

EMIÇÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA E SUSTENTABILIDADE: UMA PERSPECTIVA DO SISTEMA DE PRODUÇÃO DE CARNE BOVINA NO BRASIL

Ciniro Costa Junior¹, Rodrigo Silva Goulart², Tiago Zanetti Albertini³, André Mancebo Mazzetto⁴, Brigitte Josefine Feigl⁵, Carlos Eduardo Pelegrino Cerri⁶, Dante Pazzanese Lanna⁶, Carlos Clemente Cerri⁵

RESUMO – A emissão de gases do efeito estufa (GEE) é assunto intensamente debatido atualmente. Países com metas de redução na emissão destes gases têm desenvolvido estudos visando entender os processos e reduzir as emissões. O desmatamento e a pecuária fazem do Brasil um dos principais países emissores de GEE. Entre os principais produtos da agropecuária brasileira está o gado de corte, manejado principalmente no sistema extensivo, onde os animais são abatidos em média aos três a quatro anos e a pastagem recebe pouco ou nenhum trato cultural. Outro sistema em uso no Brasil é o de semiconfinamento, onde o gado passa a fase de terminação em regime confinado, recebendo dieta especialmente elaborada para engorda. A quantificação e o monitoramento das emissões de GEE em sistemas agropecuários possibilitam a avaliação do grau de impacto sobre o ambiente. Nesta revisão serão discutidas as principais fontes de emissão de gases na pecuária e as diretrizes necessárias na pesquisa para avaliar alternativas sustentáveis dos sistemas de produção da carne.

Palavras-chave: Pecuária, emissão de GEE, sistemas, sustentabilidade.

EMISSION OF GREENHOUSE GASES AND SUSTAINABILITY: A PERSPECTIVE VIEW OF BEEF PRODUCTION SYSTEM IN BRAZIL

ABSTRACT – *The greenhouse gases emission (GHG) is a common subject debated today. Countries with reduction targets on greenhouse gas emissions have developed studies to understand the processes and reduce emissions. Deforestation and cattle make Brazil one of the largest emitters of GHG. Among the main products of Brazilian agriculture is beef cattle, handled mainly in the extensive system, where animals are slaughtered at an average of three to four years and receive little or no pasture tract culture. Another system in use in Brazil is the semi-extensive, where cattle finishing phase is under feedlot under a diet especially designed for fattening. Quantification and monitoring of GHG emissions in agricultural systems allow the assessment of the impact on the environment. This review will discuss the main sources of GHG emissions in livestock and guidelines necessary to evaluate the research of alternative sustainable beef production systems.*

Keywords: Livestock, GHG emissions, systems, sustainability.

¹ Autor correspondente, doutorando do Centro de Energia Nuclear na Agricultura - Universidade de São Paulo (CENA/USP), bolsista FAPESP. Av. Centenário, 303 - São Dimas - Caixa Postal 96 - Piracicaba, SP. cinirojr@cena.usp.br.

² Pós-doutorando da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Av. Pádua Dias, 11 - São Dimas - Caixa Postal 09 - Piracicaba, SP.

³ Pós-doutorando da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Informática Agropecuária (EMBRAPA), bolsista CNPq. Av. André Tosello, 209 - Barão Geraldo - Caixa Postal 6041- 13083-886 - Campinas, SP.

⁴ Doutorando do CENA/USP, bolsista CNPq.

⁵ Professores do CENA/USP, bolsistas CNPq.

⁶ Professores da ESALQ/USP, bolsistas CNPq.



1. INTRODUÇÃO

Até há pouco tempo, quantificar a emissão de gases do efeito estufa (GEE) em sistemas de produção da carne não era uma premissa ecológica, porque não havia conscientização ou conhecimento sobre os problemas do aquecimento global. Atualmente, no entanto, tornou-se necessário avaliar todas as fontes de GEE da cadeia produtiva de bovinos para propor alterações nos processos, visando reduzir a taxa de emissão dos gases e tornar a carne brasileira um produto ambiental, econômico e socialmente atrativo dentro do agronegócio internacional.

Segundo a FAO (2006), a pecuária brasileira apresenta grande importância mundial, sendo responsável por 20% da produção de carne e 23,5% da produção de leite dos países em desenvolvimento. Detentor do maior rebanho bovino comercial do mundo, o setor agropecuário brasileiro vem crescendo 4,5% ao ano, tendo ultrapassado em 2004 o total de 200 milhões de cabeças, ocupando aproximadamente 180 milhões de hectares de terra com pastagens (IBGE, 2007). A bovinocultura é a atividade agropecuária que ocupa maior extensão de terras no país, chegando a 48% do total (IBGE, 2007). Entretanto, a produtividade permaneceu em 0,9 Unidade Animal (UA) ha⁻¹ durante os últimos 30 anos. Comparativamente, no mesmo período, a produção de grãos foi duplicada com base não só na expansão em área, mas, sobretudo, no aumento de produtividade. No caso da soja, além do aumento significativo da área cultivada houve um aumento de 67% na produtividade entre 1985 e 2010 (CONAB, 2010). A transformação de ambientes naturais, como a Floresta e o Cerrado, em sistemas agrícolas tem provocado a degradação de extensas áreas, em consequência da exploração inadequada. Além disso, tem havido uma pressão social e econômica para a produção de alimentos nas últimas décadas, o que provoca a inclusão de áreas com solos de baixa aptidão agrícola.

2. EMISSÕES DE GEE NA PECUÁRIA

De acordo com Cerri et al. (2009), do total de 2022,3 Mt eq-CO₂ emitidos pelo Brasil no ano de 2005, mais da metade, ou seja, 1.074,2 Mt eq-CO₂ provém da conversão de florestas e cerrados em pastagens e sistemas agrícolas. Outros 347,0 Mt eq-CO₂ são gerados pela queima de combustíveis fósseis. A terceira maior fonte de emissão é a pecuária bovina, onde os principais gases emitidos são o metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O).

A quantificação da emissão de GEE proveniente da pecuária bovina é complexa, pois não se limita a determinar a emissão proveniente da fermentação entérica dos bovinos, como também são necessários cálculos para manejo de dejetos e mudança do uso da terra (Cerri et al., 2009).

Os principais fatores que contribuem para as emissões estão relacionados à fermentação entérica, dejetos sólidos e líquidos. A fermentação entérica resulta em grandes emissões de CH₄ para a atmosfera, assim como os dejetos sólidos (fezes). Já os dejetos líquidos promovem, principalmente, a emissão de N₂O (Lima et al., 2006). Além desses gases, a degradação dos dejetos no campo pode emitir CO₂, mesmo que em pequenas escalas (Jicong et al., 2006). As emissões de CO₂ na atividade pecuária também podem estar associadas ao uso de calcário para correção do pH dos solos sob cultivo de forrageiras (West & Marland, 2002).

No Brasil, as emissões de CH₄ e N₂O pelos dejetos da pecuária extensiva são pouco conhecidas e praticamente desconhecidas no sistema semiconfinado. Poucos são os trabalhos relativos ao tratamento dos mesmos e seus efeitos visando à mitigação desses gases. A pesquisa científica neste manejo e seus dejetos é importante na determinação dos coeficientes de emissão de GEE, uma vez que as metodologias e fatores de emissão propostos pelo IPCC (IPCC, 2006) são baseados em pesquisas realizadas em países de clima temperado, não representando a realidade dos países tropicais, como o Brasil.

3. MANEJO EXTENSIVO

No manejo extensivo, as principais fontes na emissão de GEE são a fermentação entérica (CH₄), os dejetos sólidos, os dejetos líquidos, os fertilizantes (N₂O) e a calagem (CO₂). Os dois últimos estão relacionados à recuperação e à manutenção das pastagens.

3.1. Fermentação entérica e dejetos sólidos

A produção de CH₄ entérico é parte do processo digestivo dos ruminantes. O carboidrato do material vegetal ingerido passa pelo processo de fermentação, realizado por bactérias presentes no rúmen. Este processo digestivo acontece de forma anaeróbia e possui como produtos finais CO₂ e CH₄ (Primavesi et al., 2004). Como

o CH_4 não é metabolizado pelo ruminante ou pelo micro-organismo presente no rúmen, este é removido pela eructação (Moss, 1993).

Os métodos para se determinar a emissão do metano ruminal podem ser realizados por meio de câmaras calorimétricas (NRC, 1996). Outra técnica é a do gás traçador hexafluoreto de enxofre (SF_6) (Primavesi, 2004). Porém, estas duas técnicas podem apresentar resultados irreais, já que, por serem invasivas, modificam o comportamento do animal ou necessitam de dados de validação para o uso na contabilidade de emissão de GEE (Grainger et al., 2007). Além destes fatos, o SF_6 é considerado gás de efeito estufa, tendendo a ser substituído (Pinares-Patino et al., 2007).

Uma das opções não invasivas é a abordagem desenvolvida por Griffith et al. (2008), que consiste em um gás traçador externo, porém sem a utilização de tubos de permeação no rúmen animal. A técnica exige que os locais de coleta sejam equipados com mastros para medida de direção e velocidade do vento por meio de um anemômetro supersônico. A técnica de dispersão pode ser utilizada em um grande número de animais, em ambientes fechados ou abertos (McGeough et al., 2010). No caso dos dejetos dos animais, o manejo adotado determina a emissão de CH_4 . A principal fonte são dejetos mantidos sob condições anaeróbicas e de animais em confinamento (González-Avalos, 2001). Segundo Primavesi et al. (2004), as emissões provenientes dos dejetos sólidos estão relacionadas à dieta disponível e sua digestibilidade, além do tipo de animal e medidas que propiciem maior eficiência digestiva. Gupta et al. (2007) mostraram que os fatores de emissão determinados pelo IPCC são superestimados em relação às medidas realizadas na Índia. Os autores argumentam que o clima do país é um dos principais fatores que afetam a emissão, sendo este aspecto não avaliado pelo IPCC.

A principal razão para a emissão dos dejetos é a entrada de nutrientes no solo que podem causar o *priming-effect* (Fontaine et al., 2003), em que os micro-organismos do solo aumentam a taxa de mineralização da matéria orgânica, emitindo CO_2 e CH_4 . Já em relação ao N_2O , Hynst et al. (2007) verificaram emissões durante um curto período, proporcionais à entrada de nutrientes. Em conjunto, a fermentação entérica e os dejetos sólidos representam 80% do CH_4 proveniente do setor agropecuário (FAO, 2006).

3.2. Dejetos líquidos e fertilizantes

A produção de N_2O proveniente dos dejetos líquidos e fertilizantes acontece somente sob condições específicas combinando-se processos aeróbicos e anaeróbicos.

Koops et al. (1997) constataram que a emissão de N_2O pela urina aplicada em solo muito seco é produzida principalmente por nitrificação. Este processo consiste na transformação do amônio (NH_4^+) em nitrato (NO_3^-), sendo um processo aeróbico. Em solo úmido (75-90% do grau de saturação de água no solo (WFPS do inglês *watter-filled pore space*)) a denitrificação é a fonte de emissão predominante de óxido nitroso (Monaghan & Barraclough, 1993; De Klein & Van Logtestijn, 1994). Neste processo ocorre a formação de N_2 a partir da redução do NO_3^- , sendo um processo anaeróbico. Nos dois processos descritos o N_2O é um produto intermediário do metabolismo dos micro-organismos do solo, sendo eliminado para a atmosfera. A temperatura, a humidade e a textura de solo afetam diretamente os processos microbiológicos que alteram o fluxo de N_2O do solo para atmosfera, tanto para urina quanto para fertilizantes.

A aplicação de dejetos líquidos de animais ao solo como fertilizante pode favorecer a emissão de N_2O por estimular tanto a nitrificação como a denitrificação. De maneira geral, observa-se um aumento nas emissões desse gás imediatamente após a aplicação de urina ao solo (De Klein & Van Logtestijn, 1994). Carter (2007) encontrou um aumento no valor de emissão de N_2O de 3,9 para 42,3 $\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ após aplicação de 52,9 g m^{-2} de urina diretamente ao solo.

Altas taxas de emissão de N_2O ocorrem quando o solo apresenta grande parte da porosidade preenchida por água. O WFPS por volta de 60% promove a mineralização do nitrogênio e dificulta a difusão de O_2 no solo, favorecendo a formação de ambientes anaeróbicos (Parton et al., 1996; Merino et al., 2001; Bateman & Baggs, 2005). Ding et al. (2007) verificaram que as emissões foram crescentes com o aumento no WFPS (30, 45, 60, 75 e 90%).

A textura do solo influencia as condições de aeração (Dziejowski et al., 1997) e os processos de secagem do solo (Coussot, 2000), fazendo com que seja promovida uma heterogeneidade nas condições de solo (microsítios aeróbicos e anaeróbicos aleatoriamente), que potencialmente podem influenciar as emissões de N_2O



proveniente de solos quando recebem a urina dos animais. Como o processo de nitrificação requer oxigênio, solos bem aerados, de textura média a arenosa aceleram o processo pela boa drenagem e movimento do ar entre o solo e a atmosfera (Lopes, 1998).

As emissões de N_2O tendem a ser maiores quando dejetos animais são aplicados em solos sob culturas comparados aos de pastagem, em solos úmidos em relação aos secos, aos solos com maiores quantidades de matéria orgânica em relação aos mais empobrecidos (Velthof et al., 2003). Dejetos aplicados superficialmente emitem mais N_2O comparativamente a aplicação profunda. (Misselbrook et al., 2002). Quanto mais estreita a relação C:N e maior a concentração de NH_4^+ dos dejetos, maior quantidade de N estará disponível para as plantas imediatamente após a aplicação ao solo. Caso contrário, parte do N será imobilizado no solo aumentando o processo de desnitrificação e subsequente emissão de N_2O (Dosch & Gutser, 1996).

Nos fertilizantes nitrogenados sintéticos, os trabalhos (Harrison et al., 1995; Velthof et al., 1997) mostram que quanto maior a quantidade de N presente no fertilizante, maior a perda deste na forma de N_2O . Hyde et al. (2006) atestam que as emissões seguem um padrão irregular durante o ano, sendo dependentes também de práticas de manejo, variações climáticas sazonais e flutuações na umidade do solo criadas por chuvas. Por exemplo, Cardenas et al. (2010) determinaram diferentes fatores de emissão variando de 0,5 a 3,9 kg $N_2O-N ha^{-1} ano^{-1}$ para três localidades na Inglaterra, em área sob pastejo submetida à adubação de manutenção. Os autores salientam que outras quantificações devem ser realizadas para determinar outros fatores de emissão, já que os dados existentes sobre emissão de N_2O em pastagens fertilizadas são escassos.

3.3. Calagem

A aplicação de calcário em solos agrícolas é fonte de emissão de CO_2 , pois quando o calcário é dissolvido no solo os cátions (Ca^{2+} e Mg^{2+}) são trocados por íons de hidrogênio (H^+). Esta troca realizada nos coloides do solo gera bicarbonato ($2HCO_3^-$) que pode ser convertido em CO_2 e H_2O (IPCC, 2000). De acordo com West & Marland (2002), a emissão provocada pela calagem é de 0,03 a 0,23 kg de carbono equivalente (CE) kg calcário⁻¹. Alguns autores sugerem que a calagem poderia reduzir a emissão de N_2O proveniente da urina

ao solo (Clark et al., 2001; Zaman et al., 2007), porém Galbally et al. (2010) mostraram que a aplicação de calcário não possui resposta significativa na redução da emissão de N_2O . Mais estudos relacionados à aplicação de calagem em pastos são necessários para determinar a real contribuição do calcário na emissão de GEE.

3.4. Mudança do uso da terra

O uso intensivo da terra invariavelmente tem efeitos negativos tanto sobre o ambiente quanto sobre a produtividade agrícola quando não se adotam práticas conservacionistas (Cerri et al., 2004; Foley et al., 2005). No que se refere ao ambiente, a redução da quantidade de matéria orgânica do solo é acompanhada pelo aumento das emissões de GEE para a atmosfera, potencializando o aquecimento global (Knorr et al., 2005). Quanto à produtividade agrícola, o uso intensivo da terra reduz e altera a qualidade da matéria orgânica remanescente no solo. Essas alterações se verificam, por exemplo, na desagregação e desestruturação do solo com perdas por erosão, na redução da disponibilidade de nutrientes para as plantas e na menor capacidade de armazenamento de água. Estes são alguns fatores que refletem negativamente na produtividade agrícola, consequentemente na produção de alimentos e na sustentabilidade do sistema solo-planta-atmosfera (Lal, 2003; Six et al., 2004; Knorr et al., 2005).

A utilização dos dados de emissão de GEE provenientes da mudança de uso da terra é um assunto controverso, já que em algumas localidades a pastagem foi implantada para substituir uma lavoura, por opção do agricultor, ou foi implantada em áreas naturalmente devastadas. Se levada em consideração, a quantidade de emissão nas pastagens pode aumentar exponencialmente, já que esta ação é a principal emissora de GEE no Brasil (Cerri et al., 2009).

4. CONFINAMENTO

O confinamento do gado de corte representa uma alternativa ao manejo extensivo e tem se tornado crescente no Brasil, sobretudo nas regiões Centro-Oeste e Norte do país. Atualmente, apenas 4% da produção de carne brasileira é proveniente de bovinos manejados em confinamento (ANUALPEC, 2008). Contudo, essa prática possui potencial para se expandir e, segundo a Associação Brasileira dos Confinadores (ASSOCON, 2010), desde 2006 a prática do confinamento tem se mostrado crescente, passando de 105.235 para 549.054 cabeças abatidas em 2008.

A principal vantagem do confinamento é o aumento da eficiência produtiva do rebanho por meio da redução da idade de abate, que gera retorno financeiro mais rápido em relação à pecuária extensiva e disponibiliza a pastagem para outras finalidades. Em relação à emissão de GEE, a diminuição da idade de abate do animal pode reduzir a emissão de GEE, já que a fermentação entérica representa a maior porcentagem da emissão de gases (95,6%) (Lima et al., 2002). No entanto, este sistema requer maior quantidade de insumos em relação à pecuária extensiva, pois, devido à intensificação, além do pasto utiliza-se ração animal à base de grãos e fertilizantes.

A mistura dos dejetos sólidos e líquidos nos piquetes dificulta a medida da emissão de GEE proveniente do confinamento. Novas técnicas (discutidas no Item 6) tem sido estudadas. A medição deve ser realizada não apenas no piquete, como também no local de armazenamento dos dejetos (Hensen et al., 2006; Baum et al., 2008; Park et al., 2010).

4.1. Dejetos e disposição final

A decomposição dos dejetos animais sob condição anaeróbica durante o armazenamento e tratamento produz CH_4 . Os principais fatores que afetam a emissão de CH_4 são a quantidade de dejetos produzidos e a porcentagem desses dejetos que se decompõem anaerobicamente. Essas condições ocorrem quando um grande número de animais é manejado em área confinada. Quando os dejetos são dispostos na forma líquida (tanques ou lagoas), a decomposição ocorre anaerobicamente, podendo produzir quantidade considerável de CH_4 (a temperatura e o tempo de retenção também afetam essa emissão). Quando manejados na forma sólida (montes) ou depositados no campo, os dejetos tendem a se decomporem aerobicamente, produzindo menos CH_4 .

A produção de CH_4 acontece basicamente em duas etapas: (a) rápido crescimento de bactérias acidogênicas, ativadas em um amplo intervalo de temperatura (3–70°C) com uma temperatura ótima em 30°C, produzindo ácidos orgânicos e CO_2 ; (b) específica bactéria metanogênica (psicrofílica, <20°C; mesofílica, 20–40°C e termofílica, >40°C) que leva à produção de CH_4 a partir desses ácidos orgânicos (IPCC, 2006).

Os fatores determinantes para a produção de CH_4 são o aumento da temperatura e da degradabilidade dos dejetos (ou pela combinação dos dejetos e seus produtos intermediários), o baixo pH e a relação C:N

(ótimo entre 13:1 e 28:1) (Monteny et al., 2006). Quanto mais estreita a relação C:N e maior a concentração de NH_4^+ dos dejetos, maior a quantidade de N disponível para as plantas imediatamente após a aplicação ao solo. Caso contrário, parte do N será imobilizado no solo, aumentando o processo de denitrificação e subsequente emissão de N_2O (Dosch & Gutser, 1996). Assim, é aconselhável reduzir o conteúdo de matéria orgânica antes que o dejetos seja aplicado ao solo quando são visadas menores perdas de N.

4.2. Dieta do animal

A composição da dieta de animais em confinamento influencia a emissão de CH_4 durante o armazenamento dos dejetos e na emissão de N_2O durante a aplicação ao solo. Menores teores de proteína nas fezes decrescem as emissões de N_2O após aplicação ao solo. Esses resultados indicam complexas interações entre tipos de solo e composição dos dejetos, refletindo ampla variação nas emissões de N_2O .

5. ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO

Cerri et al. (2010), estudando as possibilidades de mitigação do GEE pelo Brasil, sugeriram que o país mantenha ou preferencialmente aumente as ações contra o desmatamento. Outra recomendação é que mais esforços precisam ser implementados em áreas já desmatadas, principalmente no setor pecuário, com o intuito de aumentar a produtividade. De acordo com os pesquisadores, isso poderia ser realizado com o uso eficiente de pastagens por meio do aumento na taxa de lotação, sistemas de pastejo melhorados por meio de aplicação de adubação recomendada para a área, melhoramento genético e eficiência reprodutiva, suplementação da dieta dos animais com nutrientes necessários, entre outros (US-EPA, 2007). Assim seriam disponibilizadas áreas para a produção de alimentos e biocombustíveis sem aumentar as taxas de desmatamento. Com relação aos animais e aos seus dejetos, algumas ações podem ser realizadas para reduzir a emissão de GEE, como práticas de adequação alimentar, mudança de sistemas de manejo, tempo de criação dos animais e manejo adequado dos dejetos (Smith et al., 2008).

5.1. Mudança na dieta

Ledgard et al. (2007) demonstraram que a suplementação com sal mineral para vacas leiteiras



reduz a quantidade de N excretado na urina, pois aumenta a quantidade de água ingerida pelo animal. Com a maior ingestão de água o animal pode urinar mais, porém com o N de forma mais diluída, evitando a emissão de N_2O . No manejo extensivo e semiextensivo no Brasil o sal mineral é ofertado ao rebanho à vontade. Outra possibilidade para mitigar a emissão dos gases é a utilização de forragens de melhor qualidade (baixo FDN, alta concentração de carboidratos solúveis, mudança de gramínea C4 para C3) que podem reduzir a produção de CH_4 (Beauchemin et al., 2008). Além de prevenir a emissão de gases, o correto balanceamento na dieta pode proporcionar ganhos de peso mais eficientes, reduzindo a emissão de CH_4 pela redução da idade de abate (Eckard et al., 2010). Possenti et al. (2008) obtiveram redução na produção de metano quando foi oferecida ao gado uma dieta baseada em 50% gramínea e 50% leucina. Segundo os autores esta dieta promove um melhor padrão de fermentação no rúmen.

5.2. Tanino

Taninos são polímeros polifenólicos hidrossolúveis que formam complexos com as proteínas no rúmen e impedem a degradação destas pelos micro-organismos. A adição de taninos na dieta pode ser realizada pela suplementação de plantas ricas neste polímero, como leguminosas, cereais e grãos.

Estudos indicam que a adição de taninos na dieta reduz a emissão de N pela urina, aumenta o N excretado pelas fezes e melhora a retenção de N pelo animal (De Klein & Eckard, 2008). O N é excretado nas fezes principalmente na forma orgânica, sendo menos volátil. Com o aumento do N excretado pelas fezes e a consequente redução do N excretado pela urina, evita-se a emissão de N_2O , já que o N excretado de forma líquida é mais prontamente disponível para os micro-organismos.

Em relação às emissões de metano, Keyserlink et al. (1996) demonstraram uma diminuição de 57% na produção de CH_4 do rúmen quando a dieta do animal foi modificada para conter 17% de tanino.

5.3. Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbica representa uma das principais alternativas para o tratamento dos dejetos animais (Oenema et al., 2005), principalmente aqueles derivados do semiconfinamento. Digestores promovem um ambiente favorável (com relação à temperatura e ao pH) para

o desenvolvimento da metanogênese, processando o material orgânico basicamente em CH_4 e CO_2 (biogás), reduzindo o volume de matéria orgânica em torno de 60% e aumentando a concentração de amônio (NH_4^+) e do pH, comparado ao dejetos não digerido (Lansing et al., 2008). A mitigação e produção de CH_4 pelo biodigestor ainda pode ser transformada em energia elétrica e térmica, reduzindo não somente a emissão de CH_4 pelos dejetos bem como o consumo de combustível fóssil. Além disso, as emissões de N_2O pela aplicação dos dejetos ao solo são reduzidas quando os dejetos são biodigeridos em comparação ao não biodigerido (Amon et al., 2002). A redução se deve à menor quantidade de carbono (C) prontamente disponível, incorporado à biomassa microbiana ou perdido na forma de CO_2 ou CH_4 , que é fundamental para o processo de denitrificação (Clemens et al., 2006).

Quando aplicado sobre solo argiloso, dejetos não tratados emitiram em média 110 g N_2O-N kg de dejetos⁻¹, enquanto dejetos biodigeridos emitiram em média 48 g N_2O-N kg de dejetos⁻¹. Quando aplicado em solo arenoso, os dejetos não tratados emitiram 16 g N_2O-N kg de dejetos⁻¹, enquanto os biodigeridos emitiram 13 g N_2O-N kg de dejetos⁻¹ (Velthof et al., 2003). Os autores atribuem as quantidades de C prontamente degradável e NO_3^- como os responsáveis pelos maiores valores encontrados sob solo argiloso.

5.4. Inibidores de nitrificação

Inibidores de nitrificação (IN) também podem ser utilizados para reduzir as emissões de N_2O na disposição dos dejetos ao solo. IN são utilizados na agricultura para aumentar a eficiência de fertilizantes nitrogenados e minimizar a denitrificação e/ou lixiviação de NO_3^- , mantendo o N aplicado na forma NH_4^+ (Bronson et al., 1992). Entre os vários IN, dicyandiamide (DCD) tem se mostrado eficaz em diminuir as emissões N_2O por fertilizantes e dejetos animais (Pain et al., 1994), sendo utilizado em recentes experimentos (Williamson & Jarvis, 1997; Di & Cameron, 2002; Dobbie & Smith, 2003; Barth, 2009; Zaman et al., 2009).

Di & Cameron (2002) relataram que a aplicação de DCD seguida da aplicação de urina (1000 kg N ha⁻¹) reduziu em 82% as emissões de N_2O . Williamson & Jarvis (1997) obtiveram 74% de redução nas emissões de N_2O em experimento de curta duração (37 dias) em que DCD foi aplicado à urina (60 kg N ha⁻¹). Zaman et al. (2009) encontraram reduções de 52%, 39% e 16%,

respectivamente, no outono, primavera e verão, utilizando DCD (7 kg ha⁻¹) aplicado à urina.

5.5. Sequestro de Carbono

Cerri et al. (2003, 2004) realizaram simulações modelando a dinâmica da MOS em solos de pastagens e mostraram um aumento no estoque de carbono a longo prazo (100 anos). Segundo os autores, após este período um solo sob pastagem teria mais de 50% a mais de C% em relação ao solo sobre floresta nativa. Outros estudos mostram que após alguns anos de cultivo os teores totais de carbono no solo de pastagens são comparáveis aos de florestas (Cerri et al., 1991; Cerri, 2003; Silva, 2004). Este fato se deve à grande quantidade de raízes presente na pastagem (Rangel & Silva, 2007). Solos sob vegetação natural apresentam estoque de C estável devido ao equilíbrio dinâmico da emissão de CO₂ do solo e da quantidade de matéria orgânica proveniente da vegetação. Quando o solo é cultivado este equilíbrio é modificado. Manejos como a pastagem onde não há revolvimento do solo permitem o menor fluxo de CO₂ para a atmosfera devido à menor mineralização da MOS (Bayer et al., 2000), além do grande aporte de nutrientes que possibilita, a longo prazo, um aumento no teor de MOS (Carneiro et al., 2008).

Maia et al. (2009) concluíram que pastagens bem manejadas na região de Mato Grosso e Rondônia podem proporcionar um aumento no teor de carbono orgânico do solo, promovendo sequestro de carbono. Atualmente, a grande maioria das pastagens no Brasil se encontra com alto índice de degradação. O melhoramento destas pastagens se mostra uma alternativa para mitigar a emissão de gases de efeito estufa pelo sequestro de C.

5.6. Outras estratégias

Além das ações já citadas, outras podem ser realizadas, como restringir o pastejo na época chuvosa, quando o solo fica encharcado, aumentando a anaerobiose e a emissão de N₂O (Luo et al., 2008), ou a manipulação genética dos animais, selecionando raças que convertem mais eficientemente o N no rúmen, ou que urinam mais, ou caminham enquanto urinam (De Klein & Eckard, 2008). Existem ainda opções mais avançadas sendo estudadas, mas que ainda não estão sendo aplicadas, como a eliminação de protozoários do rúmen e a vacinação para reduzir a metanogênese (FAO, 2006; McAllister & Newbold, 2008).

6. PANORAMA GERAL E TÉCNICAS DE DETERMINAÇÃO DA EMISSÃO DE GEE

Atualmente, para se inventariar as emissões provenientes dos sistemas de produção de carne são utilizados estudos e fatores de emissão de GEE provenientes da base de dados do IPCC. São calculadas as emissões provenientes da fermentação entérica, dejetos animais (líquidos e sólidos), adubação e calagem separadamente. Podem também ser consideradas emissões indiretas, como queima do combustível fóssil utilizado por máquinas nos diferentes tipos de manejo e emissões relacionadas à cultura dos grãos que são utilizados no confinamento. Estas emissões são somadas e representam a emissão bruta dos GEE no sistema de produção.

Para se medir a emissão de tais fontes são utilizadas câmaras estáticas manuais, onde a concentração de gases é cumulativa (Steudler et al., 1991). A base da câmara é fixada ao solo para promover repetidas amostragens no mesmo local. Com a variação da concentração dos gases no tempo é então determinada a emissão (Hutchinson & Livingston, 1993). Esta é a técnica mais utilizada (Petersen et al., 2006; Gupta et al., 2007; Brucek et al., 2009), sendo indicada pelo IPCC. As amostras são coletadas e analisadas por cromatografia gasosa com detector de captura de elétrons para quantificar CO₂ e CH₄, enquanto o N₂O é quantificado por meio de ionização em chama. Além da cromatografia, os gases coletados podem ser analisados utilizando espectrômetros infravermelho por transformação de Fourier (FTIR). A quantificação dos gases é obtida em relação à concentração observada em diferentes comprimentos de ondas para os três gases (Hedge et al., 2003).

Novas formas de se avaliar a emissão de GEE em sistemas agropecuários estão em desenvolvimento e já sendo aplicadas em alguns estudos. Entre elas está o espectrômetro de absorção de laser (do inglês *tunable diode laser absorption spectrometer* – TDLAS) (Silva Júnior et al., 2005; Hensen et al., 2006). O mecanismo consiste no bombeamento do gás para uma célula de Herriot, onde este sofre interação com o laser. A concentração do gás é calculada por meio da absorção óptica do laser provocada pela amostra. A vantagem frente às outras abordagens utilizadas é a habilidade para alcançar limites de detecção muito baixos (da ordem de partes por bilhão – ppb). Além da concentração



também é possível determinar o fluxo de temperatura, pressão, velocidade e massa do gás sob observação (Cassidy & Reid, 1982; Werle et al., 2002).

Outra opção é o sistema de covariância de vórtice turbulento. Este sistema já foi utilizado em confinamento (Baum et al., 2008) para medida da emissão de GEE provenientes da fermentação entérica animal. Segundo os autores, os dados obtidos por esta técnica estão de acordo com os obtidos em câmaras e calorímetros. Estudos baseados nesta técnica partem do princípio da existência da camada limite (região da atmosfera que se encontra mais próxima à superfície) (Oliveira, 2001).

Skiba et al. (2006) demonstraram que a técnica das câmaras estáticas tem grande valor para avaliar a variabilidade temporal e espacial de uma área. No entanto, a intensidade da emissão de forma geral pode ser avaliada com mais precisão usando-se métodos de larga escala. Flechard et al. (2007) argumentam que é necessário uma grande série de dados contínuos para determinar fatores de emissão confiáveis. Para isto seriam necessárias técnicas como câmaras automáticas ou medidas intermitentes, que podem ser realizadas pelo TDLAS ou com o sistema de vórtices turbulentos. O desenvolvimento de estudos de longa duração e utilizando-se mais de uma abordagem para medição dos gases são necessários para que se possa explorar a aplicação e limitações de cada técnica utilizada.

7. CONCLUSÃO

A sustentabilidade da produção de carne bovina deve atrair um grande número de projetos de pesquisa nos próximos anos. A emissão de GEE constitui apenas um dos pilares da sustentabilidade ambiental. Para que este objetivo seja atendido, os grupos de pesquisa devem se unir, trabalhando de forma multidisciplinar, mensurando a emissão de GEE, fertilidade do solo, sequestro de carbono, qualidade da carne, manejo de pastagem, entre outros pontos. Além dos fatores ambientais, a sustentabilidade na produção da carne apenas será atingida se forem levados em conta fatores sociais e econômicos.

O confinamento traz algumas desvantagens ambientais relacionadas principalmente com a concentração da produção de dejetos, que geralmente não são tratados e, conseqüentemente, poluem águas subterrâneas, proliferam doenças e são consideráveis emissores de GEE, principalmente CH_4 e N_2O . Essas

emissões estão localizadas na produção e disposição final desses resíduos, variando possivelmente com as características do confinamento.

O tratamento dos dejetos no confinamento e de resíduos do abatedouro tenderia a tornar a produção de carne mais sustentável ambientalmente e, conseqüentemente, proporcionaria uma redução na emissão de GEE e outros benefícios ambientais diretos associados a essa produção e muitos outros indiretos, como reduções na adubação nitrogenada e desmatamento. Mas, para isso, o manejo adequado dos dejetos objetivando reduzir as emissões de GEE requer conhecimento da quantidade de emissão e a influência das opções de tratamento (Khan et al., 1997).

Outros tipos de manejo como a recuperação de pastagens degradadas com o aumento na taxa de lotação e a integração lavoura-pecuária se mostram como opções para mitigar a emissão de GEE e proporcionar mais empregos. Análises profundas nestes sistemas são necessárias para que possamos obter uma produção de carne sustentável do ponto de vista das três vertentes da sustentabilidade. Tamanho esforço se justifica na perspectiva de oferecer um produto com selo de qualidade ambiental, social e econômico para o consumidor, que a cada dia leva mais em conta a origem e o processamento dos alimentos.

8. LITERATURA CITADA

ANUALPEC. **Anuário da Pecuária Brasileira**. 2008. 322p.

AMON, B.; MOITZI, G.; SCHIMPL, M. et al. **Methane, Nitrous Oxide and Ammonia Emissions from Management of Liquid Manures, Final Report 2002**. On behalf of Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environmental and Water Management "and" Federal Ministry of Education, Science and Culture Research Project No. 1107, BMLF GZ 24.002/24-IIA1a/98 and Extension GZ 24.002/33- IIA1a/00. 2002.

ASSOCON (2008). http://www.assocon.com.br/rebanho_localizacao2 (Acessado em 20 de janeiro de 2010).

BARTH, G. **Inibidores de urease e de nitrificação na eficiência de uso de adubos nitrogenados**. Tese (Doutorado). Piracicaba, SP: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2009. 78p.

- BATEMAN, E.J.; BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, v.41, p.379-388, 2005.
- BAUM, K.A.; HAM, J.M.; BRUNSELL, N.A. et al. Surface boundary layer of cattle feedlots: Implications for air emission measurement. **Agricultural and forest meteorology**, v.148, p.1882-1893, 2008.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO_2 . **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.599-607, 2000.
- BEAUCHEMIN, K.A.; KREUZER, M.; O'MARA, F. et al. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v.48, p.21-27, 2008.
- BRONSON, K.F.; MOSIER, A.R.; BISHNOI, S.R. Nitrous-oxide emissions in irrigated corn as affected by nitrification inhibitors. **Soil Science Society American Journal**, v.56, p.161-165, 1992.
- BRUCEK, P.; SIMEK, M.; HYNST, J. Long-term animal impact modifies potential production of N_2O from pasture soil. **Biology and Fertility of Soils**, v.46, p.27-36, 2009.
- CARDENAS, L.M.; THORMAN, R.; ASHLEE, N. et al. Quantifying annual N_2O emission fluxes from grazed grassland under a range of inorganic fertilizer nitrogen inputs. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.136, p.218-226, 2010.
- CARNEIRO, M.C.; ASSIS, P.C.R.; MELO, L.B.C. et al. Atributos bioquímicos em dois solos de Cerrado sob diferentes sistemas de manejo e uso. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.38, p.276-283, 2008.
- CARTER, M.S. Contribution of nitrification and denitrification to N_2O emissions from urine patches. **Soil Biology and Biochemistry**, v.39, p.2091-2102, 2007.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; MAIA, S.M.F. et al. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v.67, p.102-116, 2010.
- CASSIDY, D.T.; REID, J. Atmospheric pressure monitoring of trace gases using tunable diode lasers. **Applied Optics**, v.21, p.1185-1190, 1982.
- CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M.V. et al. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, v.66, p.831-843, 2009.
- CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M. et al. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with Century model. **Global Change Biology**, v.10, p.815-832, 2004.
- CERRI, C.E.P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D.S. et al. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v.67, p.1879-1887, 2003.
- CERRI, C.C.; FELLER, C.; CHAUVEL, A. Evolução das principais propriedades de um latossolo vermelho escuro após desmatamento e cultivado por doze e cinquenta anos com cana-de-açúcar. **Cahiers ORSTOM: Série Pédologie**, v.26, p.37-50, 1991.
- CLARK, H.; DE KLEIN, C.A.M.; NEWTON, P. Potential Management Practices and Technologies to Reduce Nitrous Oxide, Methane and Carbon Dioxide Emissions from New Zealand Agriculture. Report prepared for MAF, September 2001.
- CLEMENS, J.; TRIMBORN M.; WEILAND, P. et al. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.112, p.171-177, 2006.
- CONAB. 2010. In: <http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/SojaSerieHist.xls> (Acessado em 15 de janeiro de 2011).
- COUSSOT, P. Scaling approach of the convective drying of a porous medium. **The European Physical Journal B**, v.1, p.557-566, 2000.



- DE KLEIN, C.A.M.; ECKARD, R.J. Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v.48, p.14–20, 2008.
- DE KLEIN, C.A.M.; VAN LOGTESTIJN, R.S.P. Denitrification and N₂O emission from urine-affected grassland soil. **Plant and Soil**, v.163, p.235–242, 1994.
- DI, H.J.; CAMERON, K.C. The use of a nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD), to decrease nitrate leaching and nitrous oxide emissions in a simulated grazed and irrigated grassland. **Soil Use Manage**, v.18, p.395–403, 2002.
- DING, W.; MENG, L.; CAT, Z. et al. Effects of long- term amendment of organic manure and nitrogen fertilizer on nitrous oxide emission in a sandy loam soil. **Journal of Environmental Sciences**, v.19, p.185-193, 2007.
- DOBBIE, K.E.; SMITH, K.A. Impact of different forms of N fertiliser on N₂O emissions from intensive grassland. **Nutrient Cycling Agroecosystem**, v.67, p.37–46, 2003.
- DOSCH, P.; GUTSER, R. Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. **Fertilizer Research**, v.43, p.165–171, 1996.
- DZIEJOWSKI, J.E.; RIMMER, A.; STEENHUIS, T.S. Preferential movement of oxygen in soils? **Soil Science Society of America Journal**, v.61, p.1607–1610, 1997.
- ECKARD, R.J.; GRAINGER, C.; DE KLEIN, C.A.M. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: a review. **Livestock Science**, v.130, p.47-56, 2010.
- FAO (Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação). 2006. **Greenhouse gas emissions from dairy sector. A life cycle assessment**. In: www.fao.org/agriculture/lead/themes0/climate/emissions/en (Acessado em 20 de janeiro de 2011).
- FLECHARD, C.; AMBUS, P.; SKIBA, U. et al. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. **Agriculture Ecosystem Environment**, v.121, p.135–152, 2007.
- FOLEY J.A.; DEFRIES R.; ASNER G.P. et al. Global Consequences of land use. **Science**, v.309, p.570-574, 2005.
- FONTAINE, S.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, v.35, p.837-843, 2003.
- GALBALLY, I.E.; MEYER, M.C.P.; WANG, Y.P. et al. Nitrous oxide emissions from legume pasture and the influences of liming and urine addition. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.136, p.262-272, 2010.
- GRAINGER, C.; CLARKE, T.; MCGINN, S.M. et al. Methane emissions from dairy cows measured using the sulfur hexafluoride (SF₆) tracer and chamber techniques. **Journal of Dairy Science**, v.90, n.6, p.2755-2766, 2007.
- GRIFFITH, D.W.T.; BRYANT, G.R.; HSU, D. et al. Methane emissions from free-ranging cattle: comparison of tracer and integrated horizontal flux techniques. **Journal of Environmental Quality**, v.37, n.2, p.582-591, 2008.
- GONZALES-AVALOS, E.; RUIZ-SUAREZ, L.G. Methane emissions factors from cattle manure in México. **Bioresource Technology**, v.80, p.63-71, 2001.
- GUPTA, P.K.; JHA, A.K.; SHARMA, P. et al. Methane and nitrous oxide emission from bovine manure management practices in India. **Environmental Pollution**, v.146, n.1, p.219-224, 2007.
- HARRISON, R.M.; YAMULKI, S.; GOULDING, K.W.T. et al. Effect of fertilizer application on NO and N₂O fluxes from agricultural fields. **Journal of Geophysical Research**, v.100, p.25923–25931, 1995.
- HEGDE, U.; CHANG, T.C.; YANG, S.S. Methane and carbon dioxide emissions from Shan-Chu-Ku landfill site in northern Taiwan. **Chemosphere**, v.52, p.1275-1285, 2003.

- HENSEN, A.; GROOT, T.T.; BULK, W.C.M. et al. Dairy farm CH₄ and N₂O emissions, from one square metre to the full farm scale. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.112, p.146-152, 2006.
- HUTCHINSON, G.L.; LIVINGSTON, G.P. Use of chambre systems to measure trace gas fluxes. In: HARPER, L.A. et al. (ed). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Madison: ASA, CSSA e SSSA, 1993. p.63-78. (ASA Spec. Publ. 55).
- HYDE, B.P.; HAWKINS, M.J.; FANNING, A.F. et al. Nitrous oxide emissions from a fertilized and grazed grassland in the south east of Ireland. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v.75, p.187-200, 2006.
- HYNST, J.; BRUCEK, P.; SIMEK, M. Nitrous oxide emissions from cattle-impacted pasture soil amended with nitrate and glucose. **Biology and Fertility of Soils**, v.43, n.6, p.853-859, 2007.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e estatística). 2007. **Composição do PIB**. In: <http://www.ibge.com.br/home/statistica/economia/contasnacionais/referencia2000/2008/tabsinotica04.pdf> (Acessado em 15 de maio de 2011).
- IBGE, 2007. **Censo Agropecuário 2006: Resultados Preliminares**. IBGE: Rio de Janeiro, p.1-146.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories**. OECD/ODCE, Paris, France, 2000.
- IPCC (International Panel on Climate Change). **Climate change: The Physical Science Basis: Summary for Policymakers**. Working Group I. of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Fourth Assessment Report Cambridge University Press: Cambridge-UK, 2006. 996p.
- IPCC (International Panel on Climate Change). **Good practice guidance**. Chapter 3. LUCF sector. 2000.
- JICONG, H.; YANHUA, X.; FENGDE, W. et al. Greenhouse Gas Emission form Livestock Waste: China Evaluation. **International Congress Series**, v.1203, p.29-32, 2006.
- KEYSERLINK, M.G.A.; SWIFT, M.L.; PUCHALA, R. Degradability characteristics of dry matter and crude protein of forages in ruminants. **Animal Feed Science and Tecnology**, v.57, n.4, p.291-311, 1996.
- KHAN, R.Z.; MUELLER, C.; SOMMER, S.G. Micrometeorological mass balance technique for measuring CH₄ emission from stored cattle slurry. **Biology and Fertiliy of Soils**, v.24, p.442-444, 1997.
- KNORR W.; PRENTICE I.C.; HOUSE J.I. et al. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. **Nature**, v. 433, p. 298-301, 2005.
- KOOPS, J.G.; VAN BEUSICHEM, M.L.; OENEMA, O. Nitrous oxide production, its source and distribution in urine patches on grassland on peat soil. **Plant and Soil**, v.191, p.57-65, 1997.
- LAL, R. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v.22, p.151-184, 2003.
- LANSING, S.; VÍQUEZ, J.; MARTÍNEZ, H. et al. Quantifying electricity generation and waste transformations in a low-cost, plug-flow anaerobic digestion system. **Ecological Engineering**, v.34, p.332-348, 2008.
- LEDGARD, S.F.; MENNEER, J.C.; DEXTER, M.M. et al. A novel concept to reduce nitrogen losses from grazed pastures by administering soil nitrogen process inhibitors to animals: a study with sheep. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.124, p.148-158, 2007.
- LIMA, M.A.; PESSOA, M.C.P.Y.; LIGO M.A.V. Emissões de metano na pecuária. **Relatórios de Referência, Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Ministério da Ciência e Tecnologia, Embrapa, 2006. 76p.



- LIMA, A.L.; PESSOA, M.C.P.Y.; LIGO, M.A.V. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: relatórios de referência - emissões de metano da pecuária.** Brasília: IBGE; EMBRAPA; MCT, 2002. 79p.
- LOPES, A.S. **Manual internacional de fertilidade do solo.** Piracicaba: POTAFOS, 1998. 177p.
- LUO, J.; LEDGARD, S.F.; LINDSEY, S.B. A test of a winter farm management option for mitigating nitrous oxide emissions from a dairy farm. **Soil Use Manage**, v.24, p.121–130, 2008.
- MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.C. et al. Changes in soil inorganic carbon stocks under different agriculture management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil Tillage and Research**, v.106, p.177-184, 2009.
- MCALLISTER, T.A.; NEWBOLD, C.J. Redirecting rumen fermentation to reduce methanogenesis. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v.48, p.7–17, 2008.
- McGEOUGH, E.J.; KIELY, P.O.; HART, K.J. et al. Methane emissions, feed intake, performance, digestibility, and rumen fermentation of finishing beef cattle offered whole-crop wheat silages differing in grain content. **Journal of Animal Science**, v.88, n.8, p.2703-2716, 2010.
- MERINO, P.; ESTAVILLO, J.M.; BESGA, G. et al. Nitrification and denitrification derived N₂O production from a grassland soil under application of DCD and Actilith F2. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.60, p.9–14, 2001.
- MISSELBROOK, T.H.; POWELL, J.M.; BRODERICK, G.A. et al. Dietary manipulation in dairy cattle: laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. **Journal of Dairy Science**, v.88, p.1765-1777, 2005.
- MONAGHAN, R.M.; BARRACLOUGH, D. Nitrous oxide and dinitrogen emissions from urine-affected soil under controlled conditions. **Plant and Soil**, v.151, p.127–138, 1993.
- MONTENY, G.J., BANNINK, A.; CHADWICK, D. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. **Agriculture Ecosystem and Environment**, v.112, p.163-170, 2006.
- MOSS, A.R. **Methane: global warming and production by animals.** Kingston, United Kingdom: Chalcombe Publications, 1993. 105p.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Nutrient requirements of beef cattle.** Washington, D.C, 1996. 242p.
- OENEMA, O.; WRAGE, N.; VELTHOF, G.L. et al. Trends in global nitrous oxide emission from animal production systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.72, p.51-65, 2005.
- OLIVEIRA, P.J. **Estudo do vento e da turbulência na camada limite atmosférica em áreas de floresta e pastagem na Amazônia.** Dissertação (Mestrado). São José dos Campos, SP: INPE, 2001. 108p.
- PAIN, B.F.; MISSELBROOK, T.H.; REES, Y.J. Effects of nitrification inhibitor and acid addition to cattle slurry following the surface application or injection to grassland. **Grass Forage Science**, v.49, p.209–215, 1994.
- PARK, K.H.; RIDDLE, C.W.; GORDON, R.J. Comparing methane fluxes from stored liquid manure using micrometeorological mass balance and floating chamber methods. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.150, n.2, p.175-181, 2010.
- PARTON, W.J.; MOSIER, A.R.; OJIMA, D.S. et al. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. **Global Biogeochemical Cycles**, v.10, p.401–412, 1996.
- PETERSEN, S.O.; REGINA, K.; POLLINGER, A. et al. Nitrous oxide emissions from organic and conventional crop rotations in five European counties. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.112, p.200-206, 2006.
- PINARES-PATINO, C.; DHOOR, P.; JOUANY, J. et al. Effects of stocking rate on methane and carbon dioxide emissions from grazing cattle. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.121, p.30-46, 2007.

- POSSENTI, R.A.; FRANZOLIN, R.; SCHAMMAS, E.A. et al. Revista Brasileira de Zootecnia sobre a fermentação ruminal e a emissão de gás metano em bovinos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.37, n.8, p.1509-1516, 2008.
- PRIMAVESI, O.; FRIGHETTO, R.T.S.; PEDREIRA, M.S. et al. Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiras. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.277-283, 2004.
- PRIMAVESI, O. **Técnica do gás traçador SF₆ para medição de campo do metano ruminal em bovinos: adaptações para o Brasil**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2004.
- RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1609-1623, 2007.
- SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; CORAZZA, E.J. et al. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the "Cerrado" region, Brazil. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.103, p.357-363, 2004.
- SILVA-JÚNIOR, R.S.; MOURA, M.A.L.; MEIXNER, F.X. et al. Estudo da concentração do CO₂ atmosférico em área de pastagem na região amazônica. **Revista Brasileira de Geofísica**, v.22, p.259-270, 2005.
- SIX, J.; OGLE, S.M.; BREIDT, F.J. et al. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. **Global Change Biology**, v.10, p.155-160, 2004.
- SKIBA, U.; DIMARCO, C.; HARGREAVES, K. et al. Nitrous oxide emission from a dung heap measures by chambers and plume methods. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.112, p.135-139, 2006.
- SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z. et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v.363, p.789-813, 2008.
- STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; BOWDEN, R.D. et al. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. **Biotropica**, v.23, p.356-363, 1991.
- US-EPA, 2007. **Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2005**. EPA430-R-07-002. U.S. Environmental Protection Agency, N.W. Washington, DC.
- VELTHOF, G.L.; OENEMA, O.; POSTMA, R. et al. Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v.46, p.257-267, 1997.
- VELTHOF, G.L.; KUIKMAN, P.J.; OENEMA, O. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v.37, p.221-230, 2003.
- ZAMAN, M.; SAGGAR, S.; BLENNERHASSETT, J.D. et al. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. **Soil Biology and Biochemistry**, v.41, p.1270-1280, 2009.
- ZAMAN, M.; NGUYEN, M.L.; MATHESON, F. et al. Can soil amendments (zeolite or lime) shift the balance between nitrous oxide and dinitrogen emissions from pasture and wetland soils receiving urine or urea-N? **Australian Journal Soil Research**, v.45, p.543-553, 2007.
- WILLIAMSON, J.C.; JARVIS, S.C. Effect of dicyandiamide on nitrous oxide flux following return of animal excreta to grassland. **Soil Biology & Biochemistry**, v.29, p.1575-1578, 1997.
- WERLE, P.; SLEMR, F.; MAURER, K. et al. Near and mid-infrared laser-optical sensors for gas analysis, **Optic and Lasers in Engineering**, v.37, p.101-114, 2002.
- WEST, T.O.; MARLAND, G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.91, p.217-232, 2002.

