

DENER MÁRCIO DA SILVA OLIVEIRA

MATÉRIA ORGÂNICA E FLUXOS DE CO<sub>2</sub> E CH<sub>4</sub> EM ÁREA MINERADA  
E FERTILIZADA COM CAMA DE AVIÁRIO E FOSFATO NATURAL

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2013

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

O48m  
2013

Oliveira, Dener Márcio da Silva, 1987-  
Matéria orgânica e fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em área minerada  
e fertilizada com cama de aviário e fosfato natural / Dener  
Márcio da Silva Oliveira. – Viçosa, MG, 2013.  
ix, 73 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Ivo Ribeiro da Silva.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.  
Inclui bibliografia.

1. Humus. 2. Fertilizantes fosfatados. 3. Efeito estufa  
(Atmosfera). 4. Áreas degradadas - Recuperação.  
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos.  
Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas.  
II. Título.

CDD 22. ed. 631.85

DENER MÁRCIO DA SILVA OLIVEIRA

MATÉRIA ORGÂNICA E FLUXOS DE CO<sub>2</sub> E CH<sub>4</sub> EM ÁREA MINERADA  
E FERTILIZADA COM CAMA DE AVIÁRIO E FOSFATO NATURAL

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 29 de maio de 2013.

---

Maurício Dutra Costa

---

Teógenes Senna de Oliveira

---

Emanuelle Mercês Barros Soares  
(Coorientador)

---

Ivo Ribeiro da Silva  
(Orientador)

À princesa Júlia, que mesmo distante me arrancou os melhores sorrisos.

Com carinho, dedico.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e por iluminar meu caminho.

Aos meus familiares pelo apoio e incentivo incondicional.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Solos, pela oportunidade concedida para a realização do curso de Mestrado.

À empresa Companhia Brasileira de Alumínio – Votorantim Metais (CBA/VM), por disponibilizar a área de estudos e pelo fomento financeiro. À CAPES, pela concessão de bolsa de estudo durante o curso de Mestrado.

Ao Prof. Ivo Ribeiro da Silva, pela orientação.

Aos coorientadores Emanuelle Mercês Barros Soares e Igor Rodrigues Assis pela colaboração na realização deste trabalho.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Maurício Dutra Costa, Prof. Dr. Teógenes Senna de Oliveira e Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Emanuelle Mercês Barros, por aceitarem prontamente o convite e por contribuírem com este trabalho com sugestões e críticas.

A todos os funcionários e professores do Departamento de Solos da UFV pelo aprendizado e apoio.

Ao Prof. Víctor Hugo Alvarez e à colega Fernanda Schulthais pelas dicas e sugestões nas análises estatísticas.

Aos colegas do Laboratório de Isótopos Estáveis pela agradável convivência durante esses anos e pelas contribuições na realização deste trabalho.

Aos estagiários, Gustavo, Sandoval, Holandês, Chico, Rogério, Baiano, Bola, Thalles, Crock e Arthur, e aos colegas de Pós-Graduação, Silvano e Aline, pela amizade e pela dedicação e zelo na condução dos experimentos, sem os quais este trabalho não teria alcançado a dimensão atual.

Aos amigos, integrantes e ex-integrantes das Repúblicas Curva de Rio e Toca do Tatu, e a todos os amigos dos tempos de Graduação e Mestrado, pelos bons momentos vividos e apoio nos momentos difíceis.

Enfim, agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho e para minha formação.

Desculpas a todos que colaboraram nesta etapa da minha vida que não mencionei, por falta de minha memória, e que fazem parte dessa história!

A todos, meus sinceros agradecimentos.

## **BIOGRAFIA**

DENER MÁRCIO DA SILVA OLIVEIRA, filho de Altivo Teixeira da Silva e Maria Helena de Oliveira da Silva, nasceu em 09 de outubro de 1987, em Sete Lagoas, MG.

Em 2002, concluiu o 1º grau na Escola Estadual Deputado Renato Azeredo, em Sete Lagoas, MG.

Em 2005, concluiu o 2º grau no Instituto Regina Pacis, em Sete Lagoas, MG.

Em 2011, diplomou-se em Agronomia pela Universidade Federal de Viçosa.

Em agosto de 2011, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, em nível de Mestrado, na área de concentração em Matéria Orgânica e Sustentabilidade de Agroecossistemas, na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, submetendo-se à defesa de dissertação em maio de 2013.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	vi
ABSTRACT .....	viii
CAPÍTULO 1.....	1
Resposta de gramínea forrageira e de frações da matéria orgânica a adição combinada de cama de aviário e fosfato natural reativo em áreas mineradas para bauxita em fase de recuperação .....	1
RESUMO .....	1
ABSTRACT .....	2
INTRODUÇÃO.....	3
MATERIAL E MÉTODOS.....	5
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	10
CONCLUSÕES.....	27
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	28
CAPÍTULO 2.....	36
Fluxos de C-CO <sub>2</sub> e C-CH <sub>4</sub> em áreas mineradas para bauxita em fase de reabilitação com cultivo de gramínea forrageira fertilizada com cama de aviário.....	36
RESUMO .....	36
ABSTRACT .....	38
INTRODUÇÃO.....	39
MATERIAL E MÉTODOS.....	41
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	48
CONCLUSÕES.....	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	66

## RESUMO

OIVEIRA, Dener Márcio da Silva., M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2013. **Matéria orgânica e fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em área minerada e fertilizada com cama de aviário e fosfato natural.** Orientador: Ivo Ribeiro da Silva. Coorientadores: Emanuelle Mercês Barros Soares e Igor Rodrigues de Assis.

A mineração pode ser considerada uma das atividades mais impactantes ao solo, embora, no geral, não afete grandes extensões territoriais. Em específico, a mineração de bauxita em trincheiras na Zona da Mata Mineira caracteriza-se pela retirada da vegetação, intensa movimentação das camadas superficiais do solo, e exposição de substratos que dificultam a colonização por plantas, portanto, demandando ações que levem à reabilitação dos sítios minerados. Há também interesse crescente em compreender os efeitos do manejo dos dejetos como fontes diretas e indiretas de gases de efeito estufa (GEE), pois esses adubos contêm grandes quantidades de N, grande parte em formas inorgânicas, e C fatores essenciais no controle de processos que conduzem à produção e às emissões dos três principais gases de efeito estufa associados às atividades agrícolas (N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>). Além disso, a aplicação de dejetos ao solo e o cultivo podem determinar a ocorrência do efeito priming, e contribuir para reduzir a matéria orgânica nativa do solo. A fim de validar diferentes estratégias na recuperação de sítios minerados para bauxita na Zona da Mata Mineira foram conduzidos dois estudos de campo. O primeiro buscou avaliar a produção de massa de matéria seca do braquiarião (*Brachiaria brizantha* cv. Marandu) e o comportamento do carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), carbono lábil (CL) e índice de manejo de carbono do solo (IMC) em áreas submetidas a adubações com cama de aviário (CM) (0, 10, 20 e 40 Mg/ha; em área total) e fosfato natural reativo Bayóvar (FR) (0, 1, 2,5 e 5 Mg/ha; em linha), na presença ou ausência da planta, após um ano de implantação. O experimento foi conduzido no delineamento em blocos ao acaso, com três repetições. Observou-se que a adubação com CM e FR apresentou efeito positivo sobre a produtividade do braquiarião, porém interações significativas não foram observadas no primeiro ano. Os maiores teores de COT, de NT, de CL, e do IMC um ano após a aplicação da cama de aviário e fosfato natural reativo nas subparcelas com planta apontaram para a necessidade do estabelecimento da cobertura vegetal na recuperação de áreas degradadas pela mineração e a aptidão de gramíneas de gênero *Brachiaria* em melhorar o ambiente edáfico nessas áreas. Doses crescentes de CM resultaram em acréscimos significativos nos teores de COT, NT, CL, IMC, principalmente nas camadas de 0-0,10 e 0,10-0,20 m do solo das subparcelas com planta. Com exceção da camada de

0,20-0,40 m, a aplicação de FR causou efeitos negativos sobre o CL e o IMC, principalmente no solo das subparcelas sem planta. No segundo estudo objetivou-se avaliar os fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em áreas mineradas para bauxita em processo de recuperação com o uso de cama de aviário em diferentes níveis (0, 10, 20 e 40 Mg/ha; em superfície) e cultivo do braquiário (*Brachiaria brizantha* cv. Marandu). Além disso, buscou-se determinar a contribuição direta e indireta da CM e do braquiário nas emissões de C-CO<sub>2</sub> por meio da variação na abundância natural do <sup>13</sup>C, nos dois períodos avaliados, após a aplicação dos tratamentos e após o segundo corte do braquiário, por meio da técnica de *cavity ring-down spectroscopy* (CRDS). As emissões foram avaliadas logo após a aplicação da CM (1º ao 15º dia após aplicação da CM) e dez meses após (1º ao 35º dia após o segundo corte do braquiário). Na primeira avaliação, objetivou-se mensurar as alterações nas emissões de GEE decorrentes da aplicação da cama-de-aviário. Na segunda, além da interferência da adubação orgânica nas emissões, almejou-se verificar o efeito braquiária e seus resíduos nas emissões de GEE para a atmosfera. A aplicação da CM causou incremento direto nas emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo, principalmente nos primeiros 15 dias após a sua aplicação. Após um ano da aplicação CM a sua contribuição direta nos fluxos de CO<sub>2</sub> foi proporcionalmente menor, especialmente na presença de planta e seus resíduos. A adição da CM interferiu nas trocas de CH<sub>4</sub> entre o solo e a atmosfera nessas áreas, principalmente na maior dose. Porém, tal efeito é efêmero e ao oitavo dia de amostragem o solo retoma seu caráter drenado. A presença da planta interfere nos fluxos de CH<sub>4</sub>, porém as emissões permanecem negativas. Observou-se pouca interferência da temperatura e da umidade do solo nas emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> após a aplicação de CM nas áreas avaliadas. A baixa variação nos valores de umidade do solo entre os tratamentos nos dois períodos de avaliação das emissões pode explicar a pouca influência dessa variável nos fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> do solo.

## ABSTRACT

OLIVEIRA, Dener Márcio da Silva., M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, May, 2013. **Soil organic matter and CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> flows in mined areas and fertilized with poultry litter and rock phosphate.** Adviser: Ivo Ribeiro da Silva. Co-Advisers: Emanuelle Mercês Barros Soares and Igor Rodrigues de Assis.

Mining is considered to be one activities which impacts heavily the soil, although it doesn't affect large land extensions. In particular, bauxite mining in trenches in Zona da Mata Mineira is characterized by vegetation removal, intense movement of topsoil and exposure of substrates difficult to be colonized by plants, therefore requiring mitigatin actions to rehabilitate the mined sites. There is growing interest in understanding the effects of waste management as direct and indirect sources of greenhouse gases (GHGs), because these fertilizers contain large amounts of N and C, factors that affect production and emissions of three main greenhouse gases associated with agricultural activities (N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>). Additionally, manure application to the soil and cultivation may determine the occurrence of *priming* effect and lead to reduction of native soil organic matter. In order to validate different strategies to recover sites mined for bauxite in the Zona da Mata Mineira two field studies were carried out: The first study aimed at evaluating the biomass production of signal grass (*Brachiaria brizantha* cv Marandu) and the changes in total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), labile carbon (CL) and carbon management index (CMI) in areas subjected to increasing doses of poultry litter (PL) (0, 10, 20 and 40 Mg/ha; broadcast on soil surface) and doses of Bayóvar reactive rock phosphate (RP) (0, 1, 2,5 and 5 Mg/ha; in furrow in the planting row) either in the presence or in the absence of plants, one year after planting. The experiment was conducted in a randomized block design with three replications. It was found that fertilization with PL and RP showed positive effects on the biomass productivity of signal grass, but no significant interactions were observed in the first year. The highest levels of TOC, TN, CL and CMI one year after the application of PL and RP, in subplots with plant, pointed out to the need for the establishment of a vegetation cover in mined sites undergoing reclamation and that signal grass proved to be effective in improving the soil condition in these areas. Increasing PL doses resulted in significant improvement in soil TOC, TN, CL, and CMI, especially in more superficial soil layers (0-0,10 and 0,10-0,20 m) of subplots with the plant. With the exception of 0,20-0,40 m layer, the application of RP caused negative effects on CL and CMI, especially in subplots without plants. The second study aimed at evaluating soil flux of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> in areas mined for bauxite and that were prepared for

reclamation through cultivation of signal grass (*Brachiaria brizantha* cv. Marandu) using poultry litter (PL) at different levels (0, 10, 20 and 40 Mg / ha; surface). It was sought to determine the direct and indirect contribution of PL and signal grass plants to soil CO<sub>2</sub> emissions based on changes in <sup>13</sup>C natural abundance in two distinct periods: soon after applying the treatments and after the second cut of signal grass plants, employing the cavity ring-down spectroscopy (CRDS) technique. Emissions were measured immediately after PL application (1<sup>st</sup> to 15<sup>th</sup> day after PL application) and ten months after PL application (1 to 35 days after second cut of signal grass). The first evaluation period focused in the measurement of changes in GHG emissions resulting from PL application. In the second evaluation we aimed to verify the effect of signal grass plants and its residues on GHG emissions to the atmosphere. Application of PL led to increases on CO<sub>2</sub> emissions from soil, especially in the first 15 days after application. A year later, the direct contribution of PL to CO<sub>2</sub> emissions was proportionally smaller, especially in the presence of the plant and its residues. The application of PL resulted in positive priming effect and consequent loss of native soil organic matter-derived CO<sub>2</sub>. The presence of plant reversed this scenario, and contributed to eliminate the PL-induced priming effect on soil organic matter. PL addition increased CH<sub>4</sub> emissions from soil to the atmosphere in these areas, particularly at higher doses. However, this effect was ephemeral and by the eighth day of sampling the soil recovered its drain character. The presence of plant affected CH<sub>4</sub> flux, but the emissions remain negative (drain effect). It was observed little influence of soil temperature and moisture on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions after PL application in the evaluated areas during the two evaluation periods.

## CAPÍTULO 1

### **Resposta de gramínea forrageira e de frações da matéria orgânica a adição combinada de cama de aviário e fosfato natural reativo em áreas mineradas para bauxita em fase de recuperação**

#### **RESUMO**

A mineração da bauxita causa alterações substanciais no ambiente, principalmente em sua porção mais frágil, os solos. Nesse contexto, a adição de C ao solo deve ser preconizada. Estratégias que envolvem a utilização de fontes orgânicas e inorgânicas de nutrientes, além do uso de gramíneas, mostram-se promissoras nessas áreas. Avaliou-se a produção de matéria seca da *Brachiaria brizantha* cv. Marandu e o comportamento do carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), carbono lábil (CL) e índice de manejo de carbono do solo (IMC) em áreas submetidas a adubações com cama de aviário (CM) (0, 10, 20 e 40 Mg/ha; em superfície) e fosfato natural reativo Bayóvar (FR) (0, 1, 2,5 e 5 Mg/ha; em linha), na presença ou ausência do componente vegetal, após um ano de implantação. O experimento foi conduzido no delineamento em blocos ao acaso, em fatorial completo (4 doses de CM x 4 doses de FR) com parcelas subdivididas (com planta e sem planta) e três repetições (4x4x2). A adubação com CM e FR apresentou efeitos positivos sobre a produtividade do braquiarião, porém interações significativas não foram observadas no primeiro ano. Os maiores teores de COT, NT, CL e IMC um ano após a aplicação da cama de aviário e fosfato natural reativo nas subparcelas com planta apontaram para a necessidade do estabelecimento da cobertura vegetal na recuperação de áreas degradadas pela mineração e a aptidão de gramíneas de gênero *Brachiaria* em melhorar o ambiente edáfico nessas áreas. Doses crescentes de CM resultaram em acréscimos significativos nos teores de COT, NT, CL, IMC, principalmente nas camadas de 0-0,10 e 0,10-0,20 m das subparcelas com planta. Com exceção da camada de 0,20-0,40 m, a aplicação de FR causou efeitos negativos sobre o CL e o IMC, principalmente nas subparcelas sem planta.

Palavras-chave: mineração, matéria orgânica do solo, índice de manejo de carbono, *topsoil*.

## ABSTRACT

Bauxite mining cause substantial changes in the environment, especially in its most fragile portion, soils. In this context, the addition of C to the soil should be advocated. Strategies involving the use of organic and inorganic sources of nutrients, and the use of grasses are promising in these areas. We evaluated the dry matter production of *Brachiaria brizantha* cv. Marandu and behavior of the total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), labile carbon (LC) and carbon management index (CMI) in areas fertilized with poultry litter (PL) (0, 10, 20 and 40 Mg/ha; on surface) and reactive phosphate Bayóvar (RP) (0, 1, 2.5 and 5 Mg/ha; at planting row) in the presence or absence of the vegetable component, after a year of implantation. The experiment resulted from a full factorial allocated in three randomized blocks (4 PL x 4 RP levels) with split plots (with and without plant plant) and three replications (4x4x2). Fertilization with PL and RP showed positive effects on the productivity of braquiarião, however no significant interactions were observed in the first year. The highest levels of TOC, TN, CL and CMI one year after the application of PL and RP on subplots with plant pointed to the need for the establishment of vegetation in reclamation of mining and grass gender *Brachiaria* inclination to improve the soil environment in these areas. Increasing doses of PL resulted in significant increases in the levels of TOC, TN, CL, CMI, especially in the layers 0-0,10 and 0,10-0,20 m subplots with the plant. With the exception of 0,20-0,40 m layer, the application of RP caused negative effects on CL and CMI, especially in subplots without plants.

Keywords: bauxite mining, soil organic matter, carbon management index, topsoil.

## INTRODUÇÃO

Em áreas degradadas pela remoção da vegetação e do solo ou de parte de suas camadas, tem-se buscado a recuperação por meio da revegetação, pois é de amplo conhecimento a inter-relação da vegetação com a morfologia, a química e a biologia do solo (Resende et al., 2002; Garay et al., 2003). Além disso, em função da declividade dos sítios minerados na região da Zona da Mata Mineira, a utilização do componente vegetal torna-se imprescindível como mecanismo de mitigação à ocorrência de processos erosivos nessas áreas. Nesse contexto, destacam-se os capins do gênero *Brachiaria*.

Dentre as estratégias utilizadas na recuperação de áreas degradadas pela exploração da bauxita, destaca-se o retorno do *topsoil* à área. Define-se como *topsoil*, a camada superficial de solo removida antes da lavra, geralmente o horizonte A pedogenético. É inegável que o retorno desse material facilite a posterior colonização da área pela melhoria das condições edáficas, quando comparado com o material remanescente (estéril). Entretanto, essa técnica isolada pode não garantir o sucesso na revegetação de substratos minerados para bauxita (Ruivo, 1998). A pobreza intrínseca do material, as perdas de nutrientes e matéria orgânica durante o armazenamento, a distribuição irregular durante a reconfiguração da área e as perdas por processo erosivo associam-se a esse fato.

A utilização da adubação orgânica favorece consideravelmente o desenvolvimento vegetal em substratos minerados, pois além do fornecimento de nutrientes, aumenta os teores de matéria orgânica do solo (MOS), a atividade microbiana e a capacidade de retenção de água dos solos (Andreola et al., 2000; Favaretto et al., 2000; Carneiro et al., 2008). Além disso, compostos orgânicos apresentam maior efeito residual quando comparados com adubos químicos, possibilitando a manutenção dos níveis produtivos por período mais longo. Adicionalmente, estima-se que na Zona da Mata Mineira sejam produzidos 300 toneladas por dia de cama de aviário (Resende et al., 2009). O uso desses compostos em áreas mineradas, além da eficiência anteriormente discutida, possibilita dar um fim ambientalmente aceitável a esse dejetos, contribuindo para que o mesmo não seja disposto de forma inadequada, associando-se a outros processos de degradação.

Apesar da eficiência agrônômica, o alto custo logístico (transporte e aplicação) associado ao uso da cama de aviário em áreas mineradas na Zona da Mata Mineira

estimulou a busca por alternativas que demandem menos mão-de-obra e não menos eficientes na fertilização de culturas em sítios em processo de recuperação, destacando-se a substituição parcial da cama de aviário por fosfato natural reativo. A eficiência de fontes de solubilidade intermediária pode ser alta (Horowitz e Meurer, 2003), principalmente quando as mesmas são aplicadas em solos ácidos e argilosos, com baixos níveis de Ca trocável e P disponível, cultivadas com culturas perenes de alta eficiência no uso do P (Sanzonowicz e Goedert, 1986), aspectos intrínsecos das áreas do presente estudo.

Avaliar o processo de recuperação é imprescindível ao estabelecimento de estratégias efetivas no reestabelecimento dos processos produtivos em sítios degradados. Nesse contexto, a avaliação da qualidade do solo aparece como alternativa plausível, constantemente empregada nessas áreas. Porém, assim como em outras áreas, o conceito de qualidade na Ciência do Solo é abstrato e definir os indicadores que a refletem é uma tarefa difícil. Os critérios para a seleção de indicadores de qualidade do solo relacionam-se principalmente com a sua utilidade em definir os processos do ecossistema, integrando propriedades físicas, químicas e biológicas, além da sua sensibilidade ao manejo e às variações climáticas (Doran, 1997). Por interferir, em grande parte, nos demais atributos do solo e pela sensibilidade a alterações no ambiente, a matéria orgânica do solo (MOS) constitui-se como um bom indicador de alterações na qualidade do solo em áreas de recuperação (Reissmann, 1996).

A fim de se validar diferentes estratégias na recuperação de sítios minerados para bauxita na Zona da Mata Mineira, no presente trabalho objetivou-se avaliar a produção de matéria seca, dobrar a produção e o comportamento de diferentes frações da MOS em áreas submetidas a adubações com cama de aviário e fosfato natural reativo em diferentes níveis, na presença ou ausência do componente vegetal, após um ano de implantação.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Caracterização da área e instalação do experimento*

O estudo foi conduzido em propriedade rural no município de São Sebastião da Vargem Alegre-MG. A área escolhida para implantação foi minerada em 2009, sob concessão da Companhia Brasileira de Alumínio – Votorantim Metais. O solo da área em estudo era um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (EMBRAPA, 2006). Na área experimental o solo apresentava textura argilosa (580 g/kg de argila, 90 g/kg de silte e 330 g/kg de areia) (Borges, 2013).

Antes do processo de lavra, procedeu-se o decapeamento do solo da área. O decapeamento caracteriza-se pela remoção de todo o solo que se encontra acima do minério antes do processo de lavra e que será devolvido durante a reconfiguração da área. Este solo contém maiores teores de matéria orgânica e nutrientes, denominada *topsoil* (principalmente horizonte A; 20-30 cm de espessura), misturada com um solo mais pobre (horizonte B; abaixo de 20 a 30 cm de profundidade até atingir o topo da camada de minério). Após a exploração da bauxita, procedeu-se a descompactação do subsolo exposto durante a lavra. O solo decapeado e que estava amontoado em leiras foi espalhado na área com auxílio de um trator de esteiras. Finalmente, o terreno foi novamente descompactado com subsolador equipado com hastes de 0,6 m de comprimento, espaçadas 0,4 m, tracionado por trator de esteira D6, com uma passada paralela ao declive do terreno, seguida de uma passada perpendicular. O experimento foi conduzido no delineamento em blocos ao acaso, em fatorial completo com parcelas subdivididas e três repetições (4x4x2). Em cada bloco foram alocadas 16 parcelas de 12 m<sup>2</sup> cada, espaçadas por corredores de 1 m. Os blocos foram alocados entre os terraços em nível, após a reconfiguração da área. Nas parcelas foram aplicadas doses de cama de aviário - CM (0, 10, 20 e 40 Mg/ha; em superfície e em seguida incorporada manualmente com auxílio de enxada) e fosfato natural reativo Bayóvar - FR (0, 1, 2,5 e 5 Mg/ha; no sulco de plantio do braquiarião) enquanto as subparcelas receberam ou não o cultivo do braquiarião (*Brachiaria brizantha*, cultivar Marandu). As características químicas da CM e do FR encontram-se no Quadro 1.

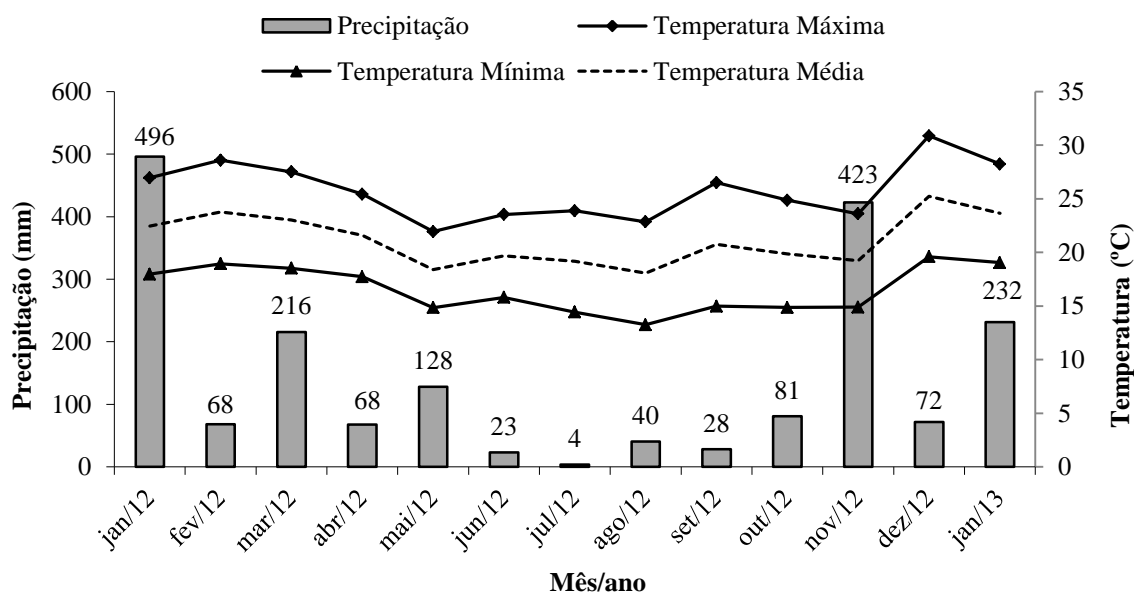
**Quadro 1:** Características químicas da cama de aviário (CM) e do fosfato natural (FR).

	NT	Na	K	P	Ca	Mg	Cu	Mn	Fe	Zn
	(kg/Mg)									
CM	21,65	1,65	2,13	17,81	9,15	1,78	0,12	0,97	16,36	0,99
FR <sup>1</sup>	6,60	0,00	1,06	130,06	322,00	3,53	0,00	0,07	0,07	0,07

<sup>1</sup>Fonte: Fertilizantes Heringer S.A.

Antes de ser aplicada, a CM foi caracterizada quimicamente. Além disso, a CM teve seu teor de umidade determinado (60 °C por 72 horas). Os cálculos das doses a serem aplicadas foram feitos com base no teor de matéria seca previamente determinado. As informações climatológicas (Figura 1) foram obtidas em estação meteorológica automática instalada na área experimental.

Vinte dias após a aplicação dos tratamentos, o braquiário foi semeado em sulcos com 0,25 m de espaçamento (50 kg de sementes viáveis/ha) nas subparcelas com planta. O controle de invasoras foi feito por meio de herbicidas seletivos, conforme fosse necessário.



**Figura 1:** Precipitação acumulada e temperaturas mínimas, máximas e médias mensais de janeiro/2012 a janeiro/2013, na área experimental em São Sebastião da Vargem Alegre-MG.

### *Amostragens e análises de solo*

Amostrou-se o solo em três diferentes épocas: após reconfiguração da área (Pré-implantação), 15 dias após a aplicação dos tratamentos (Pós-aplicação) e 12 meses após a aplicação dos tratamentos (Ano 1 - sem planta e Ano 1 - com planta). Para fins de comparação, uma área de mata adjacente foi amostrada e utilizada como referência (Quadro 2). Foram coletadas amostras de solo em oito pontos de cada sub-parcela utilizando-se trado tipo sonda (S-60, Sonda Terra, Piracicaba, Brasil), nas profundidades de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m. As amostras de solo coletadas foram secadas ao ar, destorroadas, passadas em peneira com malha de 2 mm, homogeneizadas e sub-amostras foram retiradas para caracterização química (EMBRAPA, 1997).

Nas amostras foram determinados: pH em água (1:2,5) por potenciometria, acidez trocável ( $Al^{3+}$ ) extraída com  $KCl$   $1\ mol\ L^{-1}$  e quantificados por titulometria com hidróxido de sódio  $0,025\ mol\ L^{-1}$ , padronizado com biftalato de potássio; a acidez potencial ( $H^+ Al$ ) extraída com acetato de cálcio  $0,5\ mol\ L^{-1}$  em pH 7 e titulada com  $NaOH$   $0,0606\ mol\ L^{-1}$ , padronizado com biftalato de potássio; o P e o K foram extraídos com Mehlich-1 e determinados por colorimetria e fotometria de chama, respectivamente; Ca e Mg foram extraídos com  $KCl$   $1\ mol\ L^{-1}$  e determinados por espectrofotometria de absorção atômica; o Fe, Zn, Cu e Mn foram extraídos com Mehlich 1 e determinados por espectrofotometria de absorção atômica. O N total do solo (NT) foi determinado por destilação Kjeldal (Bataglia et al., 1983). Com os resultados obtidos nas análises do complexo sortivo, calculou-se a soma de bases (SB), a capacidade de troca de cátions em pH 7 (T), a capacidade de trocas de cátions efetiva (t), a saturação por alumínio (m) e a saturação por base (V).

Sub-amostras de solo (TFSA) foram trituradas e passadas em peneira de 60 mesh (0,25 mm) para determinação do carbono orgânico total do solo (COT) pelo método de oxidação via úmida, com aquecimento externo (Yeomans e Bremner, 1988).

O carbono orgânico lábil (CL) foi quantificado por meio de oxidação com  $KMnO_4$  ( $33\ mmol\ L^{-1}$ ), como proposto por Blair et al., (1995) e modificado por Shang e Tiessen (1997), enquanto que, o carbono não lábil (CNL), equivalente ao C não oxidado por  $KMnO_4$  ( $33\ mmol\ L^{-1}$ ), foi determinado por diferença ( $CNL = COT - CL$ ). De posse dos valores de COT, CL e CNL, determinou-se o índice de manejo de carbono (IMC) (Blair et al., 1995), por meio da seguinte equação:

$$IMC = \frac{CT_1}{CT_2} * \left[ \frac{CL_1}{CNL_1} \right] * 100$$

CT<sub>1</sub> = Carbono orgânico total na amostra de solo

CT<sub>2</sub> = Carbono orgânico total na amostra de solo referência (mata)

CL<sub>1</sub> = Carbono lábil na amostra de solo

CNL<sub>1</sub> = Carbono não lábil na amostra de solo

CL<sub>2</sub> = Carbono lábil na amostra de solo referência (mata)

CNL<sub>2</sub> = Carbono não lábil na amostra de solo referência (mata)

**Quadro 2:** Carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e carbono lábil (CL) de solo coletado em remanescente de Mata Atlântica secundária adjacente a área experimental.

Prof. (m)	COT (dag/kg)	NT (dag/kg)	CL (g/kg)
0-0,10 m	4,46	0,34	7,01
0,10-0,20 m	4,22	0,24	5,37
0,20-0,40 m	3,68	0,26	5,35

**Quadro 3:** Características químicas do solo na pré-mineração (PM), pré-implantação (PI) e após a aplicação dos tratamentos, nas camadas de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,40m.

CM	FR	pH	P	Mn	Fe	Zn	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	T	t	m	V
Mg/ha		mg/dm <sup>3</sup>						cmolc/dm <sup>3</sup>						--- % ---			
<b>0-0,10m</b>																	
<b>PM<sup>1</sup></b>		4,42	0,97	6,91	334,8	1,1	0,09	-	0,05	0,1	1,57	12,64	0,23	12,9	1,79	87,2	1,73
<b>PI</b>		6,2	5,5	9,6	85,6	3,4	0,1	0,0	1,8	1,3	0,03	2,4	3,2	5,6	3,2	0,9	57,2
<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	6,2	3,3	9,1	78,6	2,7	0,1	0,0	1,6	1,2	0,02	2,2	2,9	5,1	2,9	0,8	57,0
	<b>1,0</b>	6,3	112,1	12,8	82,4	5,1	0,8	0,2	1,4	0,7	0,02	2,9	3,0	6,0	3,1	0,7	50,8
	<b>2,5</b>	6,2	243,4	10,7	68,5	4,0	10,0	0,1	2,3	1,1	0,02	2,5	4,5	7,0	4,5	0,5	64,5
	<b>5,0</b>	6,1	477,6	6,4	81,3	2,3	16,7	0,9	1,9	0,7	0,03	2,8	20,2	23,0	20,2	0,2	85,7
<b>10,0</b>	<b>0,0</b>	6,3	23,1	13,0	95,0	6,3	0,4	0,0	2,0	1,6	0,02	2,1	4,0	6,0	4,0	0,6	66,1
	<b>1,0</b>	6,2	166,7	15,0	71,2	7,3	3,8	0,2	1,9	1,6	0,02	2,4	7,4	9,8	7,4	0,3	76,2
	<b>2,5</b>	6,3	359,4	11,2	74,2	5,5	8,4	0,6	2,1	1,4	0,03	2,4	12,5	14,9	12,5	0,2	83,3
	<b>5,0</b>	6,1	467,4	13,0	69,2	6,8	6,9	0,2	2,2	1,3	0,02	3,1	10,6	13,7	10,6	0,3	73,4
<b>20,0</b>	<b>0,0</b>	6,4	77,4	21,7	90,7	11,4	0,6	0,0	3,2	2,2	0,03	2,3	6,1	8,4	6,1	0,4	72,6
	<b>1,0</b>	5,9	251,9	24,3	89,8	13,3	8,4	0,6	3,1	1,9	0,03	3,7	14,0	17,7	14,1	0,2	79,7
	<b>2,5</b>	6,3	458,9	14,3	96,6	9,1	13,4	0,9	3,1	1,9	0,02	2,6	19,3	21,9	19,3	0,1	86,9
	<b>5,0</b>	6,5	714,0	25,2	68,8	12,4	15,0	1,4	2,5	1,8	0,03	1,7	20,6	22,3	20,63	0,1	92,4
<b>40,0</b>	<b>0,0</b>	6,7	135,0	39,9	110,6	24,0	4,7	0,1	3,4	3,1	0,03	2,3	11,3	13,6	11,3	0,2	82,9
	<b>1,0</b>	6,8	557,9	45,8	105,0	21,9	10,3	2,0	2,7	2,5	0,03	2,2	17,5	19,7	17,5	0,2	88,3
	<b>2,5</b>	6,1	405,6	28,8	108,6	13,6	14,1	5,5	3,3	2,2	0,03	3,2	25,0	28,2	25,0	0,1	89,6
	<b>5,0</b>	6,6	765,5	38,2	69,5	21,2	14,2	4,3	3,1	2,4	0,03	2,0	24,0	26,1	24,1	0,1	91,8
<b>0,10-0,20m</b>																	
<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	5,8	2,1	6,4	122,9	1,7	0,1	0,0	1,1	0,7	0,04	2,6	1,9	4,5	1,9	2,4	42,3
	<b>1,0</b>	5,7	52,5	8,5	87,7	4,4	0,4	0,0	0,8	0,7	0,04	3,2	2,0	5,3	2,0	1,8	38,4
	<b>2,5</b>	5,8	288,4	6,1	50,0	2,0	7,2	0,3	1,2	0,9	0,03	2,9	9,6	12,5	9,7	0,3	76,4
	<b>5,0</b>	5,8	476,7	3,7	43,1	1,5	6,7	0,5	1,1	0,9	0,04	2,5	9,1	11,7	9,2	0,4	77,2
<b>10,0</b>	<b>0,0</b>	5,7	9,0	8,0	109,5	3,4	0,2	0,0	1,2	1,3	0,04	2,9	2,8	5,6	2,8	1,4	49,5
	<b>1,0</b>	5,8	69,7	7,8	89,0	3,8	1,0	0,0	1,2	1,1	0,03	2,7	3,3	5,9	3,3	0,8	55,1
	<b>2,5</b>	5,8	168,6	6,4	68,9	3,1	4,4	0,2	1,4	1,2	0,03	3,3	7,2	10,5	7,2	0,5	67,7

	<b>5,0</b>	5,8	166,7	7,4	70,9	3,2	10,1	0,4	1,5	1,0	0,03	3,5	13,1	16,5	13,1	0,3	77,1
<b>20,0</b>	<b>0,0</b>	5,9	8,6	8,2	103,0	4,1	0,1	0,0	1,8	0,8	0,04	3,1	2,8	5,9	2,8	1,4	47,8
	<b>1,0</b>	6,0	132,8	25,5	86,5	11,2	0,4	0,3	2,7	1,3	0,03	3,9	4,7	8,6	4,7	0,6	55,5
	<b>2,5</b>	5,7	102,0	6,1	75,5	3,3	4,1	0,1	1,8	1,2	0,03	3,0	7,1	10,1	7,1	0,5	68,0
	<b>5,0</b>	6,2	394,8	13,0	44,8	6,6	10,0	2,4	2,2	1,3	0,03	2,4	15,9	18,2	15,9	0,2	87,0
<b>40,0</b>	<b>0,0</b>	6,2	49,9	20,8	87,6	10,9	1,4	0,3	2,0	1,7	0,02	2,5	5,4	7,9	5,5	0,4	69,2
	<b>1,0</b>	6,2	110,7	16,8	85,5	8,5	1,1	0,3	2,3	1,5	0,03	2,6	5,2	7,8	5,2	0,5	66,4
	<b>2,5</b>	5,8	163,0	10,4	94,4	4,4	2,5	0,1	2,1	1,3	0,05	3,8	6,1	10,0	6,2	0,7	63,6
	<b>5,0</b>	5,8	378,4	9,9	45,3	5,8	12,3	0,8	1,7	1,3	0,04	2,3	16,2	18,5	16,2	0,2	87,5
<b>0,20-0,40m</b>																	
<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	5,3	1,7	5,5	116,9	1,1	0,0	0,0	0,3	0,8	0,04	3,0	1,2	4,2	1,2	3,7	27,9
	<b>1,0</b>	5,5	21,0	4,2	101,2	1,4	0,2	0,0	0,5	0,7	0,03	3,2	1,5	4,7	1,5	1,9	31,5
	<b>2,5</b>	5,5	72,8	6,7	61,1	1,5	3,1	0,1	0,7	0,9	0,04	2,6	4,8	7,4	4,9	0,8	64,3
	<b>5,0</b>	5,5	77,7	3,0	58,6	1,1	4,9	0,2	0,6	1,1	0,03	2,4	6,8	9,2	6,8	0,5	71,9
<b>10,0</b>	<b>0,0</b>	5,5	5,6	5,9	87,3	1,9	0,3	0,0	0,8	1,1	0,04	2,1	2,3	4,3	2,3	1,6	52,1
	<b>1,0</b>	5,2	6,2	4,1	103,0	0,9	0,1	0,0	0,5	1,3	0,05	2,3	1,9	4,2	2,0	2,4	45,2
	<b>2,5</b>	5,2	33,8	4,7	81,2	1,4	0,7	0,0	0,7	1,3	0,03	3,1	2,7	5,8	2,8	1,1	46,1
	<b>5,0</b>	5,5	108,6	4,4	108,8	1,6	1,5	0,1	0,9	1,0	0,03	3,7	3,4	7,1	3,4	1,0	47,6
<b>20,0</b>	<b>0,0</b>	5,5	4,1	4,1	102,9	1,5	0,1	0,0	0,6	1,4	0,04	3,2	2,1	5,2	2,1	1,9	40,4
	<b>1,0</b>	5,7	55,8	12,4	94,7	5,0	0,5	0,1	1,7	1,4	0,03	3,6	3,7	7,3	3,7	1,0	51,5
	<b>2,5</b>	5,3	31,8	4,2	102,7	1,4	0,5	0,0	0,8	1,1	0,03	2,9	2,4	5,4	2,5	1,3	45,7
	<b>5,0</b>	5,7	118,8	6,1	61,8	2,6	2,7	0,1	1,1	1,4	0,03	2,2	5,4	7,6	5,4	0,6	70,6
<b>40,0</b>	<b>0,0</b>	5,7	18,3	9,1	96,5	4,3	0,4	0,0	1,2	1,2	0,04	2,8	2,8	5,6	2,9	1,4	50,0
	<b>1,0</b>	5,7	19,1	8,8	93,3	3,6	0,5	0,0	0,8	1,1	0,04	2,6	2,5	5,1	2,5	1,6	48,6
	<b>2,5</b>	5,3	44,4	4,8	76,7	1,6	1,2	0,1	0,7	1,2	0,04	3,2	3,4	6,6	3,4	1,3	50,1
	<b>5,0</b>	5,1	24,8	4,3	56,6	1,8	0,6	0,0	0,6	1,1	0,03	2,3	2,4	4,6	2,4	1,5	50,3

CM: cama de aviário. FR: fosfato natural reativo. PM: pós-mineração PI: Pré-implantação  
<sup>1</sup>Fonte: Borges, 2013

### *Avaliação da produtividade das plantas*

A produção de matéria seca da parte aérea da gramínea foi avaliada seis, nove e doze meses após a implantação do experimento. Para isso, a coleta do material foi feita nas duas linhas centrais, ao longo de 2 m, respeitando-se 0,5 m de borda, totalizando-se uma área coletada de 1 m<sup>2</sup>/parcela. Uma subamostra foi retirada e seca em estufa de ventilação forçada a 60 °C por 72 horas para determinação da matéria seca. Após a amostragem, as plantas da parcela foram cortadas com o uso de roçadeira e o material vegetal permaneceu na área.

### *Análises estatísticas*

Os dados foram submetidos à análise de variância utilizando-se o teste F, ao nível de significância de 5%. Quando alcançada a significância estatística, as médias das diferentes épocas de amostragem foram submetidas ao teste de Tukey ( $\alpha = 5\%$ ), num esquema de parcela subdividida do tipo “plantas perenes”, representada pelas amostragens nas diferentes épocas na mesma área. Os efeitos das doses sobre as frações

da matéria orgânica do solo avaliadas e matéria seca do braquiário foram analisados por meio de regressões.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### *Produtividade do braquiário*

A aplicação dos tratamentos melhorou as características químicas do solo (Quadro 3). Observaram-se acréscimos consideráveis nos teores de P e bases trocáveis ao compararmos o solo na fase Pré-mineração (PM) e na Pré-implantação (PI) com os resultados obtidos após a aplicação da CM e do FR, tornando o ambiente mais favorável ao desenvolvimento vegetal. Santos et al. (2004) observaram que a CM promove diversos benefícios ao solo, favorecendo a elevação do pH, da soma de bases (SB), da capacidade de troca catiônica (T) e da saturação por bases (V%), além de diminuição da acidez potencial (H+Al). Além de C, a CM é rica em elementos essenciais à nutrição das plantas (Quadro 1). Horowitz e Meurer (2003) verificaram que, em geral, a eficiência agrônômica dos fosfatos reativos é similar a dos fosfatos de alta solubilidade no primeiro ano, aspecto corroborado pelo aumento nos teores de P no solo após a aplicação desse fertilizante no presente estudo (Quadro 3). Geralmente não são tomadas ações específicas durante o decapeamento, armazenamento e reaplicação do *topsoil*, o que pode determinar a mistura de material de diferentes horizontes ou áreas (Bradshaw, 1997), aspecto associado às diferenças entre os atributos químicos em PM e PI.

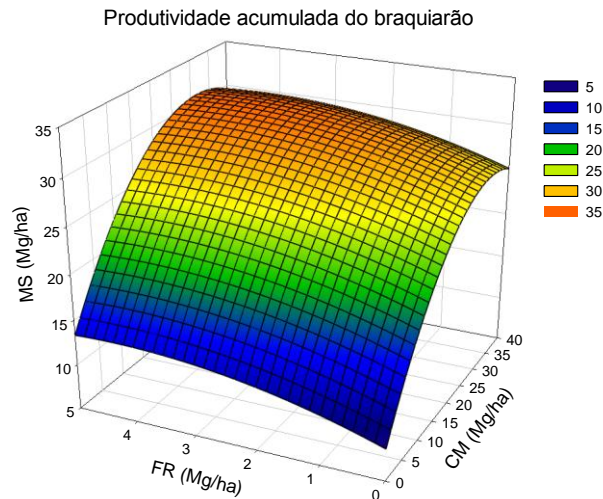
Observou-se efeito significativo ( $p < 0,01$ ) dos tratamentos sobre a produtividade acumulada do braquiário. Essa gramínea é adaptada a solos de média a alta fertilidade, sendo assim, responsiva à adubação. Fornecer os nutrientes necessários ao rápido desenvolvimento inicial das plantas nessas áreas é imprescindível. Em decorrência da alta susceptibilidade a processos erosivos (Krümmelbein e Raab, 2012), a cobertura vegetal desses substratos deve ser priorizada.

A produtividade do braquiário alcançou valores superiores a 30 Mg/ha nos três cortes acumulados (Figura 2), resultados semelhantes aos observados por Borges (2013), em experimento na região e nos tratamentos que receberam exclusivamente a cama de aviário (40 Mg/ha), e por Oliveira et al. (2012), em pastagens irrigadas no Mato Grosso do Sul. Em áreas degradadas pela remoção da vegetação e do solo, ou de parte de suas camadas, levando à exposição do horizonte C ou, ainda, do subsolo, tem-

se buscado a recuperação por meio da revegetação, pois é de amplo conhecimento a inter-relação da vegetação com a morfologia, a química e a biologia do solo (Resende et al., 2002; Garay et al., 2003), além dos efeitos no controle da erosão. Amaral et al. (2012), trabalhando com o braquiário em rejeitos de mineração de quartzito, observou efeito positivo significativo da aplicação de esterco de curral (10 Mg/ha) combinado com a adubação mineral sobre a produtividade das plantas.

A cama de aviário teve um efeito linear positivo ( $p < 0,01$ ), na produção de matéria seca do braquiário (Figura 2). A CM é considerada um excelente adubo orgânico (Preusch et al., 2002). O seu uso na agricultura favorece a disposição adequada desse rejeito da produção avícola, além de efeitos benéficos sobre características físicas, químicas e microbiológicas do solo (Eghball et al., 2004; McGrath et al., 2009).

A cama de aviário promoveu aumentos de produtividade na cultura da soja (Adeli et al., 2005), algodão (Mitchell e Tu, 2005) e milho (Konzen, 2003). Trabalhando com braquiário e utilizando duas doses de cama de aviário (4 e 8 Mg/ha), Portugal et al. (2009) constataram que o uso desse resíduo aumentou significativamente a produção de matéria seca em relação à testemunha não fertilizada. Sistani et al. (2004), também observaram efeito positivo da aplicação de CM na produção de matéria seca do Tifton 85 (*Cynodon* spp.).



$$MS(\text{Mg/ha}) = 8,5 + 1,109^{**}CM - 0,0173^{**}CM^2 + 2,248^{**}FR - 0,256^{**}FR^2 - 0,000044^{*}CM^2FR \quad R^2 = 0,97$$

**Figura 2:** Matéria seca (MS) (Mg/ha) do braquiarião acumulada em 1 ano de cultivo (3 cortes) em área minerada para bauxita adubada submetida a doses crescentes de cama-de-aviário (CM) (0, 10, 20 e 40 Mg/ha) e fósforo natural reativo (FR) (0, 1, 2,5 e 5 Mg/ha). °, \*, \*\*: significativo a 10, 5 e a 1 %, respectivamente.

Outra característica que valida o uso da CM como fertilizante, principalmente na fertilização de culturas perenes em áreas degradadas, é o seu efeito residual. A disponibilidade de N com o uso de cama aviária são de 50 % no primeiro ano, restando ainda 20% para o segundo ano e 30% para os anos seguintes, segundo Ribeiro et al. (1999). Na recuperação de pastagens de *Brachiaria decumbens*, Silva (2005) observou que o uso de cama de aviário melhorou a produção de matéria seca e a absorção de nutrientes, sendo superior ao adubo mineral pela disponibilização lenta de nutrientes (efeito residual) observada após 200 dias da aplicação desse resíduo.

Apesar do baixo coeficiente, observa-se na equação ajustada (Figura 2) efeito negativo quadrático da CM na MS. A aplicação de doses excessivamente altas de cama de aviário pode ter efeito negativo na produtividade dos vegetais. Os altos teores de N no solo podem estar associados ao acamamento da gramínea e queda de produtividade nas maiores doses, como o concluído por Siegenthalter et al. (1994). Além disso, altas doses de dejetos associam-se ao acúmulo de íons tóxicos no solo, desequilíbrio entre os nutrientes, salinização e alcalinização (Seganfredo, 2000), comprometendo o desenvolvimento vegetal.

Assim como a CM, o FR apresentou efeito linear positivo sobre a MS (Figura 2). O P é considerado o elemento mais limitante ao crescimento das forrageiras nos solos

tropicais, afetando o desenvolvimento radicular e o potencial de produção de forragem (Novais e Smith, 1999). Além dos altos teores de P, o FR apresenta outros nutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas, como pode ser observado no Quadro 1. A comparação entre os coeficientes do parâmetro CM e do parâmetro FR permite afirmar que a resposta do braquiário a aplicação do FR apresenta maior magnitude (Figura 2).

Sanzonowicz e Goedert (1986) afirmam terem os fosfatos naturais sua eficiência melhorada quando aplicados e incorporados a solos ácidos, argilosos, com baixos níveis de Ca trocável e P solúvel, em culturas de ciclo longo ou perenes, tolerantes à acidez e eficientes na utilização do fósforo. As características edáficas locais, assim como a moderada a alta exigência nutricional da *Brachiaria brizantha* cv Marandu, certamente favoreceram a resposta positiva observada no presente trabalho.

Obraquiário apresenta resposta crescente ao aumento nas doses de  $P_2O_5$ , aplicada na forma de superfosfato triplo, sendo que as doses de 120 kg/ha e 150 kg/ha de  $P_2O_5$  propiciaram maiores produtividades de massa de matéria seca (Lima, 2007). De forma semelhante, Bonfim-Silva (2012) observou resposta linear positiva na produtividade do braquiário, submetido a doses crescentes de P, na forma de fosfato natural reativo. Além disso, deve-se mencionar o efeito residual dos fosfatos reativos, como o observado por Moreira (1997), o que poderá favorecer a manutenção dos níveis de produtividade na área em recuperação.

Assim como na CM, observou-se efeito quadrático negativo do FR sobre a MS do braquiário. Esse efeito possivelmente associa-se ao desequilíbrio nutricional causado pelo excesso de P aplicado, ou ainda a presença de micronutrientes em excesso e elementos traços potencialmente tóxicos (Jiao et al., 2012) em fosfatos naturais, o que determina o efeito negativo do FR nas maiores doses. Deve-se salientar, que em ambos os casos, os coeficientes dos efeitos quadráticos negativos foram baixos, determinando que os efeitos dos parâmetros lineares da CM e do FR fossem preponderantes (Figura 2).

Ao contrário do esperado, não se observou interação positiva significativa entre a CM e o FR na MS (Figura 2). Diversos trabalhos demonstram o sinergismo entre a adubação orgânica e a fosfatada. Halajnia et al. (2009) mostraram que a adição combinada de cama de aviário e fosfato incrementa os teores de P extraídos com o extrator Olsen quando comparados com a adubação fosfatada isolada. Silva et al. (2007) estudando a recuperação de uma área de pastagem degradada no Cerrado do norte de

Minas Gerais, obtiveram os melhores resultados no desenvolvimento da leguminosa *Macrotyloma axillare* com o uso combinado de esterco bovino curtido e fosfato natural reativo. Deve-se mencionar que o esterco curtido apresentava menor teor de P que a CM utilizada no presente estudo.

A adubação orgânica pode incrementar a eficiência na aquisição do P proveniente do FR por diferentes mecanismos, destacando-se: formação de complexos organo-fosfatados, competição dos ácidos orgânicos por sítios de adsorção de P no solo, formação de quelatos com Fe e Al, fornecimento de P via mineralização de compostos orgânicos fosfatados e aumento da densidade de cargas negativas na superfície dos colóides (Havlin et al. 1991). Já o FR também potencializa os efeitos da CM, principalmente por decréscimos nas perdas de N por volatilização. Medeiros et al. (2008), avaliando a redução da volatilização de amônia em cama de frangos por meio da adição de aditivos químicos, observaram que a dose de 15% de superfosfato simples foi a mais eficiente ( $P < 0,05$ ), inibindo em 95% a volatilização. A formação de fosfato de amônio, assim como o estímulo do P a imobilização do N pela microbiota, associam-se a esse efeito.

Em decorrência do supracitado, esperava-se interação positiva entre os dois fertilizantes na MS do braquiarião. Possivelmente, os altos teores de P na CM, assim como a presença de N no FR (Quadro 1), estão relacionados com a ausência de interação entre as fontes. Além disso, o alto teor de Ca na CM, assim como os altos valores de pH observados (Quadro 3) interferem negativamente na dissolução do FR (Khasawneh e Doll, 1978).

Considerando o papel do componente vegetal na recuperação de áreas e as altas produtividades obtidas nas maiores doses (Figura 2), a adubação com cama de aviário e fosfato natural reativo mostrou-se como uma estratégia plausível na recuperação dessas áreas. O braquiarião atingiu 90% de sua máxima produtividade com a aplicação de 28 Mg/ha de CM e 0,5 Mg/ha de FR. Avaliações posteriores são necessárias, principalmente para validar a aplicação combinada desses fertilizantes nessas áreas.

#### *Frações da matéria orgânica nas diferentes épocas de amostragem*

A época de amostragem apresentou efeito significativo ( $p < 0,05$ ) para todos os indicadores avaliados. Melhorias no solo ao decorrer do processo de recuperação em áreas mineradas para bauxita foram observadas por Sawada (1996) e Costa et al. (1998).

Além disso, Carneiro et. al (2008) verificaram que o tempo de reabilitação foi mais determinante que as espécies vegetais na recuperação do teor de C orgânico, N total e C na biomassa microbiana do solo em áreas mineradas para bauxita em Poços de Caldas-MG.

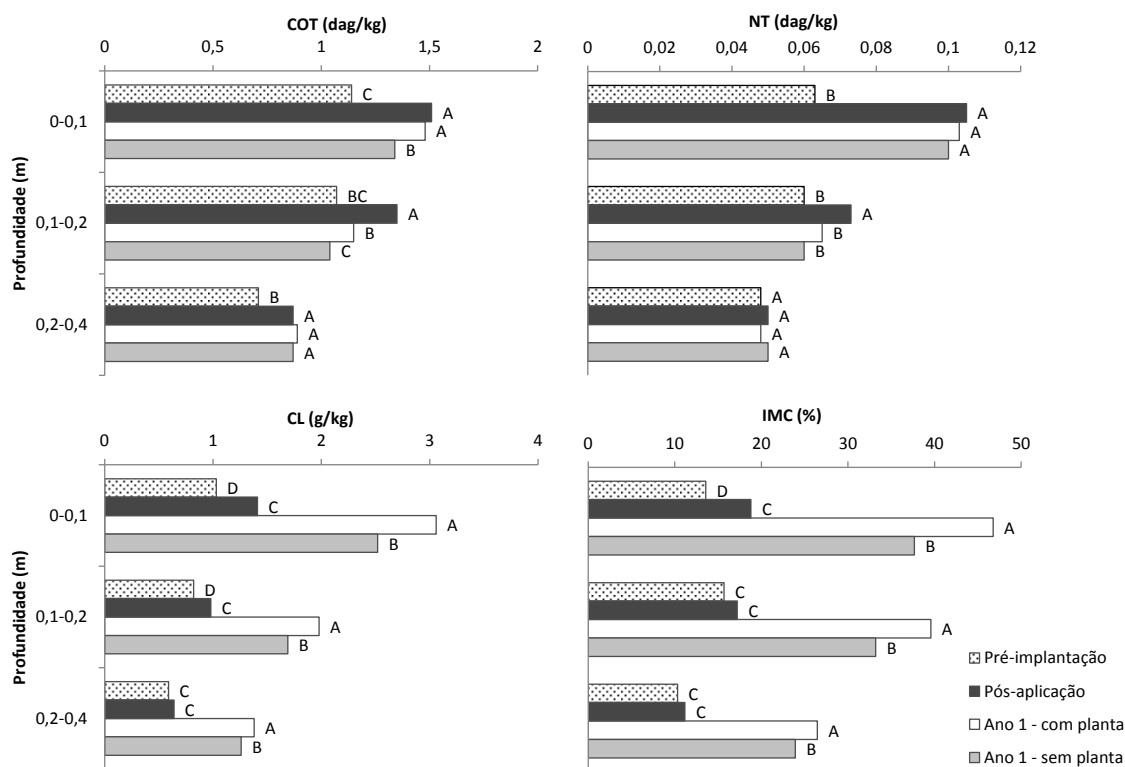
O COT, atributo sensível a alterações drásticas no solo (Conceição et al., 2005), teve seu teor acrescido após a aplicação dos tratamentos, nas três profundidades avaliadas (Figura 3). Tal aspecto associa-se as altas doses de CM aplicadas. Bhattacharyya et al. (2007) encontraram maiores teores de COT no solo com a aplicação de cama de aviário. Porém, como o observado no Ano 1 - sem planta, a aplicação da CM *per se* não é o suficiente para aumentar os teores de COT do solo nas duas primeiras camadas avaliadas (Figura 3).

Observou-se decréscimo significativo nos teores de COT ( $p < 0,05$ ) quando se compara o Pós-aplicação com o Ano 1 - sem planta, nas duas primeiras profundidades (Figura 3). Como será discutido posteriormente, a CM apresenta alta concentração de formas de C facilmente decomponíveis, perdidas na forma de C-CO<sub>2</sub> nos primeiros dias após a aplicação. Apesar do decréscimo, os níveis de COT ainda são superiores aos observados no período Pré-implantação (Figura 3). Como o estudo ainda é relativamente recente e se tratando de efeito nos componentes de natureza orgânica, é possível que em avaliações posteriores o COT decresça ainda mais, atingindo um novo *steady state*, com valores inferiores aos observados no Pré-implantação. A aplicação de fontes lábeis de C via cama de aviário pode determinar perdas no C nativo do solo, em compartimentos até então estáveis, em decorrência do efeito *priming* (Azam et al. 1993).

Ao comparar os teores de COT Pós-aplicação e Ano 1 - com planta, observa-se a manutenção dos níveis de COT na primeira camada avaliada. Na segunda camada houve decréscimo no COT com o tempo e na terceira os valores de COT não diferiram após a implantação do experimento (Figura 3). Apesar do curto prazo e do efeito restrito a camada mais superficial, fica evidente o papel da planta na adição de C e manutenção dos teores de COT no solo. A alta produção de biomassa pela parte aérea (Figura 2) e a considerável adição de C ao solo pela exsudação de compostos orgânicos na rizosfera e pela decomposição das raízes (Haynes e Naidu, 1998) explicam o observado.

A maior parte do N no solo apresenta-se ligada a compostos orgânicos, portanto, modificações na MOS alteram significativamente os teores deste elemento no solo (Whiethölter, 2000). Observou-se no presente trabalho, que o NT apresenta comportamento semelhante ao COT (Figura 3), com algumas exceções. Os teores de NT

Pós-aplicação e na avaliação subsequente são superiores aos observados na Pré-implantação, comprovando a eficácia da cama de aviário no fornecimento desse nutriente, além do N estar presente também no FR, embora em menores teores e menos disponível (Quadro 1). Ao contrário do observado para o COT, os teores de NT na primeira profundidade avaliada mantiveram-se ao longo do tempo (Figura 3).



**Figura 3:** Carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), carbono lábil (CL) e índice de manejo de carbono do solo (IMC). Antes da implantação do experimento (Pré-implantação), após a aplicação dos tratamentos (Pós-aplicação) e ao término do ano 1 do experimento, nas subparcelas com planta (Ano 1 - com planta) e sem planta (Ano 1 - sem planta). Médias obtidas pelos valores agrupados de todos os níveis de CM (0, 10, 20 e 40 Mg/ha) e FR (0, 1, 2,5 e 5 Mg/ha). Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Nas subparcelas sem planta, a incorporação dever ter contribuído para reduzir as perdas por volatilização de amônia e possibilitou esse resultado. Moore et al. (2011) observaram que a aplicação da cama de aviário em subsuperfície diminui as perdas de N por volatilização de amônia quando comparada com a aplicação em superfície. Nas subparcelas com planta, a presença dos resíduos vegetais de alta relação C:N do braquiariãopodem ter induzido a imobilização do N da CM pela biomassa microbiana e evitou perdas principalmente em formas gasosas. A presença da celulose diminui as perdas de N da CM por volatilização da amônia (Martín-Olmedo e Rees, 1999).

A aplicação da CM e do FR aumentou os teores de C lábil nas duas primeiras profundidades (Figura 3). O CL é considerado indicador sensível da qualidade do solo, permitindo detectar alterações no ambiente edáfico em curtos períodos (Zhang et al., 2007).

Após 1 ano de cultivo do braquiarião foram observados os maiores incrementos nos teores de CL, evidenciando a eficiência dessa planta em aumentar os teores de formas lábeis de C no solo (Figura 3). Bayer et al. (2003) atribuem os aumentos nos teores de MOSem áreas cultivadas com gramíneas, principalmente em suas formas mais lábeis, à rizodeposição e morte de raízes. Além disso, deve-se considerar que, em média, 45 % da matéria seca do tecido vegetal depositado no solo após os cortes é C. Borges (2013) encontrou maiores teores de CL em agregados de solo submetido ao cultivo da *Brachiaria brizantha* cv. Piatã e adubação orgânica, em área em processo de recuperação minerada para bauxita.

Ao contrário do esperado, observaram-se acréscimos nos teores de CL ao comparar-se os teores de CL no solo Pós-aplicação como Ano 1 - sem planta, em todas as profundidades avaliadas. A aplicação de C e nutrientes possivelmente reativou a microbiota edáfica nessa área, determinando acúmulo de C na biomassa e na forma de compostos parcialmente degradados, que contribuem de forma determinante para essa fração. Deve-se considerar ainda, que parte do C presente na CM em formas menos decomponíveis pode ter sido incorporado à biomassa microbiana, que pode representar até 10% de todo o COT (D'Andréa et al., 2002). Além disso, grande parte do C aportado ao solo é preferencialmente acumulada nessa fração (Figueiredo et al., 2010; Hernandez-Ramirez et al., 2011).

Os valores de IMC após a mineração e após a aplicação dos tratamentos estão abaixo de 50%, evidenciando cenário muito aquém do ideal. Porém, deve-se salientar que a mata tomada como referência (100%) apresenta altos valores de COT e CL (Quadro 2), dificilmente atingidos em solos de áreas cultivadas em clima tropical.

Os maiores valores de IMC foram observados no Ano 1 - com planta (Figura 3). Novamente evidencia-se o potencial das gramíneas bem manejadas em melhorar a qualidade do solo em áreas drasticamente alteradas. Os efeitos da revegetação e da aplicação da CM sobre o COT e o CL associam-se ao supracitado. De forma semelhante ao CL, acréscimos nos valores de IMC foram observados em todas as profundidades avaliadas, quando se compara o solo na Pré-implantação e o Ano 1 - sem planta. O IMC reflete o grau de labilidade da MOS, ou seja, é altamente correlacionado com o CL

(Figura 3), permitindo que os mesmos efeitos do fornecimento de C e nutrientes sobre esse atributo também fossem observados para o IMC, após um ano de experimento nas subparcelas sem planta. Outros autores que utilizaram o IMC como indicador de qualidade do solo sob distintos sistemas de manejo, verificaram que a adição de C ao solo sempre esteve relacionada positivamente com o IMC (Salton, 2005; Diekow et al., 2005), como o observado no presente estudo.

Apesar do curto período de avaliação, os resultados permitem inferir que a adubação orgânica com CM e a adubação química com FR favoreceram o processo de recuperação na área minerada, principalmente na presença do componente vegetal. Melhorias no solo de área minerada para o xisto foram observadas após a fertilização do solo com NPK e esterco bovino (Favaretto et al., 2000). Além disso, os indicadores avaliados corroboram a eficiência da cobertura vegetal na mitigação de impactos ambientais (Neves et al., 2001) e, em específico, dos capins do gênero *Brachiaria* em melhorar a qualidade do solo, associada ao seu hábito de crescimento e características de sistema radicular (Valle et al., 2000).

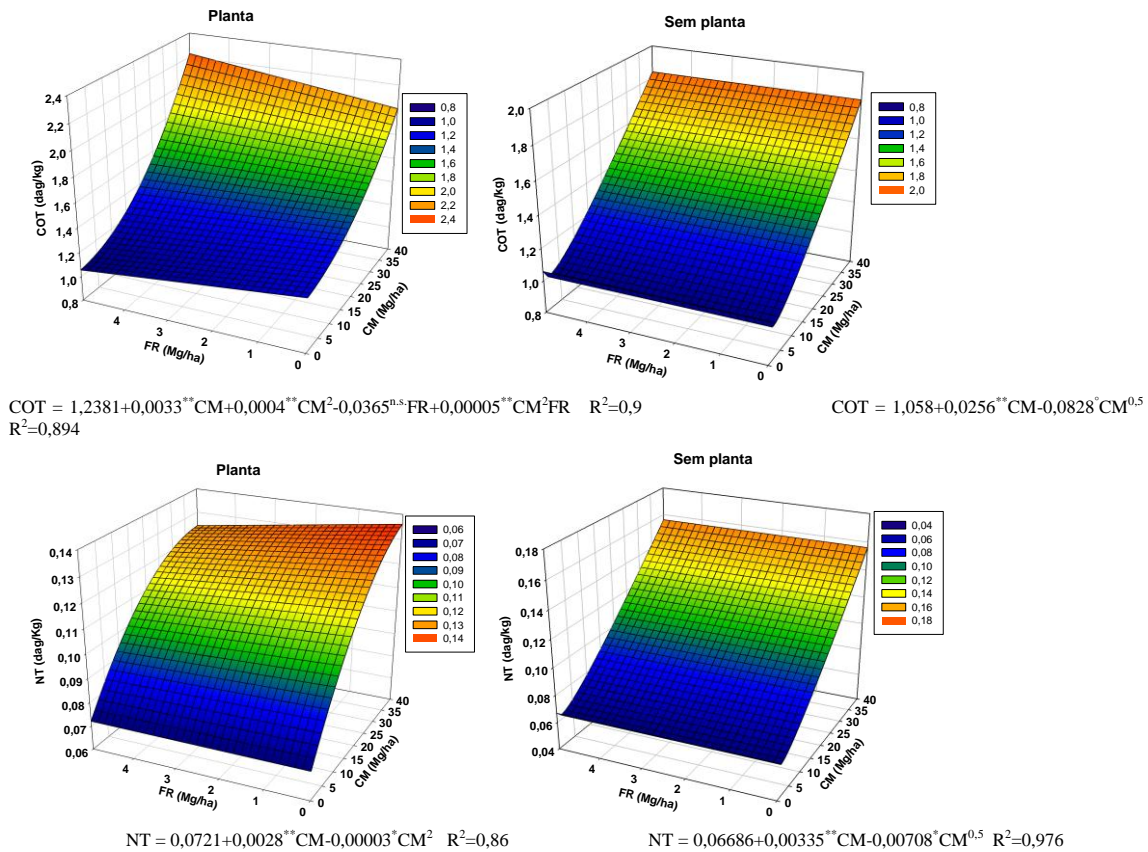
*Resposta dos indicadores orgânicos de qualidade do solo a cama de aviário, fosfato natural e ao cultivo do braquiário no Ano 1*

Na primeira profundidade de solo avaliada, observou-se efeito significativo dos tratamentos ( $p < 0,01$ ) em todos os indicadores avaliados, nas subparcelas com planta e sem planta. Novamente, observou-se a sensibilidade dos indicadores selecionados e seu potencial em expressar alterações no solo de áreas degradadas (Reissmann, 1996). Além da sensibilidade às práticas de manejo, a MOS exerce influência sobre os principais atributos do solo, ou seja, alterações na MOS interferem em todo o ambiente edáfico.

A equação ajustada com COT como variável dependente das doses de FR e CM ( $p < 0,01$ ) aponta para o efeito linear positivo da CM, nas subparcelas com planta e sem planta (Figura 4). Watts et al. (2010) observaram que solos que receberam CM apresentaram teores de C nas camadas superficiais 33% superiores àqueles de solos adubados com fertilizantes inorgânicos e mesmo aporte de resíduos.

Nas subparcelas com planta, esperava-se efeito significativo do FR nos teores de COT, em decorrência do estímulo do P ao crescimento radicular (Drew, 1975). Os altos teores de P observados na CM (Quadro 1) aumentaram consideravelmente os teores de

P na camada de 0-0,10 m (Quadro 3), o que possivelmente inibiu o efeito isolado do FR sobre o crescimento radicular nessa camada. Para essas subparcelas, os valores máximos de COT foram alcançados com a aplicação de 40 Mg/ha de CM e 5 Mg/ha de FR. Nas subparcelas sem planta observou-se forte efeito positivo linear da CM sobre o COT, sem efeito significativo da aplicação da FR sobre esse atributo (Figura 4). Nas subparcelas sem planta, os valores de COT na profundidade de 0-0,10 m foram máximos com a aplicação de 40 Mg/ha de CM e ausência do FR.



**Figura 4:** Resposta do carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total do solo (NT) a doses de cama de aviário (CM) (0, 10, 20 e 40 Mg/ha) e fosfato natural reativo (FR) (0, 1, 2,5 e 5 Mg/ha), na camada de 0-0,10 m. °, \*, \*\*, n.s.: significativo a 10, 5, 1% e não significativo, respectivamente.

Na equação ajustada com o NT como variável dependente ( $p < 0,01$ ), observou-se comportamento semelhante ao COT, com efeitos positivos lineares da CM nos tratamentos sem e com planta, mas sem efeito significativo ( $p > 0,10$ ) do FR. A maior parte do N no solo apresenta-se ligada a compostos orgânicos. Portanto, modificações na MOS alteram significativamente os teores deste elemento no solo (Whiethölter, 2000). De forma semelhante ao observado, Schomberg et al. (2009) relatam aumentos nos teores de NT em áreas adubadas com CM e submetidas a diferentes formas de

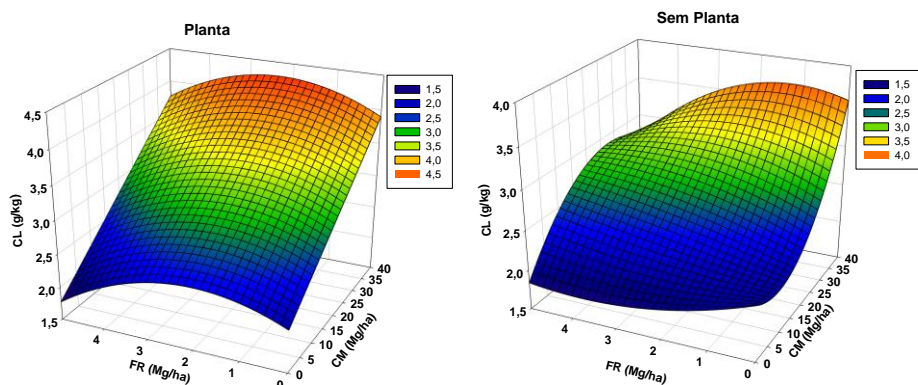
manejo. Os valores de NT na profundidade de 0-0,10 m foram máximos, em ambas subparcelas, com a aplicação de 40 Mg/ha de CM e ausência do FR.

No solo das subparcelas sem planta, observou-se efeitos negativos da aplicação da CM no COT e no NT ( $p < 0,10$  e  $p < 0,05$ , respectivamente). O fornecimento de formas lábeis de C pode determinar perdas na MOS nativa através do efeito *priming* (Azam et al. 1993). O aporte de resíduos de parte aérea e de raízes da gramínea minimizaram esse efeito nas subparcelas com planta.

Observou-se efeitos significativos das doses de CM e FR sobre o CL e o IMC, nas subparcelas com planta e sem planta, na primeira profundidade avaliada (Figura 5). Na equação ajustada para o CL ( $p < 0,01$ ) nas subparcelas com planta, têm-se o efeito positivo linear da CM, acompanhado do efeito negativo quadrático do FR, além do efeito positivo da interação linear entre essas duas variáveis. Já na equação do IMC ( $p < 0,01$ ) para as mesmas subparcelas, além dos efeitos observados para o CL, todas as interações foram significativas (até  $p < 0,1$ ), porém apresentaram baixos coeficientes.

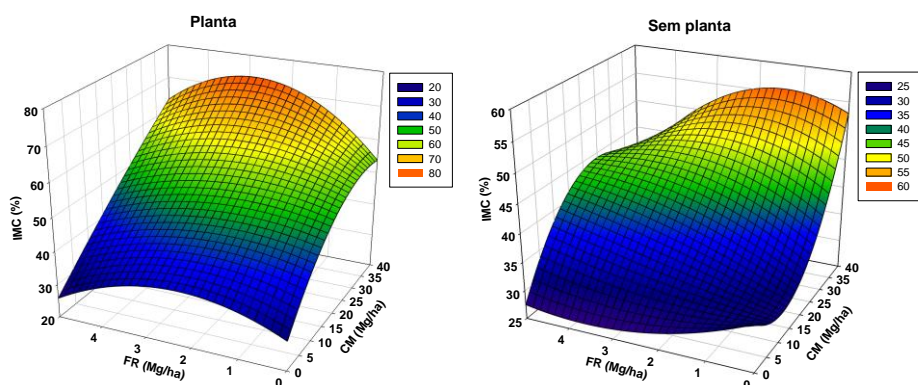
De forma semelhante ao observado por Borges (2013), o CL e o IMC se mostraram sensíveis ao tratamento com cama de aviário e a cobertura vegetal, podendo ser utilizados como indicadores da qualidade do solo em áreas mineradas em recuperação. O efeito negativo quadrático do FR pode estar associado a diferentes aspectos. A aplicação de P contribui para a maior respiração dos microrganismos em solos onde esse nutriente é limitante e, como consequência, pode aumentar as perdas de C do sistema (Ilsted e Singh, 2005; Gnakambary et al., 2008). Além disso, deve-se considerar que a adição de P ao solo, principalmente em doses elevadas, pode atuar bloqueando e, ou, desativando os sítios de adsorção dos oxihidróxidos de Fe e Al, os mesmos que também atuam na proteção e estabilização do C aportado (Shulthais, 2013) e, então, de maneira indireta contribuir para o aumento da decomposição microbiana da MOS. Na presença da planta, os máximos valores de CL na profundidade de 0-0,10 m foram alcançados com a aplicação de 40 Mg/ha de CM e 2,33 Mg/ha. Já para o IMC, essas doses foram de 40 Mg/ha de CM e 2,83 Mg/ha de FR.

Nas subparcelas sem planta, as equações ajustadas ( $p < 0,01$ ) para o CL e o IMC do solo (0,0-0,10 m) demonstram efeito negativo linear da CM sobre esses indicadores. Porém, as interações positivas lineares entre a CM e o FR determinam um aumento mais que proporcional no CL e no IMC, compensando esse efeito negativo, principalmente nas menores doses de FR (Figura 5).



Com planta:  $CL = 2,1309 + 0,0441^{**}CM + 0,3002^{n.s.}FR - 0,0743^{**}FR^2 + 0,0011^{**}CMFR$   $R^2 = 0,94$

Sem planta:  $CL = 2,1923 - 0,03132^{**}CM + 0,00165^{*}CM^2 - 0,2156^{n.s.}FR + 0,02898^{n.s.}FR^2 + 0,0335^{*}CMFR - 0,00246^{*}CMFR^2$   $R^2 = 0,952$



Com Planta:  $IMC = 28,744 + 1,5139^{**}CM - 0,022^{*}CM^2 + 6,40782^{n.s.}FR - 1,3987^{**}FR^2 - 0,4642^{**}CMFR + 0,01617^{*}CM^2FR + 0,0741^{*}CMFR^2 - 0,00246^{*}CM^2FR^2$   $R^2 = 0,965$

Sem planta:  $IMC = 33,2317 - 0,6528^{**}CM + 0,0287^{n.s.}CM^2 - 3,6789^{n.s.}FR + 0,5062^{n.s.}FR^2 + 0,6273^{*}CMFR - 0,011^{**}CM^2FR - 0,0464^{*}CMFR^2$   $R^2 = 0,957$

**Figura 5:** Resposta do carbono lábil (CL) e índice de manejo de carbono do solo (IMC) a doses de cama de aviário (CM) (0, 10, 20 e 40 Mg/ha) e fósforo natural reativo (FR) (0, 1, 2,5 e 5 Mg/ha), na camada de 0-0,10 m. °, \*, \*\*, n.s.: significativo a 10, 5, 1% e não significativo, respectivamente.

Ocorreu interação negativa entre o componente linear CM e quadrático FR sobre o CL e o IMC nas subparcelas sem planta (Figura 5). O declínio desses indicadores nas maiores doses foi substancial. O efeito *priming* (Azam et al., 1993) e os efeitos da adição de P sobre a dinâmica do C no solo (Gnankambary et al., 2008; Shulthais, 2013) explicam o ocorrido. Observou-se que nas subparcelas com planta essa tendência não ocorre, reforçando o papel do componente vegetal na recuperação dos componentes da matéria orgânica nessas áreas. Nas subparcelas sem planta, na camada de 0-0,10 m, os valores máximos de CL e IMC foram obtidos com a aplicação de 40 Mg/ha de CM e 1,33 Mg/ha de FR.

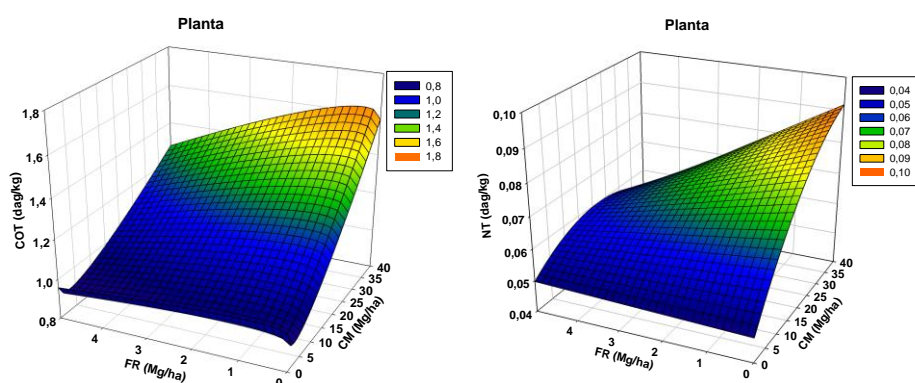
Segundo Bayer (1996), o efeito do manejo sobre os teores de matéria orgânica ocorre, inicialmente, na camada superficial. Todavia, com o passar do tempo, manifesta-se em camadas mais profundas. Em sua maioria, os estudos sobre o efeito de sistemas de manejo têm comprovado que as modificações nos teores de COT e matéria orgânica são lentas, necessitando de um período de tempo maior para serem detectadas. Porém, por tratar-se de solos drasticamente alterados e que apresentaram perdas acentuadas de C, seguido por alto aporte de C e nutrientes na fase de reabilitação, algumas alterações nos indicadores avaliados, em resposta aos tratamentos aplicados, foram perceptíveis, até mesmo em camadas mais profundas (Figuras 6 e 7).

Na camada de 0,10-0,20 m, nas subparcelas com planta, os tratamentos apresentaram efeito significativo ( $p < 0,01$ ) sobre todos os indicadores avaliados. Para a mesma profundidade, nas subparcelas sem planta, os tratamentos não apresentaram efeito significativo sobre os teores de COT e NT do solo, corroborando o observado por Bayer (1996).

As equações ajustadas com o COT e o NT como variáveis dependentes (Figura 6) indicam forte efeito negativo da aplicação do FR sobre esses indicadores orgânicos nas maiores doses de CM. Apesar do efeito positivo linear na equação ajustada para o NT, o efeito negativo quadrático e as interações negativas determinam decréscimos mais que proporcionais nesse indicador com o aumento dos níveis de FR (Figura 6). Os altos teores de P na CM (Quadro 1), assim como seu efeito positivo na desorção e lixiviação de P (Bahl e Toor, 2002), determinaram acréscimos no P do solo até mesmo na segunda profundidade avaliada (Quadro 3), diminuindo a possibilidade do efeito positivo do FR e potencializando seus efeitos negativos sobre a MOS. Deve-se considerar ainda, para o caso do NT, que a maior produção de biomassa nessas doses (Figura 2), determinou maior imobilização do N dessa camada na parte aérea da planta. Os teores de COT, nas subparcelas com planta e na profundidade de 0,10-0,20 m, foram máximos na dose de 40 Mg/ha de CM e 1,63 Mg/ha de FR. A aplicação isolada da CM na maior dose determinou os maiores valores de NT nessas subparcelas na camada de 0,10-0,20 m.

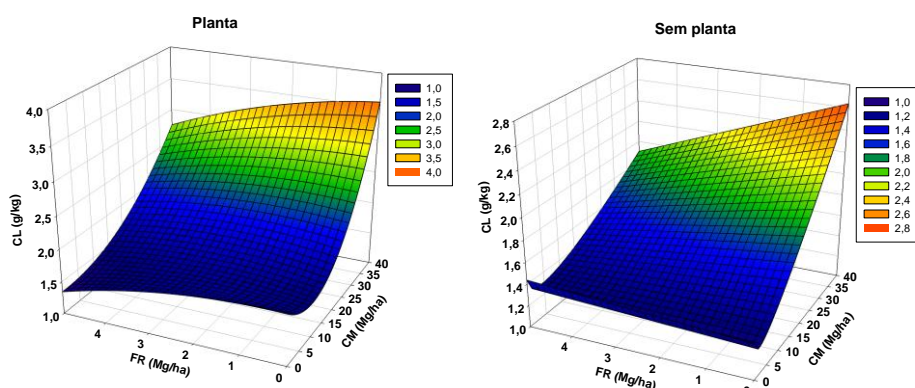
Os teores de CL e os valores de IMC nas parcelas com planta e sem planta apontam para a mesma tendência de efeito negativo da aplicação de FR nesses indicadores na camada de 0,10-0,20 m (Figura 6). Com exceção do IMC nas subparcelas com planta, os valores máximos desses indicadores na camada de 0,10-0,20 m foram obtidos com a aplicação de 40 Mg/ha de CM e ausência do FR. Tal aspecto não descarta

o uso desse fertilizante nessas áreas, pois o sinergismo entre a CM e o FR poderá ainda ser observado em avaliações futuras. Medeiros et al. (2008), avaliando a redução da volatilização de amônia em cama de frangos por meio da adição de aditivos químicos, observaram que a dose de 15% (m/m) de superfosfato simples foi a mais eficiente ( $P < 0,05$ ), inibindo em 95% a volatilização.



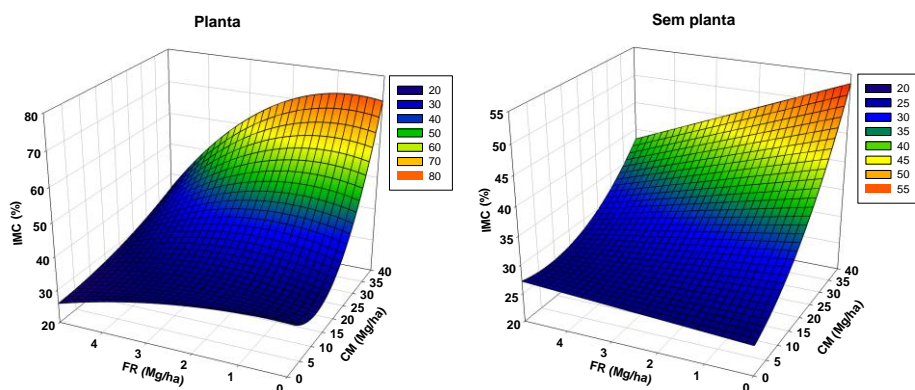
Com planta:  $COT = 0,9801 + 0,0301^{**}CM - 0,096^{o}CM^{0,5} - 0,031^{o}FR + 0,0591^{n.s.}FR^{0,5} + 0,0169^{o}CM^{0,5}FR^{0,5}$   $R^2=0,7575$

Com planta:  $NT = 0,0477 + 0,0019^{**}CM - 0,000023^{o}CM^2 + 0,0004^{o}FR - 0,0002^{o}CMFR$   $R^2=0,614$



Com planta:  $CL = 1,774 - 0,051^{**}CM + 0,0024^{**}CM^2 + 0,019^{**}FR - 0,02152^{**}FR^2 + 0,01^{**}CMFR - 0,0003^{**}CM^2FR$   $R^2=0,944$

Sem planta:  $CL = 1,3237 + 0,05354^{**}CM - 0,1314^{o}CM^{0,5} + 0,0229^{o}FR - 0,00424^{o}CMFR$   $R^2=0,95$



Com planta:  $IMC = 35,6139 - 1,2359^{**}CM + 0,05416^{**}CM^2 + 0,0396^{**}FR - 0,397^{**}FR^2 + 0,2525^{**}CMFR - 0,00478^{**}CM^2FR - 0,001^{**}CM^2FR^2$   $R^2=0,904$

Sem planta:  $IMC = 25,1521 + 0,2596^{**}CM + 0,0112^{o}CM^2 + 0,4085^{o}FR - 0,0867^{o}CMFR$   $R^2=0,917$

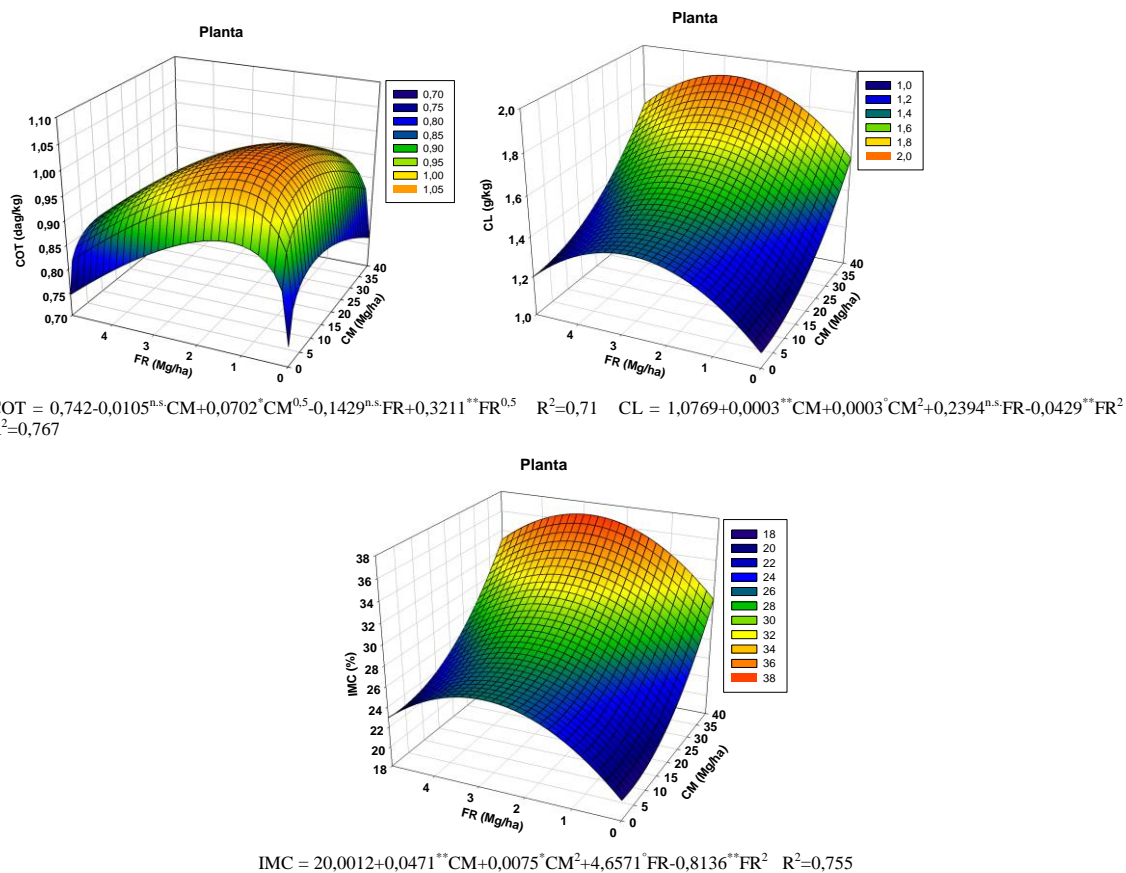
**Figura 6:** Resposta do carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), carbono lábil (CL) e índice de manejo de carbono do solo (IMC) a doses de cama de aviário (CM) (0, 10, 20 e 40 Mg/ha) e fosfato natural reativo (FR) (0, 1, 2,5 e 5 Mg/ha), na camada de 0,10-0,20 m. °,\*,\*\*, n.s.: significativo a 10, 5, 1 % e não significativo, respectivamente.

Manzoni et al. (2008) e Manzoni et al. (2010) relatam que a aplicação de P ao solo favorece a eficiência do uso de C pelos microrganismos e, como consequência, favorece a permanência do C no solo.

Não se observou efeito significativo dos tratamentos nos indicadores avaliados na camada de 0,20-0,40 m nas subparcelas sem planta. Novamente evidencia-se a importância do componente vegetal na recuperação dessas áreas. A alta produção de biomassa (Figura 2) e o alto aporte de C via raízes possibilitaram os efeitos posteriormente discutidos. Segundo Van Veen et al.(1989), cerca de 10-40% do Cassimilado pelas folhas é incorporado ao solo via exsudação radicular ou morte de raízes.

Houve pequeno efeito dos tratamentos sobre o COT(Figura 7), sabidamente menos responsivo que o CL e o IMC. Tal fato evidencia-se quando se analisa as equações ajustadas para esse indicador, onde se observa baixos coeficientes para quase todos os efeitos, excetuando-se o efeito raiz-quadrático positivo do FR sobre os teores de COT. O aumento dos teores de P em profundidade proporcionados pela adição do FR (Quadro 3) estimula o crescimento das raízes em camadas subsuperficiais (McCulley et al., 2004), contribuindo para esse acréscimo. Além disso, deve-se mencionar o efeito positivo da CM na dessorção e lixiviação de P (Bahl e Toor, 2002), contribuindo de forma indireta para os aumentos nos teores de P em profundidade, principalmente em forma mais disponíveis as plantas (Bahl e Toor, 2002). O efeito deletério da adição de FR sobre o COT ainda persiste e é visível nas maiores doses (Figura 7).

A resposta do CL a diferentes doses de CM e FR aplicadas, nas subparcelas com planta, na camada de 0,20-0,40 m, indicou um efeito linear e quadrático positivo da CM e o efeito quadrático negativo do FR. Na equação ajustada para o IMC, além dos efeitos positivos da CM, observa-se forte efeito linear positivo da aplicação do FR sobre os teores de COT e um efeito quadrático negativo de coeficiente inferior. O IMC integra os valores de COT e CL, apresentando considerável sensibilidade e influência sobre diversas características do solo. Dessa forma, pode-se afirmar que a aplicação de FR apresentou resultados positivos na camada avaliada por, principalmente, estimular o crescimento radicular em uma zona de menor influência dos nutrientes fornecidos pela CM. É possível, que em avaliações posteriores, o efeito do FR seja maior, inclusive sobre frações mais estáveis da MOS. Porém, o efeito deve ser mais facilmente observado em subsuperfície, em camadas com menor aporte de nutrientes, principalmente P, provenientes da CM.



**Figura 7:** Resposta do carbono orgânico total (COT), carbono lábil (CL) e índice de manejo de carbono do solo (IMC) a doses crescentes de cama de aviário (CM) (0, 10, 20 e 40 Mg/ha) e fosfato natural reativo (FR) (0, 1, 2,5 e 5 Mg/ha), na camada de 0,20-0,40 m. <sup>o</sup>, \*, \*\*, <sup>n.s.</sup>: significativo a 10, 5, 1 % e não significativo, respectivamente.

Ficou claro o efeito positivo da adubação orgânica com a CM nos atributos avaliados, além do efeito da planta, principalmente em subsuperfície. Além dos benefícios da planta mencionados anteriormente, o efeito positivo das raízes das gramíneas sobre a agregação do solo (Silva e Mielniczuk, 1997) deve ser destacado. Por tratar-se de solos que tiveram sua estrutura consideravelmente comprometida durante os processos de lavra e pela importância da agregação na estabilização da MOS, esse efeito pode estar associado a grande parte dos resultados positivos observados nas subparcelas com planta. Menos evidentes foram os efeitos positivos do FR sobre os resultados obtidos, sendo observados efeitos negativos da aplicação desse fertilizante sobre a MOS, principalmente nas maiores doses da CM.

Alguns estudos relatam a contribuição preferencial do sistema radicular das culturas para o aporte de C ao solo, seja pela sua maior recalcitrância (Rasse et al., 2005; Vivanco e Austin, 2006), pela proteção física desses resíduos no caso de áreas cultivadas (Batjes, 1998; Mendez-Millan et al., 2010) ou pela ocorrência de efeito

*priming* negativo (Kuzyakov et al., 2000; Kuzyakov et al., 2006). Somado a isso, temos os efeitos da concentração de P no solo sobre a expansão de raízes em profundidade, descritos por Drew (1975). Dessa forma, avaliações posteriores são importantes, pois além de confirmarem a persistência do efeito positivo da CM, poderão ser mais conclusivas quanto ao efeito da aplicação de FR sobre a qualidade do solo em áreas drasticamente alteradas pela mineração da bauxita.

## CONCLUSÕES

A adubação com CM e FR apresenta efeitos positivos sobre a produtividade do braquiário, porém interações significativas não são observadas no primeiro ano.

Os maiores teores de COT, NT, CL e IMC um ano após a aplicação da cama de aviário e fosfato natural reativo nas subparcelas com planta apontam para a importância do estabelecimento da cobertura vegetal na recuperação de áreas degradadas pela mineração e a aptidão de gramíneas de gênero *Brachiaria* em melhorar o ambiente edáfico nessas áreas.

Doses crescentes de CM resultam em acréscimos significativos nos teores de COT, NT, CL, IMC, principalmente nas camadas de 0-0,10 e 0,10-0,20 m das subparcelas com planta. A aplicação de FR causa efeitos negativos sobre o CL e o IMC nas camadas mais superficiais do solo, principalmente nas subparcelas sem planta.

De acordo com os valores máximos observados na produtividade do braquiário e nos indicadores orgânicos de qualidade do solo avaliados no primeiro ano, a dose de 40 Mg/ha de CM e 1 Mg/ha de FR é a mais recomendável para essas áreas.

O sinergismo entre a CM e o FR sobre o crescimento das plantas e a MOS não é observado no primeiro ano de avaliações nessas áreas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adeli, A.; Sistani, K.R.; Rowe, D.E.; Tewolde, H. Effects of broiler litter on soybean production and soil nitrogen and phosphorus concentrations. *Agronomy Journal*, 97: 314-321, 2005.
- Amaral, C. S.; Silva, E. B.; Amaral, W. G.; Nardis, B.O. Crescimento de *Brachiaria brizantha* pela adubação mineral e orgânica em rejeito estéril da mineração de quartzo. *Bioscience Journal*. 28(1): 130-141, 2012.
- Bahl, G. S., & Toor, G. S. Influence of poultry manure on phosphorus availability and the standard phosphate requirement of crop estimated from quantity–intensity relationships in different soils. *Bioresource technology*, 85(3): 317-322, 2002.
- Bataglia, O. C.; Furlani, A. M. C., Teixeira, J. P. F., Furlani, P. R., Gallo, J. P. Métodos de análise química de plantas. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 48 p. (Boletim Técnico 78).
- Bayer, C. Dinâmica da matéria orgânica em sistema de manejo de solos. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 240p, 1996.
- Bayer, C.; Martin-Neto, L. & Saab, S.C. Diminuição da humificação da matéria orgânica de um Cambissolo Húmico em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27:537-544, 2003.
- Bhattacharyya, R.; Chandra, S.; Singh, R.D.; Kundu, S.; Srivastva, A.K. & Gupta, H.S. Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat-soybean rotation. *Soil Tillage Research*, 94:386-396, 2007.
- Blair, G. J.; Lefroy, R. D. B.; Lisle, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index, for agricultural systems. *Australian Journal of Agriculture Research*, 46:1459-1466, 1995.
- Bonfim-Silva, E. M., dos Santos, C. C., do Nascimento Farias, L., Vilarinho, M. K. C., Guimarães, S. L.; da Silva, T. J. A. Características morfológicas e produtivas do capim-marandu adubado com fosfato natural reativo em solo de cerrado. *Revista Agro @mbiente On-line*, 6(2):166-171, 2012.

- Borges, S. R. Qualidade do solo em áreas em recuperação com forrageiras e cafeeiro pós-mineração de bauxita. Tese de Doutorado, UFV, Viçosa, Minas Gerais, 111p, 2013.
- Carneiro, M. A. C.; Siqueira, J. O.; Moreira, F. M. S.; Soares, A. L. L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após a mineração de bauxita. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32, :621-632, 2008.
- Conceição, P.C.; Amado, T.J.C.; Mielniczuk, J.; Spagnollo, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos correlacionados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29:777-788, 2005.
- Costa, E.S.; Luizão, R.C. & Luizão, F.J. Soil microbial biomass and organic carbon in reforested sites degraded by bauxite mining in the Amazon. *Advances in GeoEcology*, 31:443-450, 1998.
- D'Andréa, A. F., Silva, M. L. N., Curi, N., Siqueira, J. O.; Carneiro, M. A. C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do Estado de Goiás. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26(4): 913-924, 2002.
- Diekow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D. P.; Kögel-Knabner, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilisation. *Plant and Soil*, 268(1): 319-328, 2005.
- Doran, J. W.; Zeiss, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15: 3-11, 2000.
- Drew, M.C. Comparison of the effects of a localized supply of phosphate, nitrate, ammonium and potassium on the growth of the seminal root system, and the shoot, in barley. *New Phytologist*, 75(3): 479-490, 1975.
- Dumontet, S.; Parente, E.; Coppola, S. Mineralisation of organic matter in soil treated with sewage sludge stabilized by different methods. In: Williams, J.H., Guidi, G., L'Hermite, P. (Eds.), *Long Term Effects of Sewage S and Farm Slurries Applications*. Elsevier, New York, 177-189, 1985.
- Eghball, B.; Ginting, D.; Gilley, J.E. Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. *Agronomy Journal*, v.96, p.442-447, 2004.

- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Manual de métodos de análises de solos. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária -EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos.2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p
- Favaretto, N.; Moraes, A.; Motta, A. C.; Prevedello, B. M. S. Efeito da revegetação e da adubação de áreas degradada na fertilidade do solo e nas características da palhada. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*,35: 289-297, 2000.
- Garay, I.; Kindel, A.; Carneiro, R.; Franco, A. A.; Barros, E.; Abbadie, L. Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa,27(4): 705-712, 2003.
- Gnankambary, Z.; Ilstedt, U.; Nyberg, G.; Hien, V.; Malmer, A. Nitrogen and phosphorus limitation of soil microbial respiration in two tropical agroforestry parklands in the south-Sudanese zone of Burkina Faso: The effects of tree canopy and fertilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 40:350-359, 2008.
- Halajnia, A.; Haghnia, G.H.; Fotovat, A.; Khorasani, R. Phosphorus fractions in calcareous soils amended with P fertilizer and cattle manure. *Geoderma*, 150:209–213, 2009.
- Haynes, R. J. &Naidu, R. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51: 123-137, 1998.
- Hernandez-Ramirez, G.; Sauer, T.J.; Cambardella, C.A.; Brandle, J.R.; James, D.E. Carbon sources and dynamics in afforested and cultivated corn belt soils. *Soil Science Society American Journal*, 75:216-225, 2011.
- Horowitz, N.; Meurer, E. J. Eficiência agrônômica de fosfatos naturais. In: Simpósio Sobre Fósforo NA Agricultura Brasileira, Piracicaba. Anais... Piracicaba: Potafos/Anda, 2003. CD-ROM.
- Jiao, W.; Chen, W.; Chang, A. C.; Page, A. L. Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review. *Environmental Pollution*, 168: 44-53, 2012.
- Khasawneh, F.E.; Doll, E.C. The use of phosphate rock for direct application to soils. *Advances in Agronomy*, 30: 159-206, 1978.

- Konzen, E.A. Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo. 16p. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular Técnica, 31), 2003.
- Krümmelbein, J. & Raab, T. Development of soil physical parameters in agricultural reclamation after brown coal mining within the first four years. *Soil Tillage Research*, 125: 109-115, 2012.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J. K.; Stahr, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(11): 1485-1498, 2000.
- Lima, S. D. O., Fidelis, R. R.; Costa, S. J. D. Avaliação de Fontes E Doses de Fósforo no Sul do Tocantins. *Pesquisa Agropecuária Tropical (Agricultural Research in the Tropics)*, 37(2): 100-105, 2007.
- Manzoni, S.; Jackson, R.B.; Trofymow, J.A.; Porporato, A. The global stoichiometry of litter nitrogen mineralization. *Science*, 321:684-686, 2008.
- Manzoni, S.; Trofymow, J.A.; Jackson, R.B. e Porporato, A. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecol. Monographs*, 80:89-106, 2010.
- Martin-Olmedo, P., & Rees, R. M. Short-term N availability in response to dissolved-organic-carbon from poultry manure, alone or in combination with cellulose. *Biology and fertility of soils*, 29(4): 386-393, 1999.
- McCulley, R. L., Jobbagy, E. G., Pockman, W. T.; Jackson, R. B. Nutrient uptake as a contributing explanation for deep rooting in arid and semi-arid ecosystems. *Oecologia*, 141(4): 620-628, 2004.
- McGrath, S.; Maguire, R.O.; Tacy, B.F.; Kike, J.H. Improving soil nutrition with poultry litter application in low input forage systems. *Agronomy Journal*, 102: 48-54, 2010.
- Medeiros, R.; Santos, B. J. M.; Freitas, M.; Silva, O. A.; Alves, F. A.; Ferreira, E. A adição de diferentes produtos químicos e o efeito da umidade na volatilização de amônia em cama de frango. *Ciência Rural*, Santa Maria, 38(8): 2321- 2326, 2008.
- Mendez-Millan, M.; Dignac, M.F.; Rumpel, C.; Rasse, D.P.; Derenne, S. Molecular dynamics of shoot vs. root biomarkers in agricultural soil estimated by natural abundance <sup>13</sup>C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, 42:169-177, 2010.

- Mitchell, C.C.; Tu, S. Long-term evaluation of poultry litter as a source of nitrogen for cotton and corn. *Agronomy Journal*, 97:399-407, 2005.
- Moore, P.A., Jr., Miles, D.M., Burns, R., Pote, D.H., Berg, W.K.; Choi, I.H. Ammonia emission factors from broiler litter in barns, in storage, and after land application. *Journal Environmental Quality*, 40:1395-1404, 2011.
- Moreira, A., 1997. Efeito de fontes e doses de fósforo na alfafa (*Medicago sativa* L.) e centrosema (*Centrosema pubens* Benth.) e avaliação de extratores. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.
- Neves, L.G.; Tienne, L. & Valcarcel, R. Regeneração induzida em áreas de empréstimo na Ilha da Madeira, RJ. In: Jornada de Iniciação Científica da UFRRJ, 11., Seropédica, 2001. Resumos. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2001. p.103-106, 2001.
- Novais, R.F., Alvarez V., V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B. e Neves, J.C.L, 2007. SBCS, Fertilidade do Solo, 1017p. Viçosa, 2007.
- Novais, R. F. & Smyth, T. J. Fósforo em solos e plantas em condições tropicais. 1. ed. Viçosa: UFV. 399 p., 1999.
- Oliveira, S. B.; Caione, G.; Camargo, M. F.; Oliveira, A. N. B.; Santana, L. Fontes de fósforo no estabelecimento e produtividade de forrageiras na região de Alta Floresta – MT. *Global Science and Technology*. 5(1): 1-10, 2012.
- Portugal, A.; Ribeiro, D. O.; Carballal, M. R.; Vilela, L. A. F.; Araújo, E. J.; Gontijo, M. F. D., 2009. Efeitos da utilização de diferentes doses de cama de frango por dois anos consecutivos na condição química do solo e obtenção de matéria seca em *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. In: Simpósio Internacional Sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais, 1., Florianópolis Anais... Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2009. 1 CD-ROM.
- Preusch, P.L.; Adler, P.R.; Sikora, L.J.; Tworkoski, T.J. Nitrogen and phosphorus availability in composted and uncomposted poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 31:2051-2057, 2002.
- Reis, L. L. Monitoramento da Recuperação Ambiental de Áreas de Mineração de Bauxita na Floresta Nacional de Sacará-Taquera, Porto Trombetas (PA). Tese de Doutorado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 159p., 2006.

- Reissmann, C.B. Contribuição do *Pinus taeda* na recuperação de solos degradados em áreas de empréstimo/ um estudo de caso com horizontes orgânicos. In: Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas, 3., 1996, Curitiba. Apostila... Curitiba: UFPR, p. 135-140, 1996.
- Resende, L. A.; Rocha, M. S.; Freitas, G. B.; Santos, R. H. S. Uso racional da cama-de-frango na produção de alimentos pelos avicultores familiares da Zona da Mata Mineira. In: Simpósio DE Extensão Universitária, 7. Viçosa, 2009. Anais... Viçosa: UFV. (CD-ROM).
- Ribeiro, A. C; Guimarães, P. T. G; Alvarez, V. H. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais, 5ª aproximação. Viçosa, MG. 359p., 1999.
- Ruivo, M.L.P. Vegetação e características do solo como indicadores de reabilitação de áreas mineradas na Amazônia Oriental. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, 101p., 1998.
- Salton, J.C. Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical. 158f. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- Santos, C. C., Bellingieri, P. A.; Freitas, J. C. Efeito da aplicação de compostos orgânicos de cama de frango nas propriedades químicas de um Latossolo Vermelho Escuro cultivado com sogro granífero [*Sorghum bicolor* (L.) Moench]. Científica, 32(2):134-140, 2008.
- Sanzonowicz, C. & M.J. Goedert. Uso de fosfatos naturais em pastagens. Embrapa-CPAC, Planaltina, 33p., 1986. (Circular Técnica 21).
- Sawada, Y. Indices of microbial biomass and activity to assess minesite rehabilitation. In: Minerals Council of Australia Environmental Workshop, 1996, Camberra. Minerals Council of Australia. p.223-236., 1996.
- Schomberg, H.H.; Wietholter, S.; Griffin, T.S.; Reeves, D.W.; Cabrera, M.L.; Fisher, D.S.; Endale, D.M.; Novak, J.M.; Balkcom, K.S.; Raper, R.L.; Kitchen, N.R.; Locke, M.A.; Potter, K.N.; Schwartz, R.C.; Truman, C.C. Tyler, D.D. Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. Soil Science Society American Journal. 73:1575-1586., 2009.
- Schulthais, F. Contribuição de resíduos de parte aérea e de raízes de milho e de soja para o carbono e suas frações em amostras de solos submetidas a cultivos

- sucessivos e à aplicação de fósforo. Tese de Doutorado. UFV, Viçosa-MG., 2012.
- Seganfredo, M. A. Análise dos riscos de poluição do ambiente, quando se usa dejetos de suínos como adubo do solo. Embrapa Suínos e Aves., 2000.
- Shang, C. & Tiessen, H. Organic matter lability in a Tropical Oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. *Soil Science*, 162:795-807, 1997.
- Siegenthaler, A.; Stauffer, B.; Stadelmann, F.X.; Stauffer, R.W.; Häni, H. Excessive use of organic wastes in agriculture and field trial. In: HAL, J.E.ed. *Animal waste management*. Rome: FAO. p. 137-149. (REUR Technical series, 34), 1994.
- Silva, A. D. A. Potencialidade da recuperação de pastagem de *Brachiaria decumbens* fertilizada com camas de aviário e fontes minerais. 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2005.
- Silva, A. H.; Alves, D. S.; Silveira, H. R. O.; Alvarenga, I. C. A.; Souza, M. F.; Fernandes, L. A. Aplicação de corretivos e fertilizantes para recuperação de áreas degradadas utilizando *Macrotyloma axillare* como cobertura vegetal no norte de Minas Gerais. *Caminhos de Geografia*, 8:105-115, 2007.
- Silva, I., & Mielniczuk, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 21(1):113-117, 1997.
- Sistani, K.R.; Brink, G.E.; Adeli, A.; Tewolde, H.; Rowe, D.E. Yearround soil nutrient dynamics from broiler litter application to three bermudagrass cultivars. *Agronomy Journal*, 96:525-530, 2004.
- Valle, C. B.; Euclides, V. P. B.; Macedo, M.C.M. Características das plantas forrageiras do gênero *Brachiaria*. In: Simpósio Sobre Manejo de Pastagens, 17., Piracicaba, 2000. Odessa: IZ, 1984. 49 p. Piracicaba: FEALQ, 2000. p. 65-108.
- Van Veen, J.A.; Merckx, R.; Van de Geijn S.C. Plant and soil related controls of the flow of carbon from roots through the soil microbial biomass. In: Clarholm, M., Bergstrom, L. (Eds.), *Ecology of Arable Lands*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 43-52, 1989.
- Vivanco, L. & Austin, A.T. Intrinsic effects of species on leaf and root decomposition: A comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia*, 150:97-107, 2006.

- Watts, D. B.; Torbert, H. A.; Prior, S. A.; Huluka, G. Long-term tillage and poultry litter impacts soil carbon and nitrogen mineralization and fertility. *Soil Science Society of America Journal*, 74(4):1239-1247, 2010.
- Whiethölter, S. Nitrogênio no solo sob plantio direto. *Revista Plantio Direto*, 58:38-42., 2000.
- Yeomans, J.C. & Bremner, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 19:1467-1476, 1988.
- Zhang, M.; Fu, X.-H.; Feng, W.-T.; Zou, X. Soil organic carbon in pure rubber and tea-rubber plantations in South-Western China. *Tropical Ecology*, 48:201-207, 2007.

## CAPÍTULO 2

### **Fluxos de C-CO<sub>2</sub> e C-CH<sub>4</sub> em áreas mineradas para bauxita em fase de reabilitação com cultivo de gramínea forrageira fertilizada com cama de aviário**

#### **RESUMO**

Apesar dos inúmeros benefícios provenientes do uso de dejetos animais na agricultura, a adição desses compostos ao solo pode estar associada a aumentos nas emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> por esse compartimento. Além dos efeitos supracitados, a aplicação de dejetos ao solo e o cultivo podem determinar a ocorrência do efeito *priming* (Dumontet et al. 1985). Avaliaram-se os fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em áreas mineradas para bauxita em processo de recuperação com o uso de cama de aviário (CM) (0, 10, 20 e 40 Mg/ha) e cultivo do braquiarião, após a aplicação da CM e após o 2º corte da gramínea. Além disso, buscou-se determinar a contribuição da CM nas emissões por meio de técnicas isotópicas, nos dois períodos avaliados, por meio da técnica de *cavity ring-down spectroscopy* (CRDS). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com 4 repetições. A aplicação da CM causou incremento direto nas emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo no primeiro período de avaliações. Além disso, o efeito *priming* desencadeado pela aplicação da CM determinou aumento nas emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo nesse período, principalmente nas doses de 10 e 20 Mg/ha. Após um ano da aplicação da cama de aviário a sua contribuição direta nos fluxos de CO<sub>2</sub> foi proporcionalmente menor, especialmente na presença de planta e seus resíduos. A presença da planta junto com a CM inverteu esse cenário, contribuindo para a manutenção do C nativo através do efeito *priming* negativo. A adição da CM interferiu nas trocas de CH<sub>4</sub> entre o solo e a atmosfera no primeiro período de amostragens. Até o quarto dia após a aplicação da CM, o solo atuou como fonte de CH<sub>4</sub> para a atmosfera. Posteriormente, retomou seu caráter dreno. Ao oitavo dia, o influxo de CH<sub>4</sub> nas parcelas que receberam a CM estava próximo aos das parcelas testemunha. No segundo período de amostragens, a aplicação da CM não apresentou efeito sobre os fluxos de CH<sub>4</sub> nessas áreas. Observou-se pouca ou nenhuma interferência de variáveis edafoclimáticas nas emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> após a aplicação de CM nas áreas avaliadas.

Palavras-chave: gases de efeito estufa, efeito *priming*, dejetos animais, particionamento.



## ABSTRACT

Despite the numerous benefits from the use of animal manure in agriculture, the addition of these compounds to the soil may be associated with increases in CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions. In addition to these effects, manure application and the soil cultivation can determine the occurrence of priming effect (Dumontet et al. 1985). CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> flows were evaluated in bauxite mining areas in recovery process with the use of poultry litter (PL) (0, 10, 20 and 40 Mg/ha) and braquiarião cultivation, after application of PL and after the 2<sup>nd</sup> cutting grass. In addition, we sought to determine the direct and indirect contribution of PL and braquiarião emissions by isotopic techniques, in both periods, through the technique of cavity ring-down spectroscopy (CRDS). The experiment was design in a completely randomized scheme with four replications. The application of PL caused an increase on CO<sub>2</sub> emissions from soil in the first period evaluated. Moreover, priming effect due to PL application resulted in an increase in CO<sub>2</sub> emissions by soil during this period, especially for 10 and 20 Mg/ha doses. After one year the contribution of poultry litter to CO<sub>2</sub> flow was proportionally smaller, especially in presence of plant and its residues. The presence of plant turns over this scenario, contributing to the maintenance of native C through negative priming effect. The PL addition affects CH<sub>4</sub> exchanges between soil and atmosphere in the first sampling period. Up to four days after PL application, the soil served as CH<sub>4</sub> source to the atmosphere, returning to his drain character subsequently. On the eighth day, the CH<sub>4</sub> influx in plots that received PL was close to the control plots. On the second sampling period, the PL application had no effect on the CH<sub>4</sub> flow in these areas. There was little or none interference from soil and climatic variables on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions after PL application in the evaluated areas.

Keywords: greenhouse gases, priming effect, animal manure, partitioning.

## INTRODUÇÃO

Estudos recentes têm mostrado aumento na concentração de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), gás metano (CH<sub>4</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e monóxido de carbono (CO) na atmosfera terrestre, gases responsáveis pelo agravamento do que a comunidade científica mundial chama de efeito estufa de origem antrópica (IPCC, 2001). Das emissões totais desses gases, a agricultura contribui com aproximadamente 20% de CO<sub>2</sub>, e com 50-70% de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>, com taxas anuais de aumento na atmosfera de 0,5, 1,0 e 0,8%, respectivamente (IPCC, 2001). Para as condições brasileiras, 75% das emissões de CO<sub>2</sub> e acima de 90 % das emissões de CH<sub>4</sub> são oriundas das práticas agrícolas, sobretudo devido à existência de grandes áreas cultivadas e do enorme rebanho bovino do país (Costa et al., 2008).

Há muito interesse em compreender os efeitos do manejo dos dejetos animais como fontes diretas e indiretas de gases de efeito estufa (GEE), pois esses adubos contêm altos teores de N, e boa parte deste em formas inorgânicas (Defra, 2010) e C (Møller et al., 2004), fatores que influenciam os processos que conduzem a produção e as emissões dos três principais gases de efeito estufa associados as atividades agrícolas (N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>) (Chadwick, 2011).

A adubação do solo na forma de dejetos de animais ativa a microbiota edáfica. Isto ocorre porque a adição de matéria orgânica fresca constitui fonte de energia e nutrientes para todos os processos microbianos (Figueiredo et al., 2009). A adição de dejetos no solo pode também alterar a composição microbiológica do solo pela modificação do ambiente edáfico (Plaza et al., 2006). Dessa forma, fica claro que a adição desses materiais ao solo poderá alterar a dinâmica de C, interferindo de forma determinante nas emissões de gases de efeito estufa pelo solo.

Em função de algumas características da avicultura, os resíduos gerados por essa atividade apresentam potencial poluente inferior àqueles oriundos da bovinocultura e, especialmente, da suinocultura (Alves et al., 2006). Em decorrência desse aspecto, poucos são os trabalhos que avaliam as emissões de GEE relacionadas ao uso de dejetos de aves. Porém, como o observado por Pengthamkeerati et al. (2005), a aplicação da cama de aviário causa acréscimos significativos nas emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo. Esses mesmos autores obtiveram valores superiores a 1000 mg C-CO<sub>2</sub>/h/m<sup>2</sup> após a aplicação de 19 Mg/ha de CM em solo incubado. Já Roberson et al. (2008) observaram valores

médios de 150 mg C-CO<sub>2</sub>/h/m<sup>2</sup> após a aplicação de 5 Mg/ha de CM em solo de campo experimental nos Estados Unidos.

Além dos efeitos supracitados, a aplicação de dejetos ao solo e o cultivo podem determinar a ocorrência do efeito *priming* (Dumontet et al. 1985), fenômeno que interfere de forma determinante no acúmulo de C no solo. Denomina-se efeito *priming* positivo o aumento da mineralização de formas estáveis de C (MOS ou C nativo) em decorrência da adição de substrato. Quando a mineralização é retardada, o fenômeno é chamado efeito *priming* negativo (Kuzyakov et al., 2000a). O efeito *priming* positivo associa-se à disponibilização de fontes lábeis de C ou nutrientes limitantes à atividade microbiana. Já o efeito *priming* negativo ocorre devido a imobilização de nutrientes, a utilização preferencial de substratos mais disponíveis (Kuzyakov et al., 2000a), a presença de elementos tóxicos no substrato adicionado e à inibição da atividade enzimática (Fierer et al., 2001). A menção do efeito *priming* negativo na literatura não é tão frequente quanto à do efeito *priming* positivo. Porém, como o observado por Kuzyakov et al. (2000a) esse fenômeno é de extrema importância na dinâmica do C nos ecossistemas.

Dessa forma, é imprescindível quantificar a interferência direta e indireta da aplicação dos dejetos nas emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo. O acúmulo de C nessas áreas, um dos gargalos do processo de recuperação, contraditoriamente, pode ser prejudicado pela aplicação de dejetos animais. A adição de fontes lábeis de C ao solo, via dejetos animais, pode determinar aumento nas perdas de C-CO<sub>2</sub> oriundo do C nativo do solo (Dumontet et al., 1985; Kuzyakov et al. 2000a). Nesse contexto, Bol et al. (2003) afirmam que a utilização de técnicas isotópicas e abundância natural de <sup>13</sup>C permitem inferir com segurança sobre as contribuições diretas e indiretas (efeito *priming*) da aplicação de dejetos animais sobre as emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo.

Considerando o exposto anteriormente, objetivou-se com o presente trabalho avaliar os fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em áreas mineradas para bauxita em processo de recuperação com o uso de cama de aviário em diferentes níveis e cultivo do braquiário. Além disso, buscou-se determinar a contribuição direta e indireta da CM e do braquiário nas emissões por meio de técnicas isotópicas, nos dois períodos avaliados, após a aplicação dos tratamentos e após o segundo corte do braquiário.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Caracterização da área e instalação do experimento*

O estudo foi conduzido em propriedade rural no município de São Sebastião da Vargem Alegre-MG. A área escolhida para implantação foi minerada recentemente, sob concessão da Companhia Brasileira de Alumínio – Votorantim Metais. O solo da área em estudo era um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (EMBRAPA, 2006). Na área experimental o solo apresentava textura argilosa (580 g/kg de argila, 90 g/kg de silte e 330 g/kg de areia) (Borges, 2013).

Antes do processo de lavra, procedeu-se o decapeamento do solo da área. O decapeamento caracteriza-se pela remoção de todo o solo que se encontra acima do minério (estéril) antes do processo de lavra e que será devolvido durante a reconfiguração da área. Este solo contém uma camada de solo mais rica em matéria orgânica e nutrientes, denominada *top soil* (principalmente horizonte A; 0-20 cm de profundidade), misturada com um solo mais pobre (horizonte B; abaixo de 20 cm de profundidade até atingir o topo da camada de minério). Após a exploração da bauxita, procedeu-se a descompactação do subsolo exposto durante a lavra, o solo decapeado e que estava amontoado em leiras foi espalhado na área com auxílio de um trator de esteira. Finalmente, o terreno foi novamente descompactado com subsolador equipado com hastes de 0,6 m de comprimento, espaçadas 0,4 m, tracionado por trator de esteira D6, com uma passada paralela ao declive do terreno, seguida de uma passada perpendicular.

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com parcelas subdivididas e quatro repetições. Nas parcelas foram aplicadas doses de cama de aviário - CM (0, 10, 20 e 40 Mg/ha; em superfície e em seguida incorporada manualmente com auxílio de enxada) enquanto as sub-parcelas receberam ou não o cultivo do braquiarião (*Brachiaria brizantha*, cultivar Marandu). Todas as parcelas receberam fosfato natural reativo Bayóvar (2,5 Mg/ha; no sulco de plantio do braquiarião).

A cama de aviário (CM) e o fosfato natural (FR) foram incorporados manualmente. Antes de ser aplicada, a CM foi caracterizada quimicamente e teve seu teor de água determinado (60 °C por 72 horas). Os cálculos das doses a serem aplicadas foram feitos com base no teor de matéria seca previamente determinado.

O experimento apresentava 16 parcelas (fatorial completo - 4x4x2) de 12 m<sup>2</sup> cada, espaçadas por corredores de 1 m. Cada parcela principal foi dividida em subparcela sem planta e subparcela com planta. Vinte dias após a aplicação dos tratamentos, o braquiarião foi semeado em sulcos com 0,25 m de espaçamento (50 kg de sementes viáveis/ha). O controle de invasoras foi feito por meio de herbicidas seletivos, conforme for necessário.

#### *Amostragens e análises de solo*

Amostrou-se o solo em duas diferentes épocas: após reconfiguração da área (Pré-implantação) e 15 dias após a aplicação dos tratamentos (Pós-aplicação). Para fins de comparação, uma área de mata adjacente (Mata Atlântica secundária) foi amostrada e utilizada como referência. Foram coletadas amostras de solo em oito pontos de cada sub-parcela utilizando-se trado tipo sonda (S-60, Sonda Terra, Piracicaba, Brasil), nas profundidades de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m. As amostras de solo coletadas foram secadas ao ar, destorroadas, passadas em peneira com malha de 2 mm, homogeneizadas e sub-amostras foram retiradas para caracterização química como o preconizado por EMBRAPA (1997).

Nas análises químicas foram determinados o pH em água (1:2,5) por potenciometria, acidez trocável ( $\text{Al}^{3+}$ ) extraída com  $\text{KCl}$  1 mol L<sup>-1</sup> e quantificados por titulometria com hidróxido de sódio 0,025 mol L<sup>-1</sup>, padronizado com biftalato de potássio; a acidez potencial ( $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ ) extraída com acetato de cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup> em pH 7 e titulada com  $\text{NaOH}$  0,0606 mol L<sup>-1</sup>, padronizado com biftalato de potássio; o P e o K foram extraídos com Mehlich-1 e determinados por colorimetria e fotometria de chama, respectivamente. Ca e Mg foram extraídos com  $\text{KCl}$  1 mol L<sup>-1</sup> e determinados por espectrofotometria de absorção atômica; o Fe, Zn, Cu e Mn foram extraídos com Mehlich 1 e determinados por espectrofotometria de absorção atômica. O nitrogênio total do solo foi determinado por destilação Kjehdal após digestão sulfúrica (Bataglia et al., 1983).

Com os resultados obtidos nas análises do complexo sortivo, calculou-se a soma de bases (SB), a capacidade de troca de cátions em pH 7 (T), a capacidade de trocas de cátions efetiva (t), a saturação por alumínio (m) e a saturação por base (V).

Sub-amostras de solo (TFSA) foram trituradas e passadas em peneira de 60 mesh (0,25 mm) para determinação de COT pelo método de oxidação via úmida, com

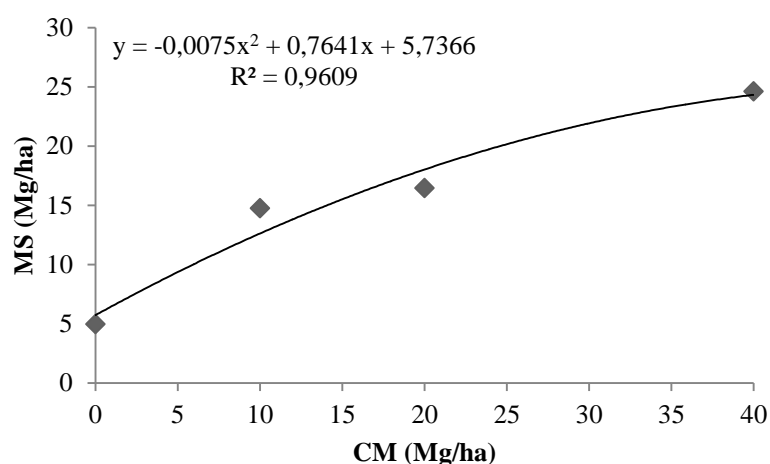
aquecimento externo (Yeomans e Bremner, 1988).O carbono orgânico lábil (CL) foi quantificado por meio de oxidação com  $\text{KMnO}_4$  ( $33 \text{ mmol L}^{-1}$ ), como proposto por Blair et al., (1995) e modificado por Shang e Tiessen (1997).

**Quadro 1:** Características químicas do solo antes da implantação do experimento (Tempo 1) e após a aplicação dos tratamentos (Tempo 2).

Prof.	Dose CM	Tempo	pH	P	Cu	Mn	Fe	Zn	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	T	t	m	V	COT	NT	CL	
m	Mg/ha			mg/dm <sup>3</sup>							cmolc/dm <sup>3</sup>							%			g/Kg		
0-0,10	0	1	5,87	6,57	0,24	8,41	92,34	4,19	0,13	0,03	1,00	0,52	0,04	3,43	1,68	5,11	1,72	2,37	33,41	1,24	0,08	1,14	
		2	5,85	247,08	0,21	6,28	94,36	3,27	0,11	0,03	1,10	0,45	0,04	3,27	1,70	4,97	1,74	2,26	35,61	1,24	0,08	1,10	
	10	1	6,04	7,23	0,18	8,34	91,07	4,41	0,14	0,03	1,07	0,56	0,04	2,53	1,80	4,33	1,83	2,11	41,58	1,27	0,09	1,10	
		2	6,08	171,00	0,16	16,33	100,87	11,27	0,39	0,35	1,76	0,83	0,03	3,42	3,33	6,75	3,36	1,00	49,29	1,47	0,12	1,50	
	20	1	6,28	6,83	0,23	9,08	96,04	4,83	0,16	0,02	1,14	0,54	0,03	3,39	1,86	5,25	1,89	1,74	35,49	1,19	0,09	1,13	
		2	6,41	262,38	0,18	15,28	110,63	11,88	0,57	0,42	2,15	1,20	0,02	3,78	4,34	8,12	4,36	0,36	53,61	1,66	0,13	1,52	
	40	1	6,11	7,23	0,22	8,23	90,25	4,83	0,17	0,02	1,02	0,53	0,04	3,23	1,74	4,96	1,78	2,53	34,98	1,27	0,09	1,18	
		2	6,64	302,76	0,26	28,04	115,36	23,09	0,85	0,45	2,23	2,03	0,02	4,00	5,56	9,56	5,58	0,32	58,27	1,89	0,15	1,84	
	0,1-0,2	0	1	5,57	5,49	0,26	4,59	102,54	2,05	0,11	0,03	0,66	0,35	0,05	3,57	1,15	4,72	1,20	4,21	24,47	1,10	0,07	0,92
			2	5,53	82,39	0,24	3,85	109,34	1,64	0,14	0,03	0,67	0,29	0,05	3,64	1,12	4,77	1,18	4,38	23,72	1,13	0,07	0,82
		10	1	5,99	8,18	0,13	8,61	100,70	5,22	0,13	0,02	0,70	0,39	0,05	3,40	1,25	4,65	1,29	3,78	26,85	1,13	0,07	0,94
			2	5,75	53,68	0,25	6,12	97,44	3,95	0,23	0,14	1,23	0,45	0,05	3,61	2,04	5,65	2,09	2,17	36,03	1,22	0,09	1,09
20		1	5,78	4,61	0,21	4,94	109,26	2,60	0,13	0,02	0,70	0,37	0,04	3,48	1,23	4,71	1,27	3,21	26,28	1,12	0,08	0,85	
		2	5,80	93,13	0,20	8,27	89,27	5,56	0,27	0,20	1,13	0,57	0,03	3,88	2,17	6,04	2,19	1,17	36,18	1,29	0,09	1,01	
40		1	5,83	4,53	0,25	5,45	110,48	2,57	0,15	0,03	0,74	0,36	0,04	3,50	1,27	4,77	1,32	3,36	27,11	1,06	0,07	0,91	
		2	6,06	87,92	0,28	13,03	87,41	9,35	0,46	0,21	1,35	0,75	0,02	3,91	2,77	6,68	2,79	0,85	41,50	1,57	0,11	1,22	
0,2-0,4		0	1	5,19	3,51	0,25	3,00	112,14	1,27	0,06	0,03	0,39	0,19	0,05	3,29	0,67	3,96	0,72	7,07	16,91	0,97	0,05	0,71
			2	5,33	42,93	0,21	2,98	104,86	1,19	0,07	0,03	0,41	0,17	0,05	3,34	0,68	4,02	0,73	7,44	17,53	1,02	0,06	0,74
		10	1	5,26	4,33	0,21	4,05	95,12	1,85	0,09	0,02	0,43	0,21	0,05	3,31	0,76	4,07	0,81	6,61	18,55	1,02	0,05	0,78
			2	5,39	34,25	0,20	5,03	121,64	2,51	0,18	0,09	0,63	0,33	0,04	3,20	1,23	4,43	1,27	3,06	27,85	1,01	0,06	0,85
	20	1	5,34	3,78	0,22	3,81	90,66	1,45	0,08	0,02	0,57	0,22	0,05	3,21	0,90	4,10	0,95	5,19	21,94	1,00	0,06	0,68	
		2	5,64	50,75	0,21	6,17	93,92	3,76	0,20	0,12	0,91	0,50	0,03	3,46	1,74	5,20	1,77	1,98	33,45	1,08	0,08	0,85	
	40	1	5,33	3,62	0,33	3,91	98,75	1,56	0,11	0,02	0,48	0,22	0,04	3,23	0,82	4,06	0,87	5,10	20,54	0,95	0,05	0,77	
		2	5,43	38,65	0,24	6,01	84,04	3,42	0,29	0,10	0,96	0,63	0,03	3,31	1,98	5,29	2,00	1,42	37,41	1,01	0,08	0,91	

### *Amostragens de planta*

A produção de matéria seca da parte aérea do braquiário foi avaliada seis, nove e doze meses após implantação do experimento. Para isso, a coleta do material foi feita nas duas linhas centrais, ao longo de 2 m, respeitando-se 0,5 m de borda, totalizando-se uma área coletada de 1 m<sup>2</sup>/parcela. Uma subamostra foi retirada e seca em estufa de ventilação forçada a 60 °C por 72 horas para determinação da matéria seca. Após a amostragem, todas as plantas remanescentes na parcela foram cortadas com o uso de roçadeira e permaneceram na área.



**Figura 1:** Matéria seca (MS) (Mg/ha) acumulada em 1 ano de cultivo (3 cortes) do braquiário em área minerada para bauxita adubada com doses crescentes de camadeaviário (CM) (0, 10, 20 e 40 Mg/ha).

### *Avaliações das emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>*

As emissões foram avaliadas logo após a aplicação da CM (1° ao 15° dia) e dez meses após (1° ao 35° dia após o segundo corte do braquiário), conforme o Quadro 2. Na primeira avaliação, objetivou-se mensurar as alterações nas emissões de GEE decorrentes da aplicação da cama-de-aviário. Na segunda, além da interferência da adubação orgânica nas emissões, almejou-se verificar o efeito do braquiário e seus resíduos nas emissões de GEE para a atmosfera. No primeiro e segundo períodos de amostragens foram feitas sete e cinco expedições ao campo, respectivamente, possibilitando assim, a obtenção de informações representativas acerca das emissões nas diferentes épocas.

A avaliação dos fluxos foi feita através de câmaras estáticas de cloreto de polivinil (PVC) com dimensões de 0,25 m de altura e 0,25 m de diâmetro, que consistem de bases fixas

de PVC instaladas previamente e *caps* móveis dotados de septo de borracha na parte superior. Imediatamente após o fechamento das câmaras, foram acopladas aos septos dos *caps* conexões que estabeleceram um fluxo gasoso entre a câmara e um espectrômetro de cavidade ressonante tipo *ring-down* (CRDS, G2131-i, Picarro, Sunnyvale, CA), que determinava as concentrações de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (ppm) no interior da câmara, assim como a abundância natural do <sup>13</sup>C (expressa em ‰, em relação ao padrão PDB) no CO<sub>2</sub> emitido, durante 10 minutos.

**Quadro 2:** Cronograma do experimento.

09/02/2012	10/02 a 25/02/2012	04/03/2012	02/09/2012	07/12/2012	08/12/2012 a 09/01/13	05/03/2012
Aplicação da CM	1º período de avaliação dos gases	Plantio	1º corte	2º corte	2º período de avaliação dos gases	3º corte

Os fluxos de gases em sua forma elementar foram calculados a partir da variação da concentração nos 10 minutos de leitura, através da seguinte equação:

$$f = \frac{[(\Delta Q / \Delta t) \times M \times P \times V]}{R \times T \times A}$$

Em que  $f$  = fluxos de C-CO<sub>2</sub> ou C-CH<sub>4</sub> em  $\mu\text{g s}^{-1} \text{ m}^2$ ;  $(\Delta Q / \Delta t)$ : variação na concentração do gás no intervalo de tempo avaliado, equivalente ao coeficiente angular da equação da reta ajustada  $Q$  ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) versus  $t$  (s);  $M$ : massa molar do C;  $P$ : pressão no interior da câmara, assumida como sendo de 1 atmosfera (atm);  $V$ : volume (L) da câmara;  $T$ : temperatura interna da câmara em graus Kelvin;  $R$ : constante universal dos gases (0,0821 L atm K<sup>-1</sup> mol<sup>-1</sup>).

Durante as amostragens, o monitoramento da umidade e temperatura do solo (0,05 m) foi feito por meio de um sensor EC-5 (Decagon Devices Inc., Pullman, WA).

#### *Particionamento do C-CO<sub>2</sub>*

Conforme o princípio de conservação das massas (Phillips, 2001), utilizou-se da equação que segue para determinar a contribuição da CM na respiração do solo (Bol et al., 2003, adaptado):

$$\% CM_i = \left( \frac{\delta CO_{2i} - \delta CO_{2t}}{\delta CM - \delta CO_{2t}} \right) \times 100$$

Em que %*CMi* e a contribuição direta percentual da CM na respiração da parcela *i*;  $\delta CO_2i$  é a abundância natural do <sup>13</sup>C no CO<sub>2</sub> respirado na parcela *i*;  $\delta CO_2t$  é a abundância natural do <sup>13</sup>C no CO<sub>2</sub> respirado na parcelatestemunha e  $\delta CM$  é a abundância natural do <sup>13</sup>C na cama de aviário de maravalha, com o valor de -21 ‰ (Penã, 2010).

No segundo período de avaliação dos fluxos gasosos, a contribuição do braquiarão e seus resíduos nas emissões de CO<sub>2</sub> foi determinada conforme equação abaixo:

$$\% BRi = \left( \frac{\delta CO_2i - \delta CO_2iSPL}{\delta BR - \delta CO_2iSPL} \right) \times 100$$

Em que %*BRi* e a contribuição direta percentual da BR na respiração da subparcela *i* com planta;  $\delta CO_2i$  é a abundância natural do <sup>13</sup>C no CO<sub>2</sub> respirado na subparcela *i* com planta;  $\delta CO_2iSPL$  é a abundância natural do <sup>13</sup>C no CO<sub>2</sub> respirado na subparcela *i* sem planta e  $\delta BR$  é a abundância natural do <sup>13</sup>C da biomassa da *Brachiaria brizantha*, com o valor de -13 ‰ (Cerri e Volkoff, 1991).

A contribuição da C nativo (MOS) na respiração no solo foi determinada por diferença. O efeito *priming* da CM na parcela *i* (%*EPcm*) foi determinado pela diferença entre os fluxos de C-CO<sub>2</sub> provenientes do C nativo na parcela *i* que recebeu a CM (*CnCO<sub>2</sub>i*) e o fluxo total na parcela testemunha (*CO<sub>2</sub>t*):

$$\% EPcm = \left( \frac{CnCO_2i - CO_2t}{CO_2t} \right) \times 100$$

O efeito *priming* do braquiarão na subparcela *i* (%*EPbr*) foi determinado pela diferença entre o fluxo de C-CO<sub>2</sub> proveniente do C nativo na subparcela *i* com planta (*CnCO<sub>2</sub>i*) e o fluxo C-CO<sub>2</sub> proveniente do C nativo na subparcela *i* sem planta:

$$\% EPbr = \left( \frac{CnCO_2i - CnCO_2iSPL}{CnCO_2iSPL} \right) \times 100$$

#### *Dados climatológicos*

Os dados climatológicos (Figura 2) foram obtidos em estação meteorológica instalada no local do experimento, com armazenamento diário dos dados.

### *Análises estatísticas*

Os dados foram submetidos à análise de variância utilizando-se o teste F, ao nível de significância de 5%. Os efeitos das doses e do tempo sobre as emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> foram analisados por meio de regressões. A relação entre a temperatura, a umidade e as emissões foi testada utilizando-se a correlação simples de Pearson.

**Quadro 3:** Composição química da cama de aviário (CM) e do fosfato natural reativo (FR)

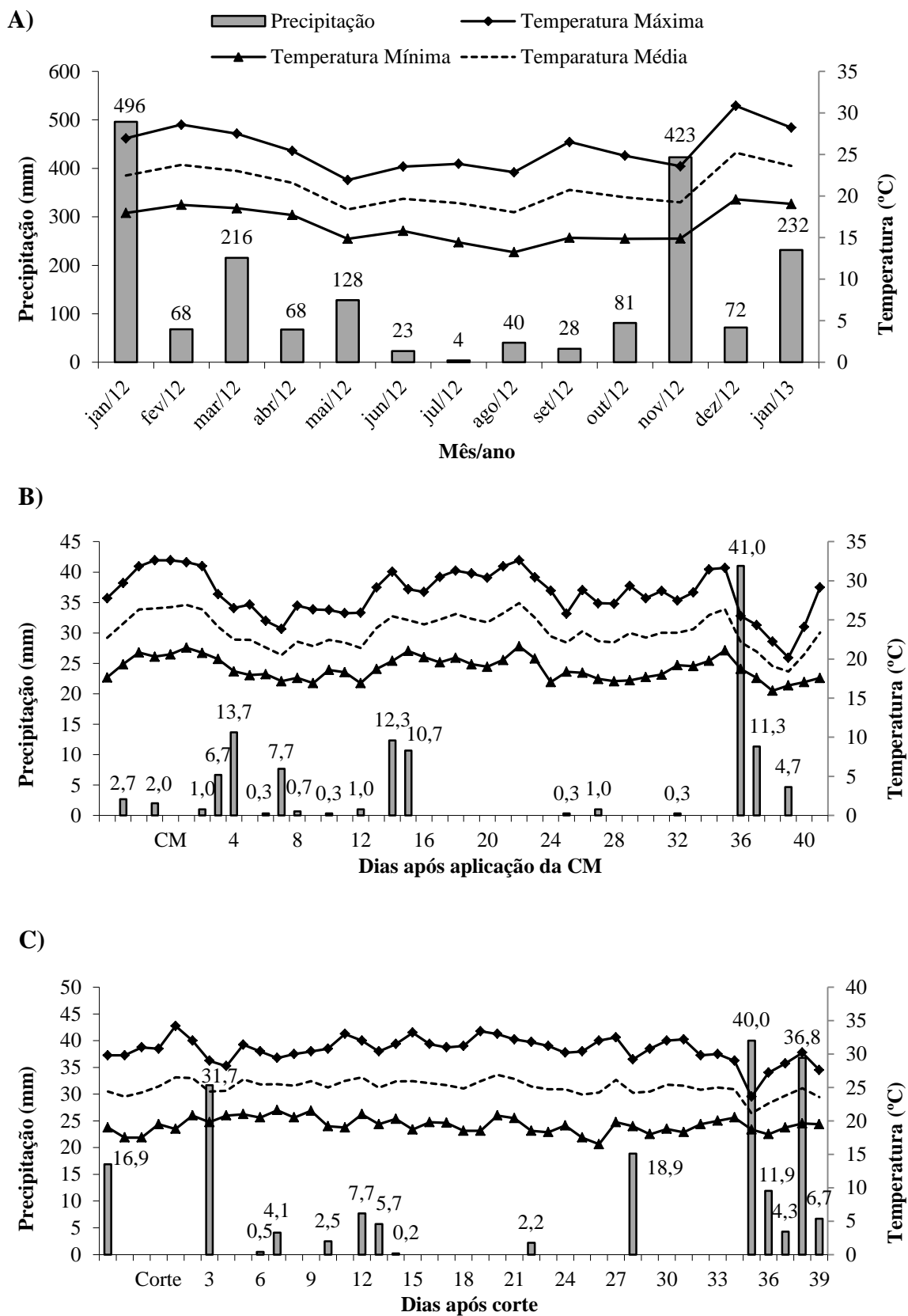
	<b>NT</b>	<b>Na</b>	<b>K</b>	<b>P</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>Cu</b>	<b>Mn</b>	<b>Fe</b>	<b>Zn</b>
	<b>(Kg/Mg)</b>									
<b>CM</b>	21,649	1,652	2,129	17,806	9,152	1,781	0,115	0,969	16,359	0,988
<b>FR<sup>1</sup></b>	6,600	0,000	1,067	130,067	322,000	3,533	0,000	0,067	0,067	0,067

<sup>1</sup>: Fertilizantes Heringer S.A.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### *Emissões de CO<sub>2</sub>*

Observou-se no presente trabalho que a aplicação da cama de aviário teve efeito significativo ( $p < 0,01$ ) sobre as emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo (Figura 3). Os fluxos de CO<sub>2</sub> no primeiro período de avaliação ultrapassaram 600 mg C-CO<sub>2</sub>/h/m<sup>2</sup> nas maiores doses. Adições de matéria orgânica à superfície do solo resultam em aumento das emissões de CO<sub>2</sub> por aumentar a taxa de respiração, em decorrência do fornecimento de substrato para a degradação pelos microrganismos (Lal, 2002). Smits e Owen (2010) obtiveram resultados semelhantes aos observados, também trabalhando com cama de aviário. Pengthamkeerati et al. (2005) observaram valores superiores a 1000 mg C-CO<sub>2</sub>/h/m<sup>2</sup> após a aplicação de 19 Mg/ha de CM em solo incubado. Já Roberson et al. (2008) observaram valores médios de 150 mg C-CO<sub>2</sub>/h/m<sup>2</sup> após a aplicação de 5 Mg/ha de CM em solo de campo experimental nos Estados Unidos. Chantigny et al. (2001) obtiveram valores semelhantes ao encontrados no presente trabalho nas maiores doses, trabalhando com dejetos suínos em condições de campo no Canadá. Já Chirinda et al. (2010), observaram acréscimos nas emissões de CO<sub>2</sub> 3 vezes maiores aos obtidos nas maiores doses do presente estudo, após aplicação de esterco bovino em solo arenoso na Dinamarca.



**Figura 2:** Dados climatológicos da área experimental. A) Valores mensais de todo o período do experimento; B) Valores diários do primeiro período de avaliações. CM: dia de aplicação da cama de aviário; C) Valores diários do segundo período de avaliações.

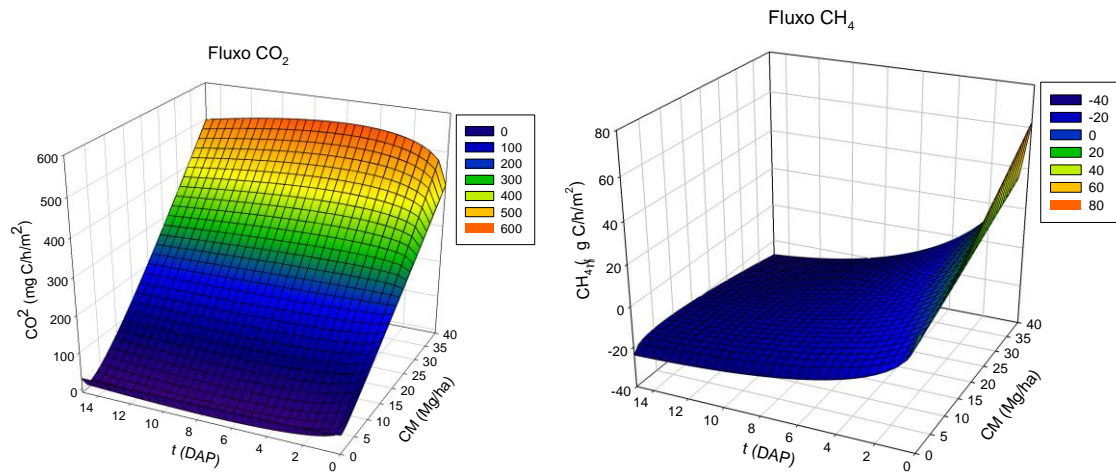
A aplicação de dejetos animais ao solo como uma alternativa na fertilização de plantas pode ser bastante benéfica, entretanto a adição desses compostos ao solo pode aumentar as emissões de gases de efeito estufa (Sistani et al, 2010). Além das grandes quantidades de C aportadas, a adição de dejetos fornece diversos nutrientes e altera positivamente o ambiente edáfico, o que pode determinar acréscimos nas trocas entre o sistema solo-atmosfera, com destaque para as perdas de CO<sub>2</sub> pelo processo de respiração do solo.

A CM apresentou forte efeito positivo nas emissões de CO<sub>2</sub> durante o primeiro período de avaliação (Figura 5). Tal aspecto era esperado, em decorrência das maiores quantidades de C e nutrientes fornecidos ao sistema (Quadro 2). O aporte de maiores quantidades de C ao solo na forma de dejetos determina maiores perdas na forma de C-CO<sub>2</sub> (Giacomini e Aita, 2008). Além disso, o maior fornecimento de formas lábeis de C e outros nutrientes pode determinar a ocorrência do efeito *priming* (Kuzyakov et al., 2000a), acarretando no aumento das emissões, aspecto que será abordado posteriormente.

Na tentativa de elucidar as alterações na cinética de emissões de GEE desencadeadas pela aplicação de compostos orgânicos ao solo, alguns autores (Rochette et al.; 2000; Fangueiro et al.; 2007) propuseram modelo dividido em três fases: Inicialmente observa-se uma fase com forte aumento (até 10 vezes os fluxos medidos no dia anterior à aplicação), um segundo período de diminuição exponencial das emissões e uma terceira fase de decréscimo linear. Provavelmente, a oxidação dos compostos orgânicos facilmente decomponíveis fornecidos com a aplicação dos compostos, por exemplo, ácidos graxos voláteis, começa imediatamente depois da aplicação no solo, como mostrado por Kuzyakov e Bol (2006) e é finalizada na segunda fase. Durante a terceira fase, inicia-se a oxidação de liberação de C proveniente de frações mais recalcitrantes do material orgânico aportado, determinando menores taxas de decomposição, que decrescem linearmente.

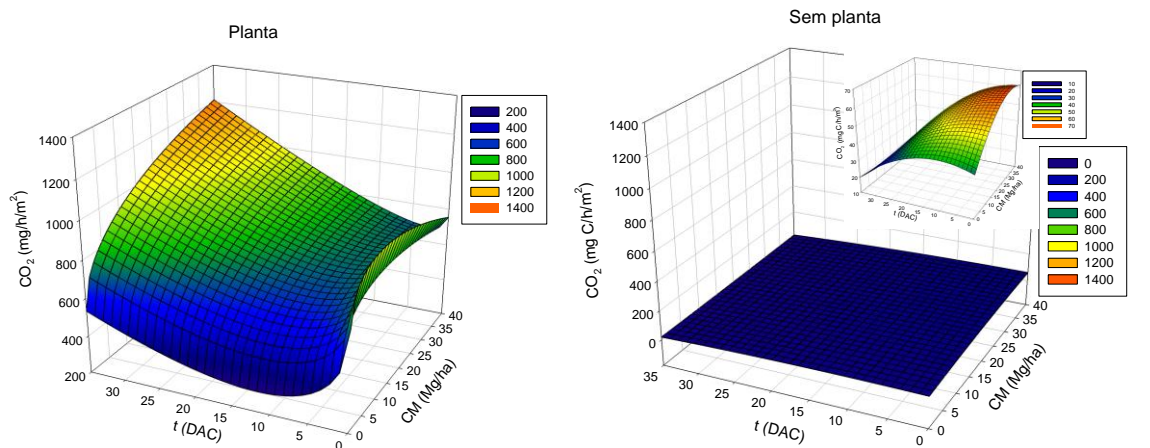
O modelo supracitado não se aplicou a dinâmica das emissões de CO<sub>2</sub> observadas no primeiro período de amostragens. Fica evidenciado, principalmente nas maiores doses, o pequeno efeito do tempo nas emissões, não observando-se nenhuma alteração drástica (exponencial) nos fluxos de CO<sub>2</sub> nesse período, ao contrário do observado por outros autores após a aplicação de dejetos animais ao solo (Chantigny et al., 2001; Bol et al., 2003; Smith e Owens, 2010). A composição distinta dos resíduos provenientes da avicultura (Alves, 2006) determinou dinâmica de emissões diferenciada do proposto Rochette et al. (2000), semelhante ao observado por Cabrera et al. (1994).

A)

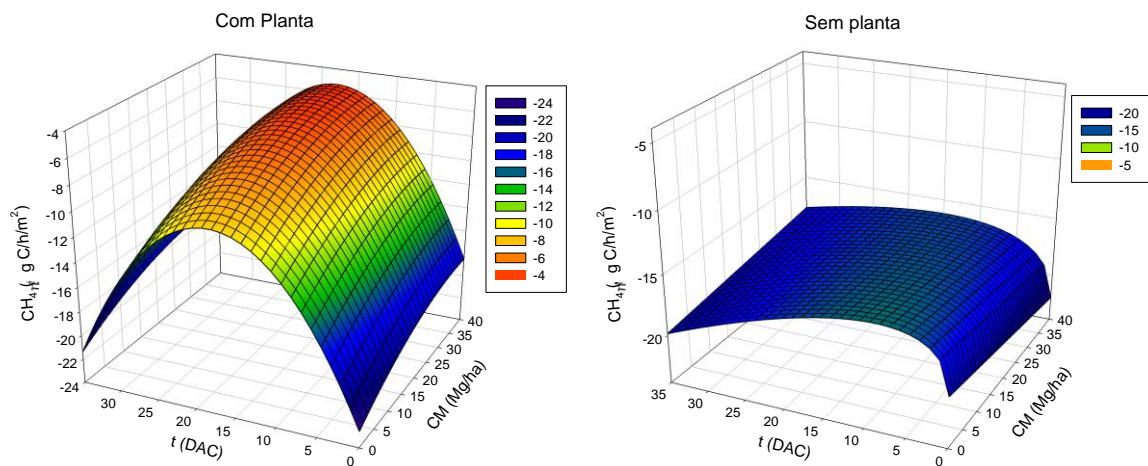


$$CO_2(\text{mg C/h/m}^2) = 40,552 + 10,533^{**} CM - 7,692^{**} CM^{0.5} + 0,5678^{**} t - 5,201^{**} t^{0.5} - CH_4(\mu\text{g C/h/m}^2) = 15,0429 + 1,751^{**} CM - 3,58^{**} CM^{0.5} + 2,261^{**} t - 18,805^{**} t^{0.5} + 0,183^{**} CMt - 1,7115^{**} CMt + 7,467^{**} CM^{0.5}t + 8,812^{**} CMt^{0.5} - 38,774CM^{0.5}t^{0.5} \quad R^2 = 0,802 \quad 0,752^{**} CM^{0.5}t - 1,351^{**} CMt^{0.5} + 4,866^{**} CM^{0.5}t^{0.5} \quad R^2 = 0,816$$

B)



$$CO_2(\text{mg C/h/m}^2) = 722,456 - 21,955^{**} CM + 143,95^{**} CM^{0.5} + 35,79^{**} t - 243,638^{**} t^{0.5} - CO_2(\text{mg C/h/m}^2) = 35,467 + 1,8525^{**} CM - 0,03^{**} CM^2 + 0,731^{**} t - 0,034^{**} t^2 - 0,197^{**} CMt + 3,886^{**} CMt^{0.5} \quad R^2 = 0,871 \quad 0,06^{**} CMt + 0,001^{**} CM^2t \quad R^2 = 0,904$$



$$CH_4(\mu\text{g C/h/m}^2) = -22,668 + 0,225^{**} CM - 0,003^{**} CM^2 + 1,4719^{**} t - 0,041^{**} t^2 \quad R^2 = 0,70 \quad CH_4(\mu\text{g C/h/m}^2) = -19,849 - 0,054^{**} CM - 0,505^{**} t + 2,99^{**} t^{0.5} + 0,003^{**} CMt \quad R^2 = 0,482$$

**Figura 3:** Fluxos de CO<sub>2</sub> (mg C/h/m<sup>2</sup>) e CH<sub>4</sub> (µg C/h/m<sup>2</sup>) em solo de área minerada para bauxita adubada submetida a doses crescentes de cama-de-aviário (0, 10, 20 e 40 Mg/ha) e cultivo braquiária em dois períodos de avaliação distintos. °,\*,\*\* : significativo a 10,5 e a 1 %, respectivamente. A) Primeiro período de avaliações. DAP: dias após a aplicação; B) Segundo período de avaliações. DAC: dias após o corte.

O longo período de armazenamento da CM em pilhas é um dos aspectos que podem explicar essa dinâmica. A prolongada condição de anaerobiose possivelmente causou perdas de C por hidrólise da uréia e decomposição de ácidos graxos voláteis e outras formas lábeis de C (Chantigny et al., 2004), determinando que parte do C que é rapidamente liberado após a aplicação fosse perdido durante o armazenamento. Além disso, os valores de pH superiores a 6,0 (Quadro 1) não permitiram a liberação de CO<sub>2</sub> via dissolução de carbonatos, ao contrário do observado por Bertora (2008). Além disso, a alta relação C:N e teor de lignina de camas provenientes de maravalha (Giacomini e Aita, 2008) também explicam o observado.

O rápido acréscimo nas emissões de CO<sub>2</sub> observado no primeiro dia (Figura 5) pode ser constituído, principalmente, de CO<sub>2</sub> previamente formado no solo e liberado durante revolvimento. O aumento inicial nas emissões de CO<sub>2</sub> observado após o revolvimento de um solo é, em sua maior parte, decorrente da liberação de CO<sub>2</sub> presente no sistema poroso (Kessavalou et al., 1998). Do ponto de vista de dinâmica populacional microbiana, nesse momento os microrganismos estão se adaptando às novas condições físicas e de substrato do meio, período no qual a produção de CO<sub>2</sub> não tem relação direta com o aumento da aeração do solo e com a disponibilidade de C aos microrganismos (Zaccheo et al., 2002). Já o pequeno acréscimo observado na metade do primeiro período de avaliações possivelmente relaciona-se com as precipitações recorrentes nesse período (Figura 2), apesar de não ter sido observado correlação significativa entre os fluxos de CO<sub>2</sub> e a umidade do solo (Quadro 9).

No segundo período de amostragens também se observou efeito significativo da CM sobre as emissões de CO<sub>2</sub>, principalmente nas parcelas com planta (Figura 5). Porém, após um ano da aplicação da cama de aviário a sua contribuição direta nos fluxos de C-CO<sub>2</sub> é proporcionalmente menor, especialmente na presença de planta e seus resíduos (Quadro 5).

Dessa forma, atribuem-se os altos valores de CO<sub>2</sub> emitidos a respiração das raízes e a decomposição da palhada depositada na área após o corte (Quadro 6). Hanson et al. 2000 estimam que a contribuição da respiração das raízes pode variar de 10 a 90% do efluxo total de CO<sub>2</sub> pelo solo. Além disso, a alta produção de matéria seca (Figura 1) e as altas taxas de decomposição da palhada de braquiária contribuem para as altas emissões observadas. Apesar da alta relação C:N e do teor de polifenóis elevado, Monteiro et al. (2002) constataram que ao contrário do esperado a braquiária constitui material de fácil decomposição.

Próximo ao término do segundo período de avaliações observa-se um aumento nas emissões de CO<sub>2</sub>, bastante evidente nas maiores doses (Figura 5). Tal aumento é decorrente de maior mineralização dos resíduos presentes. O aumento pode estar associado à ocorrência de chuvas no 28º DAC. Porém, correlações significativas entre as emissões de CO<sub>2</sub> e a

umidade do solo não foram observadas (Quadro 9). Maiores doses de CM determinaram maior produtividade do braquiário (Figura 1), com concomitante aumento no volume de resíduos a serem decompostos.

Nas subparcelas sem planta observou-se baixas emissões de CO<sub>2</sub> e pouca influência direta da CM nessas emissões no segundo período de avaliações, comprovada pelos baixos coeficientes das equações de regressão (Figura 5). Tal aspecto evidencia que parte do C adicionado, principalmente suas formas mais lábeis, foram perdidas do solo nessas subparcelas. Quando são consideradas as regiões sob clima tropical, devido às condições de temperatura, os dejetos ou resíduos podem apresentar maiores taxas de degradação e, portanto, apresentar apenas efeitos temporários sobre a qualidade do solo (Oliveira, 2000).

O aumento nas emissões de CO<sub>2</sub> com o aumento das doses de CM aplicadas ficou claro no presente trabalho. Porém, como discutido anteriormente, o efeito direto da CM nas emissões se restringe a curtos períodos. A composição química e as perdas de C durante o armazenamento da CM podem ter diminuído a intensidade desses efluxos. Entretanto, a fertilização do solo com a CM determinou maior produção de fitomassa pela braquiária, principalmente na dose superior (Figura 1), garantindo um maior aporte de resíduos ao solo, o que pode contrabalançar as perdas de C pela oxidação microbiana. Além disso, têm-se os efeitos indiretos (*priming*) da CM sobre as emissões de CO<sub>2</sub>, aspecto posteriormente abordado.

#### *Emissões de CH<sub>4</sub>*

A aplicação da CM alterou a dinâmica dos fluxos de CH<sub>4</sub> nessas áreas, principalmente no primeiro período de avaliações (Figura 3). Os solos aerados podem atuar como dreno ou fonte de metano, com predomínio da metanotrofia sobre a metanogênese. A absorção de CH<sub>4</sub> pelo solo (metanotrofia) é controlada pela taxa de difusão e a demanda biológica; por sua vez, a difusão é regulada por fatores físicos, e a demanda biológica por fatores físicos e químicos. Fatores bióticos e abióticos podem limitar a absorção de CH<sub>4</sub> (Smith et al., 2003).

Dentre os fatores que mais podem alterar essa dinâmica de emissões têm-se a fertilização do solo, com destaque para a adubação orgânica via dejetos animais. É crescente o interesse em elucidar como a adição de dejetos interfere na dinâmica de emissões de CH<sub>4</sub> do solo, pois esses apresentam quantidades substanciais de N, grande parte em formas inorgânicas (Defra, 2010), C (Moller et al, 2004) e água, os três principais fatores que controlam a produção e as emissões de CH<sub>4</sub> pelo solo.

A metanogênese predominou nos primeiros dias de avaliação após a aplicação da CM, principalmente nas maiores doses. (Figura 3). Além dos aspectos anteriormente citados, a aplicação da cama de aviário fornece grandes quantidades de N-amoniaco ao solo. O amônio atua como inibidor da oxidação do CH<sub>4</sub> no solo ao competir pela enzima mono-oxigenase, encarregada de catalisar a oxidação de CH<sub>4</sub> (Boeckx et al., 1997), favorecendo a metanogênese em detrimento da oxidação de CH<sub>4</sub> atmosférico.

As emissões de CH<sub>4</sub> cessaram a partir do quarto dia após a aplicação da cama de aviário (Figura 3). Sabe-se que o efluxo de CH<sub>4</sub> decorrentes da aplicação de dejetos geralmente ocorre imediatamente após a aplicação dos compostos ao solo (Chadwick e Pain, 1997). Essas emissões são geralmente de curta duração, como observado no presente trabalho, pois a metanogênese é sensível ao O<sub>2</sub> e a difusão de O<sub>2</sub> na superfície do solo inibe a formação de CH<sub>4</sub>. Sommer et al. (1996) demonstraram que os teores dos ácidos graxos voláteis que originam o metano decrescem em poucos dias após a aplicação de dejetos animais ao solo e a partir daí as emissões de CH<sub>4</sub> são negligenciáveis (Sherlock et al, 2002; Rodhe et al., 2006). Vários autores indicam que a maior parte do CH<sub>4</sub> emitido logo após a aplicação dos dejetos é proveniente de material produzido previamente nas pilhas e liberado após a aplicação no solo (Sherlock et al, 2002; Clemens et al, 2006). Outro aspecto a ser considerado, são os altos teores de água com os quais os dejetos são aplicados ao solo, favorecendo a formação de micro-sítios anaeróbios (Russell 1996) e a ocorrência de metanogênese em detrimento da metanotrofia. A incidência de precipitações logo após a aplicação da CM (Figura 2) também pode estar associada ao ocorrido, pois possivelmente lixiviou o N-amoniaco para fora da zona ativa de metanogênese, minimizando o efeito inibitório desse composto sobre a metanotrofia. Além disso, o revolvimento favorece a difusão de O<sub>2</sub> no solo, aspecto imprescindível à metanotrofia. De fato, a umidade do solo correlacionou-se positivamente com as emissões de CH<sub>4</sub> apenas na dose de 10 Mg/ha nas avaliações desse período.

Os maiores valores de emissões de CH<sub>4</sub> não ultrapassaram 70 µg C/h/m<sup>2</sup> (Figura 3). Sherlock et al. (2002) encontraram valores superiores, trabalhando com dejetos de suínos. Já Smith e Owens (2010) não observaram efluxos de CH<sub>4</sub> em solo que recebeu cama de aviário. Além disso, os valores de influxo de CH<sub>4</sub> alcançam um platô a partir do oitavo dia, para todas as doses aplicadas, evidenciando a ausência de influência da CM nos fluxos de CH<sub>4</sub> a partir desse momento. Os valores de influxo observados a partir dessa data estão em torno de -20 µg C/h/m<sup>2</sup>. Escobar (2008) encontrou valores próximos, porém inferiores, trabalhando com diferentes manejos no Planalto Médio do Rio Grande do Sul. Gomes (2006)

encontrou valores próximos aos observados no presente trabalho a partir do oitavo dia, trabalhando em sistemas conservacionistas.

Em decorrência do curto período de emissões e dos baixos valores observados, pode-se concluir que a adição da CM pouco interferiu na capacidade de absorção de CH<sub>4</sub> pelo solo dessas áreas. Mesmo nas maiores doses o solo rapidamente retomou seu potencial de atuar como dreno de CH<sub>4</sub> atmosférico, apresentando valores de influxo considerados altos para um solo argiloso (Smith et al., 2000). Xiuzhi et al. (2010) encontraram valores de efluxo consideravelmente superiores, de até 284 µg/m<sup>2</sup>/h, trabalhando com dejetos bovinos. Porém, como no presente trabalho, esses autores concluíram que o efeito dos dejetos sobre os fluxos de CH<sub>4</sub> é efêmero.

Observou-se pequena diferença entre fluxos de CH<sub>4</sub>, entre subparcelas com planta e sem planta no segundo período de avaliação (Figura 3). Os valores do influxo de CH<sub>4</sub> são bastante próximos em todas as doses, principalmente nas parcelas sem planta. As equações de regressão ajustadas apresentam interceptos próximos, além de baixos coeficientes, o que permite afirmar que a influência do componente vegetal e da CM nos influxos de CH<sub>4</sub> foi pequena.

A alta variação dos influxos de CH<sub>4</sub> no tempo observada nas subparcelas com planta relaciona-se com as precipitações ocorridas na metade do segundo período de avaliações (Figura 2). Apesar de a correlação ter sido significativa ( $p < 0,01$ ) apenas na dose de 10 Mg/ha (Quadro 9), o influxo de CH<sub>4</sub> foi comprometido em decorrência da maior umidade do solo. Tlustos et al. (1998) demonstraram que as taxas de oxidação de CH<sub>4</sub> estão negativamente relacionadas como conteúdo de água do solo, devido à redução das taxas de difusão do gás a medida que os poros são preenchidos por água.

Philippot e Hallin (2011) destacam a alta capacidade das plantas interferirem nas trocas gasosas entre o solo e a atmosfera, com destaque para o CH<sub>4</sub> e o N<sub>2</sub>O. Em específico, o sistema radicular das plantas pode favorecer a metanogênese, pelo fornecimento de substrato via exsudação radicular. Além disso, a respiração das raízes torna a atmosfera do solo um ambiente mais redutivo, outro aspecto que pode favorecer a atividade das bactérias metanogênicas. A presença da palhada favorece a manutenção da umidade e temperaturas mais amenas, favorecendo a atividade das bactérias metanogênicas no solo. Escobar (2008) atribuiu maiores emissões de CH<sub>4</sub> em áreas de plantio direto à presença da palha sobre o solo. Em decorrência desses aspectos, a presença da planta torna o solo mais propenso à metanogênese, o que pode explicar as variações observadas.

### *Contribuição direta da cama de aviário e do braquiário nas emissões de CO<sub>2</sub>*

A adição de dejetos animais ao solo causa aumento nas emissões de CO<sub>2</sub>(Figura 3). Porém, pouco se sabe sobre a dimensão dessas alterações na dinâmica de respiração do solo. Dentre as técnicas utilizadas no estudo da contribuição de diferentes componentes na respiração do solo, destacam-se as técnicas isotópicas com uso da abundância natural do <sup>13</sup>C (Dawson et al., 2002). Bol et al (2003) propuseram o uso dessas técnicas para quantificação da contribuição da MOS (ou C “nativo”) e de dejetos suínos na respiração do solo após a aplicação desses dejetos em duas áreas de pastagem. O uso dessa ferramenta é valiosa para a validação da prática de aplicação de dejetos animais ao solo no acúmulo de C nesse compartimento e na mitigação das emissões de gases de efeito estufa. A associação de técnicas isotópicas com os fluxos mensurados permitiu derivar informações de considerável relevância na dinâmica do C na área em estudo.

Os valores de abundância natural de <sup>13</sup>C do C-CO<sub>2</sub> emitido nos diferentes períodos de avaliação permitem inferir sobre a contribuição dos diferentes *pools* de C nas emissões de CO<sub>2</sub>(Quadro 4). No primeiro período, fica claro o acréscimo na depleção em <sup>13</sup>C do C-CO<sub>2</sub> com o aumento das doses, evidenciando a maior contribuição da CM nas emissões, aspecto que será discutido posteriormente. No segundo período de amostragens, nas subparcelas com planta, os valores de δ<sup>13</sup>C demonstram a forte contribuição do componente vegetal (respiração autotrófica) na respiração do solo, sem influência expressiva da CM em nenhuma dose. O CO<sub>2</sub> atmosférico apresenta δ<sup>13</sup>C igual a -8‰, enquanto o carbono fixado por plantas do ciclofotossintético C3 e C4 tem valores ao redor de -28‰ e -12‰ respectivamente(Matsui, 1981). Nas subparcelas sem planta, onde os fluxos de CO<sub>2</sub> são menores, os valores de δ<sup>13</sup>C demonstram que o material emitido nessas áreas é mais rico em <sup>13</sup>C, com valores bem próximos aos observados na atmosfera. Até 60% do CO<sub>2</sub> presente em alguns solos pode ser proveniente da atmosfera(Plestenjak et al.,2012). Isso explica os valores de δ<sup>13</sup>C observados, principalmente considerando-se a baixa emissão de CO<sub>2</sub> das subparcelas sem planta no segundo período de amostragens (Figura 3).

**Quadro 4:** Abundância natural do isótopo  $^{13}\text{C}$  ( $\delta^{13}\text{C}$ ) no  $\text{CO}_2$  emitido pelo solo em área minerada para bauxita adubada submetida a doses crescentes de cama-de-aviário e cultivo do braquiário em dois períodos de avaliação distintos.

<b>Primeiro período de amostragens</b>						
<b>Dose de CM (Mg/ha)</b>	<b>Dias após a aplicação da cama de aviário</b>					
	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>15</b>
	----- $\delta^{13}\text{C}$ (‰) -----					
<b>0</b>	-11,49	-9,67	-10,24	-9,25	-8,79	-8,75
<b>10</b>	-16,14	-12,86	-14,71	-12,04	-11,99	-12,44
<b>20</b>	-16,28	-13,88	-16,72	-14,46	-15,04	-15,41
<b>40</b>	-19,22	-17,52	-20,05	-19,55	-17,18	-19,06

<b>Segundo período de amostragens</b>					
<b>Dose de CM (Mg/ha)</b>	<b>Dias após o corte do braquiário</b>				
	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>25</b>	<b>35</b>
	----- $\delta^{13}\text{C}$ (‰) -----				
<b>Com planta</b>					
<b>0</b>	-11,16	-11,62	-11,50	-11,11	-10,96
<b>10</b>	-11,42	-11,72	-11,86	-11,28	-11,33
<b>20</b>	-11,77	-11,86	-11,96	-11,54	-11,95
<b>40</b>	-11,86	-12,04	-12,08	-11,98	-12,28
<b>Sem Planta</b>					
<b>0</b>	-7,43	-8,15	-7,72	-7,72	-8,05
<b>10</b>	-7,67	-8,42	-7,89	-8,13	-8,11
<b>20</b>	-7,78	-8,54	-8,01	-8,26	-8,39
<b>40</b>	-8,14	-8,93	-8,20	-8,31	-8,36

As contribuições percentuais da CM nos efluxos de  $\text{CO}_2$  nos dois períodos avaliados demonstraram tendências claras (Quadro 5). Observam-se no primeiro período de avaliações, altas emissões decorrentes da decomposição do C presente na CM, principalmente nas maiores doses. Fangueiro et al. (2007), trabalhando com dejetos suínos, obteve valores próximos aos observados. A contribuição da CM manteve-se relativamente estável entre as doses ao longo do primeiro período de avaliação, ao contrário do verificado por Bol et al. (2003). Trabalhando em solos sob pastagens com diferentes teores de C, esses autores obtiveram contribuições entre 15 e 64% do C de dejetos suínos na respiração do solo em experimento de nove dias, com as mais altas contribuições restringindo-se as primeiras amostragens. Tal aspecto relaciona-se a possível composição da CM não tão favorável à decomposição, como discutido anteriormente.

**Quadro 5:** Contribuição direta relativa (%) da cama de aviário nas emissões de CO<sub>2</sub> emitido pelo solo em área minerada para bauxita adubada submetida a doses crescentes de cama-de-aviário e cultivo do braquiário em dois períodos de avaliação distintos.

<b>Primeiro período de amostragens</b>						
<b>Dias após a aplicação da cama de aviário</b>						
<b>Dose de CM (Mg/ha)</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>15</b>
<b>0</b>	-	-	-	-	-	-
<b>10</b>	30,91	28,18	41,61	23,74	26,25	30,10
<b>20</b>	50,39	54,83	60,27	44,33	51,17	54,41
<b>40</b>	81,29	88,84	91,20	87,65	68,71	74,41
<b>Segundo período de amostragens</b>						
<b>Dias após o corte</b>						
<b>Dose de CM (Mg/ha)</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>25</b>	<b>35</b>	
<b>Com Planta</b>						
<b>0</b>	-	-	-	-	-	-
<b>10</b>	2,62	1,12	2,70	1,65	4,61	4,61
<b>20</b>	4,19	1,51	2,29	4,31	4,85	4,85
<b>40</b>	5,06	1,93	2,71	4,19	5,15	5,15
<b>Sem Planta</b>						
<b>0</b>	-	-	-	-	-	-
<b>10</b>	1,81	2,12	1,31	3,11	0,47	0,47
<b>20</b>	2,62	3,04	2,18	4,05	2,68	2,68
<b>40</b>	5,25	6,10	3,65	4,44	2,45	2,45

No segundo período de avaliação, observou-se baixa contribuição da CM nas emissões de CO<sub>2</sub>, nas subparcelas com planta e sem planta. (Quadro 5). Como observado nesse e em outros trabalhos, os efeitos diretos da aplicação de dejetos sobre a respiração do solo restringem-se aos primeiros dias após a aplicação. Após 56 dias da aplicação, Fangueiro et al. (2007) concluíram não haver mais contribuição direta do C dos dejetos aplicados na respiração do solo.

**Quadro 6 :** Contribuição direta relativa (%) do braquiário e seus resíduos nas emissões de CO<sub>2</sub> emitido em área minerada para bauxita adubada submetida a doses crescentes de cama-de-aviário

<b>Dias após o corte</b>					
<b>Dose de CM (Mg/ha)</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>25</b>	<b>35</b>
<b>0</b>	81,61	90,12	88,40	79,28	73,81
<b>10</b>	86,53	92,31	94,14	81,28	92,70
<b>20</b>	89,85	93,09	93,01	93,69	93,13
<b>40</b>	91,10	93,50	93,70	95,22	94,78

Atribui-se grande parte das altas emissões de CO<sub>2</sub> nas subparcelas com planta (Figura 3) à respiração das raízes e decomposição dos resíduos do braquiário (Quadro 6). Kuzyakov e Cheng (2001) constataram que 70% do CO<sub>2</sub> respirado pelo solo eram provenientes da respiração das raízes ou decomposição dos resíduos vegetais. Ross et al. (2003) verificaram aumentos nas emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo após a aplicação de resíduos de outras gramíneas. Além disso, esse efeito é mais prolongado que o da CM (Quadro 6). Alguns compostos presentes na braquiária, dentre eles a lignina, podem persistir no solo por maiores períodos, fazendo com que a contribuição dos resíduos na respiração se prolongue (Sollins et al., 1996).

#### *Contribuição do efeito priming nas emissões de CO<sub>2</sub>*

A adição da CM interferiu nas perdas de C nativo por efeito *priming* nos dois períodos de avaliação (Quadro 7). A adição de dejetos animais ao solo aumenta a taxa de decomposição do C nativo, como o observado por Dumontet et al. (1985), Bol et al. (2003) e no presente trabalho. Porém, a presença da CM e da planta determinou decréscimos nas taxas de decomposição do C nativo no segundo período de avaliações (Quadro 7), fenômeno denominado efeito *priming* negativo.

Kuzyakov e Bol (2006) sugerem um modelo para explicar a dinâmica do efeito *priming* após a aplicação de dejetos no solo. Inicialmente, a microbiota do solo deixa de utilizar substratos mais recalcitrantes como a MOS e passa a utilizar fontes mais lábeis de C, como o C proveniente dos dejetos. Eles denominam essa fase como “Utilização de substrato preferencial”. A segunda fase é chamada “Ativação microbiana”, que corresponde ao incremento da atividade microbiana em decorrência da primeira fase. Após o consumo das fontes lábeis de C, esses microrganismos passam a utilizar o C remanescente, menos decomponível, em grande parte C da MOS nativa. Após consumir parte desse material a respiração microbiana retoma os níveis observados antes da aplicação.

Observou-se no presente trabalho efeito *priming* positivo em decorrência da aplicação dos dejetos no primeiro período de avaliações (Quadro 7). A aplicação da CM aumentou as perdas de C nativo por efeito *priming* positivo nesse período, semelhante ao observado Dumontet et al. (1985), Bol et al. (2003) e Fanguero et al. (2007), que trabalharam com diferentes dejetos animais.

Ainda no primeiro período avaliado, observa-se que o efeito *priming* positivo foi mais pronunciado nas menores doses (Quadro 7). A microbiota apenas começará utilizar o C nativo após o término da fonte preferencial, nesse caso o C lábil proveniente da CM (Kuzyakov e

Bol, 2006). Dessa forma, nas parcelas que receberam as maiores doses de CM, a presença de grandes quantidades de C adicionado inibe o ataque a fontes mais estáveis de C. O aumento do efeito *priming* positivo nessa dose nas duas últimas avaliações desse período indica possível esgotamento do C lábil adicionado via CM e início do ataque ao C nativo.

Kuzyakov et al. (2000a), em revisão sobre os mecanismos e quantificação do efeito *priming* afirmam, dentre outras coisas, que o efeito *priming* inicia-se logo após a adição de substâncias específicas ao solo e sua ocorrência não é prolongada. Porém, verificou-se forte efeito *priming* positivo nas subparcelas sem planta, no segundo período de amostragens (Quadro 7). A adição da CM determinou alterações na microbiota do solo que se prolongaram até um ano depois da aplicação. Soma-se a isso, o efeito da CM nas características edáficas do solo, tornando-o mais favorável a atividade microbiana. Porém, os fluxos de CO<sub>2</sub> nessas subparcelas são baixos (Quadro 3). Apesar disso, a persistência observada para esse fenômeno nessas condições não pode ser substituída, principalmente ao se considerar os baixos teores de C nativo nesses solos.

Nas subparcelas com planta, como anteriormente mencionado, a aplicação da CM determinou decréscimos nas taxas de decomposição do C nativo no segundo período de avaliação, fenômeno denominado efeito *priming* negativo (Quadro 7). Os valores de efeito *priming* do braquiário (Quadro 8), apontam para um claro efeito sinérgico entre a planta e a CM na proteção do C nativo nessas áreas. Na ausência da CM, o observado concorda com o observado por outros autores, como Kuzyakov et al. (2000b), que concluíram que a presença de *Lolium perene* causa acréscimo na decomposição do C previamente estabilizado no solo. Xie et al. (2005), também trabalhando em áreas de pastagens observou que a presença do componente vegetal estimulava o ataque microbiano ao C nativo. O efeito *priming* negativo ocorre devido a imobilização de nutrientes, a utilização preferencial de substratos mais disponíveis (Kuzyakov et al., 2000a), presença de elementos tóxicos no substrato adicionado e inibição da atividade enzimática (Fierer et al., 2001). Com exceção da presença de elementos tóxicos no substrato adicionado, todos os outros aspectos supracitados podem estar associados ao observado. Além disso, a presença da CM e, principalmente da gramínea, melhora a agregação do solo e pode favorecer a proteção do C nativo.

**Quadro 7:** Contribuição relativa (%) do efeito *priming* da CM nas perdas de C nativo via CO<sub>2</sub> em área minerada para bauxita adubada submetida a doses crescentes de cama-de-aviário e cultivo do braquiário em dois períodos de avaliação distintos. Valores positivos indicam acréscimo nas emissões CO<sub>2</sub> proveniente desse compartimento. Valores negativos indicam decréscimo nas emissões.

<b>Primeiro período de avaliação</b>						
<b>Dose de CM(Mg/ha)</b>	<b>Dias após a aplicação da cama de aviário</b>					
	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>15</b>
<b>0</b>	-	-	-	-	-	-
<b>10</b>	18,38	15,47	36,69	50,97	50,53	25,50
<b>20</b>	26,21	32,19	28,60	40,68	34,62	18,91
<b>40</b>	8,95	5,76	4,46	8,00	26,79	18,06

<b>Segundo período de avaliação</b>					
<b>Dose de CM(Mg/ha)</b>	<b>Dias após o corte</b>				
	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>25</b>	<b>35</b>
<b>Com planta</b>					
<b>0</b>	-	-	-	-	-
<b>10</b>	-0,45	-0,42	-6,25	17,07	-4,52
<b>20</b>	-9,86	-0,28	-4,61	-16,69	-22,12
<b>40</b>	-13,15	-1,57	-4,77	-27,08	-26,00

<b>Dose de CM(Mg/ha)</b>	<b>Dias após o corte</b>				
	<b>Sem planta</b>				
<b>0</b>	-	-	-	-	-
<b>10</b>	57,76	24,05	56,33	30,02	24,56
<b>20</b>	46,27	56,34	57,43	19,94	22,44
<b>40</b>	66,21	63,52	57,28	44,61	112,34

A presença de folhas e outros resíduos vegetais no solo pode causar o efeito *priming* negativo (Kuzyakov et al.; 2000b). Nottingham et al. (2009) encontraram decréscimos nas perdas de C nativo do solo de até 30% com a manutenção de resíduos vegetais sobre o solo. Liljieroth et al. (1994) constataram que o cultivo de milho em áreas que receberam altos níveis de N diminui as perdas de C nativo em relação a áreas sem o cultivo. A grande quantidade de resíduos adicionada após os cortes da gramínea também se associa ao observado (Figura 1). Blagodatskaya e Kuzyakov (2008) afirmam que se a quantidade de C adicionada ultrapassar em mais de 200% a biomassa microbiana o efeito *priming* será negativo. Considerando-se as adições de C via CM e resíduos e que dificilmente a biomassa microbiana é maior que 10% do carbono orgânico total do solo (D'Andréa et. al, 2002), o C adicionado certamente ultrapassou esse valor.

A espécie vegetal, as condições de crescimento (Liljeroth et al., 1994), os níveis de nutrientes no solo (Hu, 2001) e o tipo de solo (Kuzyakov et al., 2000b) determinam a direção do efeito *priming*. Fu e Cheng (2002) observaram que em áreas cultivadas com gramíneas de ciclo fotossintético C<sub>4</sub> os fluxos de CO<sub>2</sub> provenientes de C nativo são menores e até mesmo negativos quando comparados com áreas cultivadas com plantas de ciclo fotossintético C<sub>3</sub>. Novamente, ficou evidenciada a importância e as melhorias advindas do cultivo do braquiário nessas áreas.

Os valores negativos observados (Quadros 7 e 8) demonstram o sinergismo entre a CM e a braquiária na diminuição das taxas de decomposição do C nativo. O efeito de duas fontes distintas de C no efeito *priming* e ataque microbiano ao C nativo ainda é pouco abordado na literatura. Composições bioquímicas distintas assim como as características físicas desses substratos associam-se a essa ocorrência. É possível a combinação de condições que maximizem o ataque microbiano a formas mais estáveis de C, ou o inverso, como o observado no presente trabalho.

Glaser e Birk (2011) utilizaram da combinação de diferentes compostos, inclusive dejetos, e verificaram grandes alterações nas propriedades físico-químicas do produto final. Segundo esses autores, a combinação de alguns compostos gera uma mistura com relação C:N, umidade, aeração e composição química que favorece amplamente o acúmulo de C ao solo, principalmente quando se compara com a aplicação isolada desses compostos. Steiner et al. (2010) observaram que a aplicação de cama de aviário e carvão ao solo diminui as perdas de N, as emissões de amônia e CO<sub>2</sub>, quando comparada com a aplicação da CM isolada.

**Quadro 8:** Contribuição relativa (%) do efeito *priming* do braquiário nas perdas de C nativo do solo via CO<sub>2</sub> emitido em área minerada para bauxita adubada submetida a doses crescentes de cama-de-aviário. Valores positivos indicam acréscimo nas emissões CO<sub>2</sub> proveniente desse compartimento. Valores negativos indicam decréscimo nas emissões.

Dose de CM(Mg/ha)	Dias após o corte				
	1	5	15	25	35
0	47,90	0,84	2,35	16,97	22,59
10	-8,20	-1,22	-5,38	15,75	-0,14
20	-18,26	-2,55	-5,10	-2,49	-0,17
40	-55,76	-3,56	-4,06	-3,56	-3,05

#### *Influência da temperatura e umidade do solo nos fluxos*

Variáveis ambientais, como a temperatura e a umidade do solo, interferem no metabolismo microbiano, na respiração radicular e na difusão de gases no solo, influenciando

os fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> do solo (Quadro 9). A temperatura do solo aumenta as taxas de decomposição da MOS, induzindo a maiores emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo. Além disso, a decomposição da MOS aumenta o fornecimento de substratos para a metanogênese (Knowles, 1993), incrementando o efluxo de CH<sub>4</sub> pelo solo.

Observou-se correlação significativa negativa ( $p < 0,05$ ) entre as emissões de CO<sub>2</sub> e a temperatura do solo no primeiro período de avaliações, na dose de 10 Mg/ha (Quadro 9). Nunes (2003) verificou que o fluxo diário de CO<sub>2</sub> correlacionou-se negativamente com a temperatura do solo na camada de 0-0,05 m, ao contrário do esperado. Borges et al. (2006) reportaram que esta variável não teve efeito significativo no efluxo de CO<sub>2</sub> do solo.

No segundo período de amostragens verificou-se correlações significativas entre as emissões de CO<sub>2</sub> e a temperatura, nas subparcelas sem planta que receberam a CM. Resultados semelhantes foram encontrados por Valentini (2004). Esperava-se verificar esse efeito nas subparcelas com planta, pois a respiração das raízes é sensível a variações na temperatura do solo (Uchida et al., 2010). Porém, como o observado por Liu et al. (2007), a presença da palha na superfície diminui as variações de temperatura no solo, o que pode explicar o ocorrido.

A temperatura correlacionou-se positivamente com as emissões de CH<sub>4</sub> no primeiro período de amostragens (Quadro 9). Acréscimos na temperatura pouco interferem na atividade dos microrganismos metanotróficos, em decorrência da baixa energia de ativação requerida por essas bactérias (Mosier et al., 2004), determinando acréscimo líquido no efluxo de CH<sub>4</sub> pelo solo. No segundo período de avaliações, correlações significativas entre as emissões de CH<sub>4</sub> e a temperatura foram encontradas em apenas duas situações e os coeficientes de Pearson foram baixos. Escobar (2008) não encontrou correlações significativas ao avaliar essas variáveis em diferentes sistemas de manejo no Planalto Médio do Rio Grande do Sul.

A umidade do solo é um fator limitante na ocorrência das reações bioquímicas de decomposição de matéria orgânica (Vourlitis et al., 2004). A água aumenta a respiração microbiana e as emissões de CO<sub>2</sub>. Porém, altos teores de água no solo podem interferir negativamente nesse fenômeno por inibir a difusão de O<sub>2</sub>. Cochran et al. (1997) e Tlustos et al. (1998) demonstraram que as taxas de oxidação de CH<sub>4</sub> estão negativamente relacionadas como conteúdo de água do solo, devido à redução das taxas de difusão do gás a medida que os poros são preenchidos por água. O contrário ocorre com as emissões de CH<sub>4</sub>, pois as bactérias metanogênicas requerem condições altamente reduzidas para seu crescimento (Mosier et al., 2004).

Não foram observadas correlações significativas entre as emissões de CO<sub>2</sub> e a umidade do solo em nenhum dos períodos avaliados (Quadro 9). La Scala et al. (2000) e Escobar (2008) mencionaram que não houve correlação significativa entre o efluxo de CO<sub>2</sub> e a umidade do solo, assim como o observado no presente trabalho. Já Bertora et al. (2008) encontraram correlações significativas entre essas duas variáveis após a aplicação de dejetos suínos no solo. Ao contrário do esperado, as emissões de CH<sub>4</sub> também não se mostraram influenciadas pela umidade do solo. Apenas em duas ocasiões correlações significativas foram observadas (Quadro 9).

**Quadro 9:** Coeficiente de correlação de Pearson entre as emissões de CO<sub>2</sub> (mg C/h/m<sup>2</sup>) e CH<sub>4</sub> (μg C/h/m<sup>2</sup>), e a temperatura (T °C) e umidade do solo (m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>) no momento da amostragem nos dois períodos de avaliação (P1 e P2). \*, \*\*: significativo a 5 e a 1%, respectivamente. <sup>n.s.</sup>: Não significativo.

Dose (Mg/ha)	P1	P2 Com Planta	P2 Sem planta
<b>Temperatura do solo e CO<sub>2</sub></b>			
0	0,303 <sup>n.s.</sup>	0,344 <sup>n.s.</sup>	0,0971 <sup>n.s.</sup>
10	-0,546 <sup>*</sup>	0,425 <sup>n.s.</sup>	0,743 <sup>**</sup>
20	-0,195 <sup>n.s.</sup>	-0,112 <sup>n.s.</sup>	0,528 <sup>*</sup>
40	0,0808 <sup>n.s.</sup>	-0,271 <sup>n.s.</sup>	0,458 <sup>*</sup>
<b>Umidade do solo e CO<sub>2</sub></b>			
0	0,186 <sup>n.s.</sup>	-0,268 <sup>n.s.</sup>	0,029 <sup>n.s.</sup>
10	0,698 <sup>n.s.</sup>	-0,291 <sup>n.s.</sup>	-0,282 <sup>n.s.</sup>
20	0,285 <sup>n.s.</sup>	-0,099 <sup>n.s.</sup>	0,295 <sup>n.s.</sup>
40	-0,157 <sup>n.s.</sup>	0,400 <sup>n.s.</sup>	0,05 <sup>n.s.</sup>
<b>Temperatura do solo e CH<sub>4</sub></b>			
0	0,655 <sup>*</sup>	-0,172 <sup>n.s.</sup>	-0,285 <sup>n.s.</sup>
10	0,732 <sup>**</sup>	-0,204 <sup>n.s.</sup>	-0,504 <sup>*</sup>
20	0,802 <sup>**</sup>	-0,449 <sup>*</sup>	-0,26 <sup>n.s.</sup>
40	0,602 <sup>**</sup>	0,173 <sup>n.s.</sup>	-0,388 <sup>n.s.</sup>
<b>Umidade do solo e CH<sub>4</sub></b>			
0	-0,275 <sup>n.s.</sup>	0,253 <sup>n.s.</sup>	0,138 <sup>n.s.</sup>
10	0,459 <sup>*</sup>	0,682 <sup>**</sup>	0,426 <sup>n.s.</sup>
20	0,0617 <sup>n.s.</sup>	0,377 <sup>n.s.</sup>	0,187 <sup>n.s.</sup>
40	-0,119 <sup>n.s.</sup>	0,348 <sup>n.s.</sup>	0,116 <sup>n.s.</sup>

Observou-se baixa variação nos valores de umidade do solo entre os tratamentos nos dois períodos de avaliação das emissões, aspecto que pode explicar a pouca influência dessa

variável nos fluxos de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> do solo. Esperava-se resultado distinto em decorrência da baixa capacidade de retenção de água do solo dessas áreas (dados não publicados) e da influência da MOS nessa característica do solo (Motta-Neto1996).

## CONCLUSÕES

A CM causa incremento direto nas emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo, principalmente nos primeiros 15 dias após a aplicação. Após um ano da sua aplicação da cama de aviário, a contribuição direta da CM nos fluxos de CO<sub>2</sub> é proporcionalmente menor, especialmente na presença de planta e seus resíduos.

A CM desencadeia o efeito *priming* positivo e favorece a perda de C nativo do solo. A presença da planta junto com a CM inverte esse padrão, contribuindo para a manutenção do C nativo de efeito *priming* negativo.

A CM aumenta o efluxo de CH<sub>4</sub> entre o solo e a atmosfera nos primeiros dias após a aplicação, principalmente na maior dose. Porém tal efeito é efêmero e, ao oitavo dia após a aplicação de CM, o solo retoma seu caráter drenado. A presença da planta interfere nos fluxos de CH<sub>4</sub>, porém as emissões permanecem negativas.

Observa-se pouca correlação entre a temperatura e umidade do solo a as emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> após a aplicação de CM.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bataglia, O. C.; Furlani, A. M. C.; Teixeira, J. P. F.; Furlani, P. R.; Gallo, J. P. Métodos de análise química de plantas. Campinas: Instituto Agronômico. 48 p. (Boletim Técnico 78), 1983.
- Bertora, C.; Alluvione, F.; Zavattaro, L.; van Groenigen, J. W.; Velthof, G.; Grignani, C. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N<sub>2</sub>O, and CO<sub>2</sub> emissions after soil incorporation. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(8):1999-2006, 2008.
- Blagodatskaya, E. & Kuzyakov, Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. *Biology and Fertility of Soils*, 45(2):115-131, 2008.
- Blair, G. J.; Lefroy, R. D. B.; Lisle, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index, for agricultural systems. *Australian Journal of Agriculture Research*, 46:1459-1466, 1995.
- Boeckx, P.; Van Cleemput; Villaralvo, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49:91-95, 1997.
- Bol R.; Moering J.; Kuzyakov Y.; Amelung W. Quantification of priming and CO<sub>2</sub> respiration sources following slurry C incorporation in two grassland soils with different C content *Rapid Communication in Mass Spectrometry*, 17:2585-2590, 2003.
- Borges, O.P.J.; Sanches, L.; Nogueira, J.S.; Vourlitis, G.L. Estimativa de Q<sub>10</sub> por meio do efluxo de CO<sub>2</sub> no solo na estação seca numa floresta tropical de transição amazônica. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 21(3):117-121, 2006.
- Borges, S. R. Qualidade do solo em áreas em recuperação com forrageiras e cafeeiro pós-mineração de bauxita. Tese de Doutorado, UFV, Viçosa, Minas Gerais, 111p, 2013.
- Cabrera, M. L.; Chiang, S. C.; Merka, W. C.; Pancorbo, O. C.; Thompson, S. A. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions from pelletized and nonpelletized poultry litter incorporated into soil. *Plant and Soil*, 163(2):189-195, 1994.
- Cerri, C.C. & Volkoff, F. Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management.*, 38:247-257, 1991.
- Chadwick, D.; Sommer, S.; Thorman, R.; Fangueiro, D.; Cardenas, L.; Amon B.; T. Misselbrook. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166-167: 514-531, 2011.

- Chadwick, D.R.; Pain, B.F. Methane fluxes following slurry applications to grassland soils: laboratory experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63: 51-60, 1997.
- Chantigny, Y, M.H.; Rochette, P.; Angers, A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. *Canadian Journal of Soil Science*, 81:131-137, 2001.
- Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Morvan, T.; Pomar, C. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with N-15. *Soil Science Society of American Journal*,68:637-643, 2004.
- Chirinda, N.; Olesen, J. E.; Porter, J. R.; Schjønning, P. Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4):584-594, 2010.
- Clemens, J.; Trimborn, M.; Weiland, P.; Amon, B. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. . *Agriculture, Ecosystems and Environmental*. 112:171-177, 2006.
- Costa, F. S. et al. Emissões de gases de efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: Santos, G. A. et al. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 654 p.
- D'Andréa, A. F.; Silva, M. L. N.; Curi, N.; Siqueira J. O.; Carneiro, M. A. C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do Estado de Goiás. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26(4):913-924, 2002.
- Dawson, T. E.; Brooks, P. D. Fundamentals of stable isotope chemistry and measurement. In: Unkovich, M.; Pate, J.; Mcneill, A.; Gibbs, D. J. (Ed.). *Stable isotope techniques in the study of biological processes and functioning of ecosystems*. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 2001.
- Department for Environment, Food and Rural. DEFRA. *Fertiliser Manual (RB209)*, The Stationery Office, London, UK, 8th edition, 2010.
- Dumontet, S.; Parente, E.; Coppola, S. Mineralisation of organic matter in soil treated with sewage sludge stabilized by different methods. In: Williams, J.H., Guidi, G., L'Hermite, P. (Eds.), *Long Term Effects of Sewage S and Farm Slurries Applications*. Elsevier, New York, 177-189, 1985.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. *Manual de métodos de análises de solos*. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p.

- Escobar, L. F. Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solos do Planalto médio do Rio Grande do Sul. Dissertação de mestrado, UFSM, Santa Maria, Rio Grande do Sul, 104p, 2008.
- Fangueiro D.; Chadwick D.; Dixon L.; Bol R. Quantification of priming and CO<sub>2</sub> respiration sources following the application of different slurry particle size fractions to a grassland soil *Soil, Biology and Biochemistry*, 39:2608-2620, 2007.
- Fierer, N.; Schimel, J.P.; Cates, R.G.; Zou, J. Influence of balsam poplar tannin fractions on carbon and nitrogen dynamics in Alaskan taiga floodplain soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 33:1827-1839, 2001.
- Figueiredo C.C.; Ramos M.L.G. Biomassa microbiana do solo e produção de alface em função da dose de N e adubo orgânico. *Bioscience Journal*, 25:9-15, 2009.
- Fu, S.L.; Cheng, W. Rhizosphere priming effects on the decomposition of soil organic matter in C<sub>4</sub> and C<sub>3</sub> grassland soils. *Plant and Soil*, 238:289-294, 2002.
- Giacomini, S.J.; Aita, C. Emissão de dióxido de carbono após aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43:107-114, 2008.
- Glaser, B. & Birk, J. J. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochimica Et Cosmochimica Acta* doi:10.1016/j.gca.2010.11.029, 2011.
- Gomes, J.; Emissão de Gases de Efeito Estufa e Mitigação do Potencial de Aquecimento Global por Sistemas Conservacionistas de Manejo do Solo. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006, 129p.
- Hanson P.J.; Edwards N.T.; Garten C.T.; Andrews J.A. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 48:115-146, 2000.
- Hu S.; Chapin III, F. S.; Firestone, M. K.; Field, C. B.; Chiariello, N. R. Nitrogen limitation of microbial decomposition in a grassland under elevated CO<sub>2</sub>. *Nature*, 409:188-191, 2001.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate change 2001: the scientific basis*. United Kingdom: Cambridge University, 2001. 881p.
- Kessavalou, A.; Doran, J. W.; Mosier, A. R.; Drijber, R. A. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. *Journal of Environmental Quality*, 27(5):1105-1116., 1998.

- Kuzyakov Y.; Bol R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil, Biology and Biochemistry*, 38:747-758, 2006.
- Kuzyakov, Y. & Cheng, W. Photosynthesis controls of rhizosphere respiration and organic matter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(14): 1915-1925, 2001.
- Kuzyakov, Y.; Ehrensberger, H.; Stahr, K. Carbon partitioning and below-ground translocation by *Lolium perenne*. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000b.
- Kuzyakov, Y.; Friedel, J. K.; Stahr, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(11):1485-1498, 2000a.
- La Scala J.R.; N., Marques J.R.J.; Pereira, G.T.; Corá, J.E. Carbon dioxide emission related to chemical properties of a tropical bare soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 32:1469-1473, 2000
- Lal, R. The potential of soils of the tropics to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Advances in Agronomy*, New York, 76:1-30, 2002.
- Liljieroth, E.; Kuikman, P.; Van Veen, J. A. Carbon translocation to the rhizosphere of maize and wheat and influence on the turnover of native soil organic matter at different soil nitrogen levels. *Plant Soil*, 161:233–240, 1994.
- Lin G.; Ehleringer J.R. Carbon isotopic fractionation does not occur during dark respiration in C3 and C4 plants. *Plant Physiology*, 114:391-394, 1997.
- Liu, X.J.; Mosier, A.R.; Halvorson, A.D.; Reule, C.A.; Zhang, F.S. Dinitrogen and N<sub>2</sub>O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. *Soil Biology e Biochemistry*, 39:2362-2370, 2007.
- Ma, X.; Wang, S.; Wang, Y.; Jiang, G.; Nyren, P. Short-term effects of sheep excrement on carbon dioxide, nitrous oxide and methane fluxes in typical grassland of Inner Mongolia. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 49(3):285-297, 2006.
- Matsui, E. Utilização de isótopos estáveis em pesquisas. *Spectrum: Jornal Brasileiro de Ciência*. 1 (4): 73, 6, 1981.
- Moller, H.B.; Sommer, S.G.; Ahring, B.K. Biological degradation and greenhouse gas emissions during prestorage of liquid animal manure. *Journal of Environmental Quality*. 33:27–36, 2004.
- Monteiro, H. C. F.; Cantarutti, R. B.; Nascimento Junior, D.; Regazzi, A. J.; Fonseca, D. M. F. Dinâmica de decomposição e mineralização de nitrogênio em função da qualidade de resíduos de gramíneas e leguminosas forrageiras. *Revista Brasileira Zootecnia*, 31(3):1092-1102, 2002.

- Mosier, A.; Wassmann, R.; Verchot, L.; King, J.; Palm, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. *Environment, Development and Sustainability*, 6:11-49, 2004.
- Motta-Neto, J. A. Processos químicos e físicos na dinâmica de recuperação de solos degradados: uma visão interior. In: *Curso de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas*, 3. Curitiba: UFPR, 1996, p. 129-133.
- Nottingham, A.T.; Griffiths, H., Chamberlain, P.M.; Stott, A.W.; Tanner, E.V.J. Soil priming by sugar and leaf-litter substrates: a link to microbial groups. *Applied Soil Ecology* 42:183-190, 2009.
- Nunes, P.C. Influência do efluxo de CO<sub>2</sub> do solo na produção de forragem numa pastagem extensiva e num sistema agrosilvopastoril. 2003. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agricultura Tropical) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2003.
- Oliveira, F.C., 2000. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000, 247p.
- Peña, J. A. G., 2010. Produtividade de milho, perdas de nitrogênio e compartimentos da matéria orgânica em solo adubado com cama de aviário. Tese de Doutorado, UFV, Viçosa, Minas Gerais, 2010.
- Pengthamkeerati, P.; P.P. Motavalli, R.J.; Kremer; S. H. Anderson. Soil carbon dioxide efflux from a claypan soil affected by surface compaction and applications of poultry litter. *Agriculture, Ecosystems and Environmental*. 109:75-86, 2005.
- Philippot, L., & Hallin, S. Towards food, feed and energy crops mitigating climate change. *Trends in plant science*, 16(9):476-480, 2011.
- Phillips, D.L. Mixing models in analyses of diet using multiple stable isotopes: a critique. *Oecologia*, 127:166-170, 2001.
- Plaza C.; Hernández D.; García-Gil J.C.; Polo A. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil, Biology and Biochemistry*, 36: 1577-1585, 2004.
- Plestenjak, G.; Eler, K.; Vodnik, D.; Ferlan, M.; Čater, M.; Kanduč, T.; Ogrinc, N. Sources of soil CO<sub>2</sub> in calcareous grassland with woody plant encroachment. *Journal of soils and sediments*, 12(9):1327-1338, 2012.
- Roberson, T.; Reddy, K. C.; Reddy, S. S.; Nyakatawa, E. Z.; Raper, R. L.; Reeves, D. W.; Lemunyon, J. Carbon dioxide efflux from soil with poultry litter applications in

- conventional and conservation tillage systems in northern Alabama. *Journal of environmental quality*, 37(2):535-541, 2008.
- Rochette P.; Flanagan L.B.; Gregorich E.G. Separating soil respiration into plant and soil components using analyses of natural abundance of carbon-13. *Soil Science Society of America Journal*, 63:1207-1213, 1999.
- Rochette, P.; van Bochove, E.; Prévost, D.; Angers, D. A.; Bertrand, N. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4):1396-1403, 2000.
- Rodhe, L.; Pell, M.; Yamulki, S. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use Manage*, 22:229-237, 2006.
- Ross, D. J.; Tate, K. R.; Newton, P. C. D.; Clark, H. Carbon mineralization in an organic soil, with and without added grass litter, from a high-CO<sub>2</sub> environment at a carbon dioxide spring. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(12):1705-1709, 2003.
- Russell, J.M. Denitrification potential of soils irrigated with meat processing effluents. In: *Meat Industry Research Institute of New Zealand Report*, Hamilton, 1996.
- Segers, R. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 41(1):23-51, 1998.
- Shang, C.; Tiessen, H. Organic matter lability in a Tropical Oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. *Soil Science*, 162:795–807, 1997.
- Sherlock, R. R.; Sommer, S. G.; Khan, R. Z.; Wood, C.; Guertal, E. A.; Freney, J. R.; Cameron, K. C. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. *Journal of Environmental Quality*, 31(5):1491-1501, 2002.
- Sistani, K.R.; Warren, J.G.; Lovanh, N.; Higgins, S.; Shearer, S. Greenhouse gas emissions from swine effluent applied to soil by different methods. *Soil Science Society American Journal*, 74:429–435, 2010.
- Smith, K.A.; Dobbie, K.E.; Ball, B.C.; Bakken, L.R.; Sitaula, B.K.; Hansen, S.; Brumme, R.; Borken, W.; Christensen, S.; Priemé, A.; Fowler, D.; MacDonald, J.A.; Skiba, U.; Klemmedtson, L.; Kasimir-Klemmedtsson, A.; Degórska, A.; Orlanski P. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Glob Change Biology*, 6:701-803, 2000.

- Smith, D. R. & Owens, P. R. Impact of time to first rainfall event on greenhouse gas emissions following manure applications. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 41(13):1604-1614, 2010.
- Smith, K.A.; Ball, T.; Conen, F.; Dobbie, K.E.; Massheder, J.; Rey, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 54:779-791, 2003.
- Sollins, P.; Homann, P.; Caldwell, B.A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74: 65-105, 1996.
- Sommer, S.G.; Sherlock, R.R.; Khan, R.Z.; Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. *Soil, Biology and Biochemistry*, 28, 1541-1544, 1996.
- Steiner, C.; Das, K. C.; Melear, N.; Lakly, D. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. *Journal of environmental quality*, 39(4):1236-1242, 2010.
- Tlustos, P.; Willison, T.W.; Baker, J.C.; Murphy, D.V.; Pavlikova, D.; Goulding, K.W.T.; Powlson, D.S. Short-term effects of nitrogen on methane oxidation in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 28:64-70, 1998.
- Uchida, Y.; Hunt, J. E.; Barbour, M. M.; Clough, T. J.; Kelliher, F. M.; Sherlock, R. R. Soil properties and presence of plants affect the temperature sensitivity of carbon dioxide production by soils. *Plant and soil*, 337(1-2):375-387, 2010.
- Valentini, C.M.A. Efluxo de CO<sub>2</sub> do solo de uma área de floresta de transição no noroeste de Mato Grosso. 2004. 81 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2004.
- Vourlitis, G.L.; Filho, N.P.; Hayashi, M.M.S.; Nogueira, J.S.; Raiter, F.; Hoegel, W.; Campelo, J.H.Jr. Effects of meteorological variations on the CO<sub>2</sub> exchange of a Brazilian transitional tropical forest. *Ecological Applications*, 14(4):89–100, 2004.
- Xie, Z.; Cadisch, G.; Edwards, G. Carbon dynamics in a temperate grassland soil after 9 years exposure to elevated CO<sub>2</sub> (Swiss FACE). *Soil Biology and Biochemistry*, 37:1387–1395, 2005.
- Yeomans, J.C. & Bremner, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 19:1467-1476, 1988.
- Zaccheo, P.; Cabassi, G.; Ricca, G.; Crippa, L. Decomposition of organic residues in soil: experimental technique and spectroscopic approach. *Organic geochemistry*, 33(3):327-345, 2002.

## CONCLUSÕES GERAIS

Os maiores teores de carbono orgânico total, nitrogênio total, carbono lábil e do índice de manejo de carbono um ano após a aplicação da cama de aviário e fosfato natural reativo nas subparcelas com planta apontam para a importância do estabelecimento da cobertura vegetal na recuperação de áreas degradadas pela mineração da bauxita e a aptidão de gramíneas de gênero *Brachiaria* em melhorar o ambiente edáfico nessas áreas.

Doses crescentes de cama de aviário resultam em acréscimos significativos nos teores de carbono orgânico total, nitrogênio total, carbono lábil e do índice de manejo de carbono, principalmente nas camadas de 0-0,10 e 0,10-0,20 m das subparcelas com planta. A aplicação de fosfato natural reativo causa efeitos negativos sobre o carbono lábil e o índice de manejo de carbono nas camadas mais superficiais do solo, principalmente nas subparcelas sem planta.

A adubação com cama de aviário e fosfato natural reativo apresenta efeitos positivos sobre a produtividade do braquiário, porém interações significativas não são observadas no primeiro ano. De acordo com os valores máximos observados na produtividade do braquiário e nos indicadores orgânicos de qualidade do solo avaliados no primeiro ano, a dose de 40 Mg/ha de cama de aviário e 1 Mg/ha de fosfato natural reativo é a mais recomendável para essas áreas. O sinergismo entre a cama de aviário e o fosfato natural reativo sobre o crescimento das plantas e a MOS não é observado no primeiro ano de avaliações nessas áreas.

A cama de aviário causa incremento direto nas emissões de CO<sub>2</sub> pelo solo de áreas mineradas para bauxita em processo de reabilitação. Os acréscimos concentram-se principalmente nos primeiros 15 dias após a aplicação. Após um ano da sua aplicação da cama de aviário, a sua contribuição direta nos fluxos de CO<sub>2</sub> é proporcionalmente menor, especialmente na presença de planta e seus resíduos. A cama de aviário desencadeia o efeito *priming* positivo e favorece a perda de C nativo do solo. A presença da planta junto com a CM inverte esse padrão, contribuindo para a manutenção do C nativo de efeito *priming* negativo.

A cama de aviário aumenta o efluxo de CH<sub>4</sub> entre o solo e a atmosfera nos primeiros dias após a aplicação, principalmente na maior dose. Porém tal efeito é efêmero e, ao oitavo dia após a aplicação de cama de aviário, o solo retoma seu caráter drenado. A presença da planta interfere nos fluxos de CH<sub>4</sub>, porém as emissões permanecem negativas. Observa-se pouca correlação entre a temperatura e umidade do solo e as emissões de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> após a aplicação de CM.