acumulação de carbono no solo em pastagens de *Brachiaria*. In: ALVES, B. J. R. et al. (Eds.). **Manejo de sistemas agrícolas: impactos no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006. p. 157-70.
- JOBLIN, K. N. Ruminant acetogens and their potential to lower ruminant methane emissions. **Australian Journal Agricultural Research**, v. 50, n. 8, p. 1.321-7, 1999.
- KIEHL, J. C. Distribuição e retenção de amônia no solo após a aplicação de ureia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 13: 75-80, 1989.

- LAL, R. Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. **Climate Change**, v. 51, p. 35-72, 2001.
- LEITE, L. F. C.; PETRERE, V. G.; SAGRILLO, E. Sequestro de carbono em solos da região semiárida brasileira, estimado por modelo de simulação em diferentes sistemas produtivos. In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL: CLIMA, SUSTENTABILIDADE E DESENVOLVIMENTO EM REGIÕES SEMIÁRIDAS – ICID+18, 2., 2010, Fortaleza. Clima, sustentabilidade e desenvolvimento em regiões semiáridas. Fortaleza: BND-Etene: MMA, 2010.
- MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 133-46, 2009. (supl. especial).
- MAPA. **Projeções do agronegócio – Brasil – 2008/09 a 2018/19**. Disponível em: <[http://www.codeagro.sp.gov.br/camaras\\_setoriais/as\\_camaras/milho/anexo/Anexol.pdf](http://www.codeagro.sp.gov.br/camaras_setoriais/as_camaras/milho/anexo/Anexol.pdf)>.
- MARK, E. F.; MARK, E. N. N.; POTH, A.; ABER, J. D.; BARON, J. S.; BORMANN, B. T.; JOHNSON, D. W.; LEMLY, A. D.; McNULTY, S. G.; RYAN, D. F.; ROBERT STOTTEMYER, R. Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. **Ecological Applications** 8: 706-33, 1998. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0706:NEINAE\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0706:NEINAE]2.0.CO;2)>.
- MARTHA JR. G. B.; TRIVELIN, P. C. O.; CORSI, M. Absorção foliar pelo capim-tanzânia da amônia volatilizada do N-ureia aplicado ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 33, p. 103-8, 2009.
- MARTHA JR., G. B.; CORSI, M.; TRIVELIN, P. C. O.; VILELA, L.; PINTO, T. L. F.; TEIXEIRA, G. M.; MANZONI, C. S.; BARIONI, L. G. Perda de amônia por volatilização em pastagem de capim-tanzânia adubada com ureia no verão. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 33, n. 6, p. 2.240-7, 2004 (Supl. 3).
- MERCADANTE, M. E. Z.; CALIMAN, A. P. de M.; LUCILA SOBRINHO, T.; BERNDT, A.; MAGNANI, E.; BRANCO, R. H. Emissão de metano entérico e consumo alimentar residual em bovinos Nelore. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 49., 2012, Brasília, DF. A produção animal no mundo em transformação. **Anais...** Brasília: SBZ, 2012. 1 CD-ROM.
- MCALLISTER, T. A.; OKINE, E. K.; MATHISON, G. W.; CHENG, K. J. Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. **Canadian Journal Animal Science**, v. 76, p. 231-43, 1996.
- MCT – MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. **Inventário brasileiro de emissões antrópicas por fontes e remoções por sumidouros de gases de efeito estufa não controlados pelo Protocolo de Montreal – Parte II da Segunda Comunicação Nacional do Brasil**. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/310922.html>>. Acesso em: 6 jul. 2015.
- MCTI – MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, DF: MCTI, 2013. 76p. Disponível em: [http://www.mct.gov.br/upd\\_blob/0226/226591.pdf](http://www.mct.gov.br/upd_blob/0226/226591.pdf). Acesso em: 13 mar. 2015.
- MCTI – MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, DF: MCTI, 2014. 164p.
- MORAIS, R. F.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R. Ammonia volatilization and nitrous oxide emissions during soil preparation and N fertilization of elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum.). **Soil Biology & Biochemistry**, v. 64, p. 80-8, 2013.

- MULLER, M. D.; FERNANDES, E. N.; CASTRO, C. R. T.; PACIULLO, D. S. C.; ALVES, F. F. Estimativa de acúmulo de biomassa e carbono em sistema agrossilvipastoril na Zona da Mata mineira. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 60: 11-7, 2009.
- NASCIMENTO, C. A. C. do; VITTI, G. C.; FARIA, L. de A.; LUZ, P. H. C.; MENDES, F. V. Ammonia volatilization from coated urea forms. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, p. 1.057-63, 2013.
- NEVES, C. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; MACEDO, R. L. G.; TOKURA, A. M. Estoque de carbono em sistema agrossilvipastoril, pastagem e eucalipto sob cultivo convencional na região noroeste do estado de Minas Gerais. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 28, p. 1.038-46, 2004.
- OFUGI, C.; MAGALHÃES, L. L.; MELIDO, R. C. N.; SILVEIRA, V. P. Integração lavoura-pecuária (ILPF), sistemas agroflorestais (SAFs). In: TRECENTI, R. et al. (Eds.). *Integração lavoura-pecuária-silvicultura*: boletim técnico. Brasília: Mapa/SDC, 2008. p. 20-5.
- OLIVEIRA, P. P. A. Gases de efeito estufa em sistemas brasileiros de produção animal e a importância do balanço de carbono para a preservação ambiental. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 2015. (No prelo).
- OLIVEIRA, P. P. A.; BERNARDI, A. C. de C.; ALVES, T. C.; PEDROSO, A. de F. Evolução na recomendação de fertilização de solos sob pastagens: eficiência e sustentabilidade na produção pecuária. In: **SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO DE GADO DE CORTE, 9**; INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF BEFF CATTLE PRODUCTION, 5., 2014. O encontro do boi verde. *Anais... Viçosa*: UFV, 2014. p. 289-344.
- OLIVEIRA, P. P. A.; ALVES, T. C.; PEDROSO, A. DE F.; MARQUES, R.; PASSERI, L. F.; PEZZOPANE, J. R. M.; BERNDT, A. Nitrous oxide emissions from different dairy cattle production systems with tropical pastures during the Brazilian spring. *Advances in Animal Biosciences*, v. 4, n. 2, p. 501, 2013.
- OLIVEIRA, P. P. A.; PEDROSO, A. de F.; ALMEIDA, R. G. de; FURLAN, S.; BARIONI, L. G.; BERNDT, A.; OLIVEIRA, P. A.; HIGARASHI, M.; MORAES, S.; MARTORANO, L.; LUIPEREIRA; VISOLI, M.; FASIABEM, M. C. R.; FERNANDES, A. H. B. M. Emissão de gases nas atividades pecuárias. In: II SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS II SIGERA, 2011. Foz do Iguaçu. Palestras, v. I, 2011.
- OLIVEIRA, P. P. A.; ALVES, A. C.; HERLING, V. R.; LUZ, P. H. C.; ALVES, T. C.; ROCHETTI, R. C.; ALVES, J. P. M. Fertilização com ureia em superfície em pastagem irrigada e a volatilização de amônia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 32., 2009, Fortaleza. O solo e a produção de bioenergia: perspectivas e desafios. *Anais... Fortaleza*: SBCS, 2009. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPPSE-2010/18861/1/PROCIPPAO2009.00245.pdf>>. Acesso em: 1 jul. 2015.
- OLIVEIRA, P. P. A.; TRIVELIN, P. C. O.; ALVES, A. C.; LUZ, P. H. de C.; HERLING, V. R. Métodos para avaliar as perdas de nitrogênio por volatilização da superfície do solo e por emissão de amônia pela folhagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2008 41p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/Embrapa Pecuária Sudeste; 16).
- OLIVEIRA, P. P. A.; TRIVELIN, P. C. O.; OLIVEIRA, W. S. Balanço do nitrogênio (15N) da ureia nos componentes de uma pastagem de capim-marandu sob recuperação em diferentes épocas de calagem. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 36, n. 6, p. 1.982-9, 2007.
- OLIVEIRA, P. P. A.; TRIVELIN, P. C. O.; OLIVEIRA, W. S. Eficiência da fertilização nitrogenada com uréia (15N) em *Brachiaria brizantha* cv. Marandu associada ao parcelamento de superfosfato simples e cloreto de potássio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 613-20, 2003.
- O'MARA, F. P. The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Animal Feed Science and Technology*, v. 166-7, p. 7-15, 2011.
- O'MARA, F. P. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany*, v. 110, p. 1.263-70, 2012.
- PECUS. **Glossário da rede de pesquisa Pecuária**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2015. 17p. Disponível em: <[http://www.cppse.embrapa.br/redepecus/sites/default/files/principal/publicacao/glossario\\_pecuaria\\_sustentavel\\_0.pdf](http://www.cppse.embrapa.br/redepecus/sites/default/files/principal/publicacao/glossario_pecuaria_sustentavel_0.pdf)>. Acesso em: 29 jun. 2015.
- PERDOK, H.; NEWBOLD, J. **Reducing the carbon footprint of beef production. Nutrition for tomorrow**. Provimi Nutron, December 2009.
- PIÑEIRO, G.; PARUELO, J. M.; OESTERHELD, M. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. *Global Change Biology*, v. 12, 2006, p. 1.267-84. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01173.x.
- PRIMAVESI, O. **A pecuária de corte brasileira e o aquecimento global**. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007. 42p. (Documentos/Embrapa Pecuária Sudeste, 72).
- PRIMAVESI, O. **A pecuária de corte brasileira e o aquecimento global**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007. 43p. (Documentos/Embrapa Pecuária Sudeste, 72).
- PRIMAVESI, O.; BERNDT, A.; LIMA, M. A. de; FRIGHETTO, R. T. S.; DEMARCHI, J. J. A. de A.; PEDREIRA, M. dos S. Produção de gases de efeito estufa em sistemas agropecuários - Bases para o inventário de emissão de metano por ruminantes. In: LIMA, M. A.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; MACHADO, P. L. O. de A.; URQUIAGA, S. (Eds.). **Estoques de carbono e emissão de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira**. Brasília, DF: Embrapa, 2012. p. 239-70.
- RACZKOWSKI, C. W.; KISSEL, D. E. Fate of subsurface-banded and broadcast applied to tall fescue. *Soil Science Society American Journal*, v. 53, p. 566-70, 1989.
- RIPPLE, W. J.; SMITH, P.; HABERL, H.; MONTZKA, S. A.; MCALPINE, C.; BOUCHER, D. H. Commentary: ruminants, climate change and climate policy. *Nature Climate Change*, v. 4, p. 2-5, 2014. Disponível em: <[www.nature.com/natureclimatechange](http://www.nature.com/natureclimatechange)>. Acesso em: 13 mar. 2015.
- SAGGAR, S.; HEDLEY, C. B.; GILTRAP, D. L.; LAMBIE, S. M. Measured and modeled estimates of nitrous oxide emission and methane consumption from a sheep-grazed pasture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 122, p. 357-65, 2007.
- SANTOS, K. M. dos. Emissão de óxido nitroso e volatilização de amônia em pastagem de capim-marandu. 2013. 80p. Dissertação (Mestrado em Produção Animal Sustentável) - Instituto de Zootecnia, APTA/SAA..
- SEGNINI, A.; MILORI, D. M. B. P.; SIMÕES, M. L.; SILVA, W. T. L.; PRIMAVESI, O.; MARTIN-NETO, L. Potencial de sequestro de carbono em área de pastagem de *Brachiaria decumbens*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado, RS. Conquistas e desafios da ciência do solo brasileira. *Anais... Porto Alegre*: SBCS, 2007. 1 CD-ROM.
- SENGIK, E. **Efeito de resíduos orgânicos e de sais inorgânicos na volatilização de amônia em solo tratado com ureia**. Piracicaba, 1993. 134p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- SENGIK, E.; KIEHL, J. C. Controle da volatilização de amônia em terra tratada com ureia e turfa pelo emprego de sais inorgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 19: 455-61, 1995.

- SMITH, P.; MARTINO, D.; CAL, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MCCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLE, B.; SIROTENKO, O. Agriculture. In: METZ; DAVIDSON; BOSCH; DAVE; MEYER (Eds.). **Climate change 2007: mitigation**. Contribution of Working Group III, 4<sup>th</sup> Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 2011.
- SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L. Melhores práticas de manejo para minimizar emissões de gases de efeito estufa associadas ao uso de fertilizantes. Piracicaba, SP. **Informações Agronômicas**, n. 121, p. 13-4. mar. 2008.
- SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 133: 247-66, 2009.
- SOLÓRZANO, L. A. R.; BERNDT, A.; FRIGHETTO, R. T. S.; PERNA JR., F.; DEMARCHI, J. J. A. de A.; RODRIGUES, P. H. M. Efeito de três fontes energéticas sobre a produção de metano em bovinos. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 49., 2012, Brasília, DF. A produção animal no mundo em transformação. **Anais...** Brasília: SBZ, 2012.
- SORDI, A.; DIECKOWA, J.; BAYER, C.; ALBURQUERQUE, M. A.; PIVAC, J. T.; ZANATTA, J. A.; TOMAZI, M.; ROSAB, A. M.; MORAES, A. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 94-103.
- TOMAZI, M.; SALTON, J. C.; FAVARIN, R. P.; RETORE, M.; SANTOS, D. C. dos; BAYER, C. Emissão de N<sub>2</sub>O proveniente de excretas de bovinos em sistema de integração lavoura-pecuária e pastagem permanente na região tropical do Cerrado brasileiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. Ciência do solo: para que e para quem. **Anais...** Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013.
- TSUKAMOTO FILHO, A. A. **Fixação de carbono em um sistema agroflorestal com eucalipto na região do cerrado de Minas Gerais**. Viçosa, 2003. 98p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa.
- URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; BODDEY, R. M. Variações nos estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa em solos das regiões tropicais e subtropicais do Brasil: uma análise crítica. **Informações Agronômicas**, n. 130, 2010.
- USEPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Methane emissions and opportunities for control. Workshop results of Intergovernmental Panel on Climate Change**. Sep. 1990.
- ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34: 1.653-65, 2010.
- ZEN, S. de; BARIONI, L. G.; BONATO, D. B. B.; ALMEIDA, M. H. S. P. de; RITTI, T. F. **Pecuária de corte brasileira: impactos ambientais e emissões de gases de efeito estufa (GG)**. Disponível em: <www.cepa.usp.br>. Acesso em: 24 abr. 2009.
- WATSON, C. J. Urease activity and inhibition: principles and practice. London: The International Fertilizer Society Meeting, 2000. The International Fertilizer Society. **Proceedings**, n. 454. 39p.

# Estratégias de suplementação de bovinos mantidos em pastagens

João Ricardo Rebouças Dórea<sup>1</sup>,  
Flávio Augusto Portela Santos<sup>2</sup>

## 1. Introdução

A utilização de pastagens como único alimento apresenta limitações de ordem nutricional e não nutricional que podem restringir ganhos de peso elevados de bovinos nas fases de recria e terminação (Poppi et al., 1987). O ganho de peso dos animais em pastagens é determinado principalmente pela ingestão de nutrientes, a qual é determinada pelo consumo de forragem. Este consumo normalmente é limitado por fatores comportamentais do animal (frações do dia predestinadas a atividades de ruminação,

1. Pós-doutorando, University of Wisconsin  
2. Departamento de Zootecnia, Esalq/USP

ócio e pastejo) (Poppi et al., 1987), estrutura do pasto (fatores relacionados diretamente com o manejo) (Santos et al., 2014) e composição química da forragem, através do mecanismo de distensão da parede do rúmen ou efeito de enchimento ruminal (Allen, 1996). A estrutura do pasto é o principal fator que regula a eficiência de colheita e, por isso, desempenha um papel fundamental na ingestão de nutrientes (Da Silva & Nascimento Jr., 2007).

Sendo assim, fatores relacionados com as características da forragem, exigência nutricional do animal e capacidade de colheita eficiente são na maioria das vezes os principais limitadores de desempenhos elevados de animais em pastagens tropicais. Nesse sentido, mecanismos que reduzam as limitações impostas por esses fatores, como o uso da suplementação, são de extrema importância e devem ser utilizadas nos sistemas de produção baseados em pastagens (Santos et al., 2009).

O uso da suplementação concentrada vem sendo adotado cada vez mais pelos pecuaristas, como ferramenta para aumento do desempenho animal e taxa de lotação. Esse aumento no uso de suplemento tem se dado principalmente em virtude do preço favorável dos grãos (principais ingredientes das suplementações concentradas), que aumentou menos do que o preço da arroba do boi gordo nos últimos dez anos (Gráfico 1). Isso resultou em situação propícia ao uso da suplementação concentrada.

Na última década (2005-2015), houve um aumento no preço da saca de milho da ordem de 50%, que foi de R\$ 17,03 para R\$ 25,51 (preço de 03/07/15), enquanto o preço da arroba do boi gordo aumentou 144%, indo de R\$ 59,18 para R\$ 144,58 (preço de 03/07/2015) (Cepea, 2015). Esse comportamento dos preços de boi e milho no mercado brasileiro tem estimulado cada vez mais a suplementação de bovinos mantidos em pastagens. É importante ressaltar que dos 144% de aumento observados no preço do boi gordo nos últimos dez anos, quase a metade ocorreu nos últimos três anos, entre 2012 e 2015, o que demonstra que esse cenário extremamente favorável é ainda recente na maior parte do Brasil.

Diante da necessidade de aumentar a produtividade e do cenário favorável para intensificação, é preciso entender quando e de que forma realizar a suplementação dos animais, tendo em vista

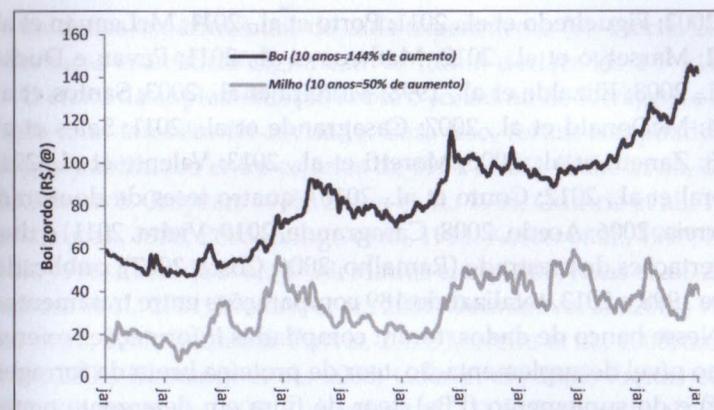


Gráfico 1. Evolução no preço do milho e do boi gordo entre 2005-2015 no Brasil. Fonte: Cepea, 2015.

que as estações do ano influenciam na qualidade da forragem e, por isso, o produtor deve saber escolher o melhor perfil de suplemento concentrado (proteicos, energéticos ou proteico-energéticos), já que essa escolha levará em consideração fatores como manejo da pastagem, valor nutritivo da forragem, categoria animal etc.

O objetivo deste texto é entender como diferentes tipos de suplementação (proteica, energética e proteico-energética) alteram o desempenho animal e o consumo de forragem, em função do valor nutritivo da forragem, e não das estações do ano. Além disso, será discutido o efeito da suplementação na fase de recria sobre o desempenho de animais terminados em confinamento.

## 2. Revisão dos trabalhos

Para analisar o impacto da suplementação sobre o desempenho animal, foram revisados 48 experimentos reportados em 42 artigos (Barbosa et al., 2007; Baroni et al., 2000; Cabral et al., 2008; Fernandes et al., 2010; Goes et al., 2003; Goes et al., 2005; Jung et al., 2009; Leão et al., 2005; Nascimento et al., 2009; Paulino et al., 2006; Porto et al., 2009; Simoni et al., 2009; Garcia et al., 2004; Goes et al., 2009; Júnior et al., 2002; Zervoudakis et al., 2002; Silva et al., 2010; Porto et al., 2008; Ruas et al., 2000; Nascimento et al., 2010; Wheeler et

al., 2002; Figueiredo et al., 2011; Porto et al., 2011; McLennan et al., 2012; Marsetyo et al., 2012; Matheus et al., 2011; Pavan e Duckett et al., 2008; Elizalde et al., 1998; Moreira et al., 2003; Santos et al., 2004; McDonald et al., 2007; Casagrande et al., 2011; Sales et al., 2008; Zanetti et al., 2000; Moretti et al., 2013; Valente et al., 2011; Cabral et al., 2012; Couto et al., 2010), quatro teses de doutorado (Correia, 2006; Acedo, 2008; Casagrande, 2010; Vieira, 2011) e duas dissertações de mestrado (Ramalho, 2006; Costa, 2007), publicados entre 1998 e 2013, totalizando 189 comparações entre tratamentos.

Nesse banco de dados, foram compiladas informações referentes ao nível de suplementação, teor de proteína bruta da forragem (PBf) e do suplemento (PBs), teor de fibra em detergente neutro da forragem (FDNf), nutrientes digestíveis totais do suplemento (NDTs), número de animais utilizados, peso corporal (PC) dos animais e ganho de peso diário (GPD). De posse dessas informações, foram calculados os consumos de proteína bruta (CPBs) e NDT (CNDTs) dos suplementos.

Ao invés de classificar os trabalhos quanto à estação do ano (seca e águas), eles foram classificados em função do teor de PB da planta forrageira (qualidade da forragem). Forrageiras com teores menores que 7% de PB foram classificadas como de baixa qualidade (FBQ), e acima de 7% foram classificadas como de alta qualidade (FAQ).

A suplementação utilizada em cada trabalho foi classificada em: energética, proteica e proteico-energética, em função do teor de PB do suplemento (tipo de suplementação). Suplementos com até 15% de PB foram classificados como energéticos, de 15% a 30% como proteico-energéticos e acima de 30% como proteicos. Todos os experimentos compilados tiveram um tratamento controle (sem suplementação).

Foi realizada meta-análise dos dados compilados, em que as variáveis respostas GPD, nível de suplementação, consumo de suplemento, CPBs e CNDTs foram analisadas através do programa estatístico SAS, versão 9.3 (SAS Institute, Cary, NC, EUA). Para cada variável, o modelo incluiu efeito fixo da interação entre qualidade da forragem, tipos de suplementação e efeito aleatório de experimento. Os tratamentos foram pesados de acordo com o número

de unidades experimentais de cada experimento (St.-Pierre, 2001). Diferenças estatísticas significativas foram declaradas a  $P < 0,05$ .

O efeito da suplementação sobre o consumo de forragem e consumo total também foi revisado. Para isso, foram compilados 45 artigos publicados entre os anos de 1974 e 2011 (Lake et al., 1974; McCollum & Galyean, 1985; Caton et al., 1988; Guthrie et al., 1988; Stokes et al., 1988; Pordomingo et al., 1991; Koster et al., 1996; Hess et al., 1996; Elizalde et al., 1998; Mathis et al., 2000; Ruas et al., 2000; Barbosa et al., 2001; Brokaw et al., 2001; Detmann et al., 2001; Wheeler et al., 2002; Bodine & Purvis, 2003; Moreira et al., 2003; Santos et al., 2004; Detmann et al., 2005; Góes et al., 2005; Freitas et al., 2005; Ribeiro et al., 2005; Richards et al., 2006; Barbosa et al., 2007; MacDonald et al., 2007; Loy et al., 2007; Figueiredo et al., 2008; Pavan & Duckett, 2008; Sales et al., 2008a,b; Wickersham et al., 2008; Morais et al., 2009; Nascimento et al., 2009; Simoni et al., 2009; Casagrande, 2010; Dórea, 2010; Figueira et al., 2010; Morais et al., 2010; Nascimento et al., 2010; Paula et al., 2010; Bohnret et al., 2011; Costa et al., 2011; Figueiredo et al., 2011; Paula et al., 2011; Porto et al., 2011; Vieira, 2011).

As variáveis compiladas nos experimentos foram: consumo de forragem (CMSf), consumo total (CMSt), nível de suplementação, PB e FDN da forragem, PB do suplemento e PC dos animais.

Assim como foi feito nas análises de desempenho animal, a forragem também foi classificada quanto à sua qualidade: de baixa qualidade (FBQ, teor menor que 9% de PB) e de alta qualidade (FAQ, teor maior que 9% de PB). O critério utilizado para classificação da forragem foi 9% de PB, e não mais 7%, como anteriormente. Essa mudança ocorreu devido ao perfil do banco de dados compilado, uma vez que o número de experimentos realizados com plantas forrageiras com teores menores que 7% de PB foi reduzido.

As variáveis respostas CMSf e CMSt foram analisadas através de meta-análise, utilizando o programa estatístico SAS (SAS Institute, Cary, NC, EUA). Para cada variável, o modelo incluiu efeitos fixos da interação entre qualidade da forragem e níveis de suplementação, e efeito aleatório de experimento (St.-Pierre, 2001). Diferenças estatísticas significativas foram declaradas a  $P < 0,05$ .

### 3. Efeitos da suplementação sobre o desempenho animal

A Tabela 1 apresenta os dados descritivos dos trabalhos revisados para avaliar a interação entre qualidade da forragem e desempenho animal. O banco de dados abrangeu um total de 2.591 bovinos de corte, com peso corporal médio de 278 kg. Dos 2.591 animais, 1.533 foram avaliados em estudos em que a planta forrageira apresentou baixa qualidade e 1.058 animais em estudos que obtiveram forrageiras com alta qualidade (Tabela 1).

De maneira geral, o número de animais utilizados por experimento é baixo, em média de 52 animais por experimento, variando de 12 a 214. Esse baixo número de animais quase sempre resulta em poucas unidades experimentais por tratamento, o que pode elevar a variação experimental e reduzir o poder do teste estatístico.

**Tabela 1.** Caracterização dos trabalhos analisados em relação ao número de tratamentos, peso corporal, PB e FDN da forragem, PB e NDT dos suplementos e níveis de suplementação

	n total		n	PC	PBf	FDNf	Nível, % PC	PBs	NDTs
Forragem de baixa qualidade (FBQ < 7% PB)	1533	Média	43	274	5,63	72,17	0,37	28,7	60,4
		DP	20	89	1,03	5,95	0,37	23,7	29,8
		Mín.	12	168	3,40	62,22	0,00	0,0	0,0
		Máx.	116	473	7,00	84,30	1,30	83,1	90,0
Forragem de alta qualidade (FAQ > 7% PB)	1058	Média	61	282	11,38	65,84	0,29	19,0	58,1
		DP	52	92	3,78	5,37	0,28	14,9	36,3
		Mín.	16	130	8,10	56,00	0,00	0,0	0,0
		Máx.	214	546	20,80	76,22	1,00	48,0	93,4

FBQ = forragem de baixa qualidade (< 7% PB), FAQ = forragem de alta qualidade (> 7% PB), DP = desvio padrão, Mín = mínimo, Máx = máximo, n = número de animais, PC = peso corporal, Nível = nível de suplementação, PB = proteína bruta (%MS), FDN = fibra em detergente neutro (% MS), NDT = nutrientes digestíveis totais (% MS), f = forragem, s = suplemento.

Os teores médios de PB e FDN para forragens classificadas como de baixa qualidade foram 5,63% e 72,14%, respectivamente. Com relação às forragens de alta qualidade, estas apresentaram teores de PB e FDN de 11,38% e 65,85%, respectivamente. A forragem não foi classificada por estação do ano devido à grande

variação que existe entre as plantas dentro da mesma estação. Por exemplo, pode-se ter uma planta na seca com 3% de PB e outra com 8%, a depender do manejo, da região do país, da precipitação etc. A estação do ano é uma maneira muito generalizada de classificar a qualidade da planta forrageira e, neste sentido, foi utilizado o teor de PB para classificar a qualidade da forrageira.

Os níveis de suplementação para FBQ e FAQ foram semelhantes (0,37 e 0,29% do PC). No entanto, os suplementos fornecidos para animais mantidos em FBQ apresentaram maior teor médio de PB (28,7%) comparado com os suplementos utilizados para animais mantidos em FAQ (19,0%).

Com a análise dos dados foi possível observar que houve interação significativa ( $P < 0,05$ ) do tipo de suplemento utilizado nas diferentes qualidades da forragem (Tabela 2).

Quando a forragem apresentou menos de 7% de PB, o animais sem suplementação (controle) apresentou desempenho de 0,273 kg/d. É importante frisar que esse desempenho é considerado elevado para animais mantidos em pastagens com baixo valor nutritivo e que, normalmente, ocorre em condições em que existe disponibilidade de forragem para os animais. Na prática, esse desempenho pode ser ainda menor.

Quando a suplementação proteica (suplementos com mais de 30% de PB) foi fornecida, na dose média de 0,26% do PC, o GPD dos animais aumentou 144 g/dia ( $P < 0,05$ ), um aumento da ordem de 52%. Esse aumento ocorre devido ao fornecimento de proteína bruta (326 g/animal/dia), via suplemento, o que normalmente aumenta a síntese microbiana (Porto et al., 2011), a degradação de fibra e, conseqüentemente, o consumo de forragem e de energia, como será visto adiante, no Gráfico 2.

Diferente do esperado, a suplementação com energia, na dose média de 0,65% do PC, para animais em pastagens com teor de PB menor que 7%, resultou em aumento do desempenho em 279 g/dia, porém sem diferença estatística da suplementação proteica e proteico-energética ( $P > 0,05$ ).

Devido ao baixo teor de PB das pastagens (menor que 7%), o fornecimento de suplemento energético (menor que 15% de PB) poderia resultar em drástica redução da amônia no rúmen (Russell

**Tabela 2.** Efeito de diferentes tipos de suplementação (proteica, energética e proteico-energética) sobre o desempenho de animais mantidos em pastagens com baixa e alta qualidade (FBQ e FAQ)

	FBQ (< 7% PB)				FAQ (> 7% PB)				P value	
	CON	ENE	PRO	PRO-ENE	COM	ENE	PRO	PRO-ENE	F*S	EPM
GPD, kg/d	0,273c	0,552ab	0,417b	0,630a	0,572b	0,727*	0,715a	0,728a	0,0001	0,06
Nível, % PC	—	0,65a	0,26b	0,63a	—	0,40	0,31	0,34	0,0001	0,05
Nível, kg/d	—	1,90a	0,74b	1,7a	—	1,25	0,97	1,12	0,0001	0,17
CPBs, kg/d	—	0,250b	0,326ab	0,392ab	—	0,142b	0,367a	0,250ab	0,0001	0,04
CNDTs, kg/d	—	1,56a	0,57b	1,44a	—	0,91	0,81	0,91	0,0001	0,18

FBQ = forragem de baixa qualidade (< 7% PB), FAQ = forragem de alta qualidade (> 7% PB), COM = controle (sem suplementação), ENE = energético, PRO = proteico, PRO-ENE = proteico-energético, EPM = erro padrão da média padrão, F\*S = interação entre qualidade da forragem e tipo de suplemento, GPD = ganho de peso diário, Nível = nível de suplementação, CPB = consumo de proteína bruta, CNDT = nutrientes digestíveis totais, s = suplemento.

et al., 1992; Firkins, 1996; Bach et al., 2005), e com isso produzir consequências negativas na fermentação ruminal, impactando na síntese microbiana, digestão da fibra e consumo voluntário (Caton and Dhuyvetter, 1997). Entretanto, caso isso tenha ocorrido nos animais suplementados na presente revisão, não foram observados impactos negativos no GPD. Vale frisar que a suplementação energética supriu quase três vezes mais energia (NDT) e 77% da proteína suprida pela suplementação proteica.

Com relação ao aumento no GPD de animais recebendo suplemento energético (suplementos com menos de 15% de PB) mantidos em pastagens com teor de PB menor que 7%, Leão et al. (2005) suplementaram animais com 0,2, 0,4 e 0,6% do PC em pastagens com 5,21% de PB e notaram ganhos adicionais de 74, 212 e 221 g/dia em relação ao tratamento controle (sem suplementação, GPD = 295 g/d). Silva et al. (2010) suplementaram animais mantidos em pastagens com 6,09% de PB, com 0,3, 0,6 e 0,9% do PC, e notaram ganhos adicionais da ordem de 107, 140 e 240 g/dia em relação aos animais não suplementados (GPD = 0,400 g/d). Porto et al. (2011) trabalharam com animais mantidos em pastagens com 5,77% de PB e suplementaram os animais com 0,91% do PC e observaram ganho adicional de 283 g/dia em relação aos animais não suplementados (GPD = 0,257 g/d). Os suplementos utilizados nos tra-

balhos citados possuíam entre 10 e 15% de PB, sendo considerados suplementos energéticos.

No trabalho conduzido por Porto et al. (2011), foram fornecidos quatro níveis de suplementação: 0,5, 1,0, 1,5 e 2,0 kg/animal/dia, com teores médios de PB de 58, 29, 19 e 13%, respectivamente. Nesse trabalho, os autores observaram efeito quadrático na síntese e eficiência microbiana, em que a suplementação além de 1 kg/animal/dia causou efeito negativo sobre esses parâmetros. Esses autores também reportaram redução linear significativa na digestibilidade da FDN em função do aumento do nível de suplementação. Entretanto, não houve prejuízo no consumo de forragem, e houve aumento linear no consumo de matéria seca total e de NDT. Dessa maneira, mesmo causando alterações negativas na fermentação ruminal, a suplementação em níveis mais elevados de energia foi capaz de aumentar o consumo de NDT e GPD em relação aos animais não suplementados.

O aumento no consumo de NDT, sem prejuízos na digestibilidade da FDN, foi reportado por Silva et al. (2010) quando animais foram suplementados com energia em pastagens de baixo valor nutritivo. Como mencionado anteriormente, esses autores também observaram aumento no desempenho animal.

São poucos os trabalhos encontrados na literatura em que a suplementação energética é fornecida para bovinos mantidos em pastagens com teor de PB menor que 7%. No entanto, os resultados encontrados parecem demonstrar que os prejuízos causados na fermentação ruminal não limitam a ingestão de energia total, o que provavelmente explica os aumentos de desempenho observados.

A maior resposta em desempenho ocorreu quando os animais receberam suplementação proteico-energética (suplementos entre 15 e 30% de PB), na dose média de 0,63% do PC. O ganho adicional em relação aos animais não suplementados foi de 357 g/dia, e em relação aos animais que receberam suplemento proteico foi de 213 g/dia (Tabela 2).

Mesmo com baixo teor de PB no suplemento energético, o consumo médio de proteína bruta do suplemento foi o mesmo encontrado para animais que receberam suplemento proteico. Esse fato se deve às diferenças nos níveis de suplementação, em que os tra-

tamentos energético e proteico-energético apresentaram níveis de suplementação de 0,65% e 0,63% do PC, enquanto o tratamento proteico apresentou nível menor de suplementação, e de 0,26% do PC (Tabela 2).

Ao analisar o efeito das diferentes suplementações sobre o desempenho de animais consumindo FAQ, foi possível observar que todos os tipos de suplementos aumentaram o GPD em relação ao tratamento controle (não suplementado), com ganho adicional médio de 151 g/dia. Não houve diferenças entre os tipos de suplementos; todos promoveram aumento do GPD na mesma magnitude.

Também não foram observadas diferenças significativas nos níveis de suplementação ( $P > 0,05$ ), nem nos consumos de NDT do suplemento. A suplementação proteica aumentou o consumo de PB do suplemento para os animais que consumiram FAQ. No entanto, esse incremento no consumo de PB não foi capaz de promover aumentos em GPD em relação aos demais tratamentos suplementados.

#### 4. Efeitos da suplementação sobre o consumo de forragem e total

Os trabalhos revisados para avaliar o efeito da qualidade da forragem e dos níveis de suplementação sobre o consumo voluntário abrangeram um "n" (número de animais) de 1.153 animais, com peso corporal médio de 333 kg. Dos 1.153 animais analisados, 812 foram avaliados em estudos que apresentaram forrageiras com alta qualidade e 341 foram avaliados em estudos com forrageiras de baixa qualidade (Tabela 3).

Conforme apresentado na Tabela 3, pode-se observar que a dose média de concentrado fornecida para animais consumindo FAQ foi de 0,35% do PC, e para animais consumindo FBQ foi em média 0,24% do PC. As forragens de alta qualidade apresentaram valor médio de PB de 13,2%, enquanto as forragens de baixa qualidade apresentaram valor médio de 6%, sendo menos da metade do teor encontrado nas forragens de boa qualidade. Esse fato justifica o menor teor de PB no suplemento fornecido aos animais que consumiam FAQ, comparados com os animais consumindo FBQ.

**Tabela 3.** Caracterização dos trabalhos analisados em relação ao consumo de forragem e total, valor nutricional da forragem e do suplemento, nível, número de animais e peso dos animais

	n		PC <sup>1</sup>	Nível <sup>2</sup>	CMSf <sup>3</sup>	CMSt <sup>3</sup>	PBF <sup>3</sup>	FDN <sup>3</sup>	PBs <sup>3</sup>
Forragem de alta qualidade (FAQ > 9% PB)	812	Média	343	0,35	2,13	2,48	13,2	67,9	18,8
		Máx.	580	1,32	3,49	3,49	23,6	80,8	46,1
		Mín.	130	0	1,09	1,637	9,5	53,5	10,9
Forragem de baixa qualidade (FBQ) < 9% PB	341	Média	323	0,24	1,66	1,91	6,0	73,0	33,2
		Máx.	580	1	3,42	3,42	8,97	80,89	92,4
		Mín.	191	0	0,61	0,61	1,94	48,5	19,2

<sup>1</sup> = kg, <sup>2</sup> = % PV, <sup>3</sup> = % n = número de animais, PC = peso corporal, Nível = nível de suplementação, PB = proteína bruta (% MS), FDN = fibra em detergente neutro (% MS), f = forragem, s = suplemento, CMSf = consumo de matéria seca de forragem, CMSt = consumo de matéria seca total.

O teor de FDN das FAQ foi menor (67,9%) do que o encontrado em plantas com baixa qualidade (73%).

O consumo médio de forragem foi menor para FBQ (1,66% PC) quando comparado com FAQ (2,13% PC), assim como o consumo médio de MS total de 1,91% do PC para FBQ, contra 2,48% do PC em FAQ. Essas diferenças encontradas em função da qualidade da forragem demonstram o efeito da proteína bruta sobre a fermentação ruminal e o crescimento microbiano (Russell et al., 1992; Bach et al., 2005), que, em condições em que a forragem apresenta baixo teor de proteína, podem limitar a digestão de fibra, pelo baixo crescimento microbiano, resultando em reduções no consumo de forragem (Caton & Dhuyvetter, 1997), conforme observado na presente revisão.

No Gráfico 2 são apresentados os resultados da meta-análise dos dados de consumo de matéria seca de forragem (CMSf) e total (CMSt) em resposta aos níveis crescentes de suplementação de animais consumindo FBQ.

O consumo médio de forragem dos animais não suplementados foi de 1,7% do PV. Apesar do conceito extremamente difundido de que a suplementação proteica aumenta o consumo de forragem, é importante ponderar que, em FBQ, a depender da dose utilizada, o consumo de forragem pode ser reduzido, devido à mudança nas características nutricionais dos suplementos. Na meta-análise realizada, foi observado efeito cúbico ( $P < 0,05$ ) no CMSf em função