

DIVISÃO 2 - PROCESSOS E PROPRIEDADES DO SOLO

2.1 - Biologia do solo

EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA EM DIFERENTES USOS DA TERRA NO BIOMA CERRADO⁽¹⁾

Marcos Siqueira Neto⁽²⁾, Marisa de Cássia Piccolo⁽⁴⁾, Ciniro Costa Junior⁽³⁾,
Carlos Clemente Cerri⁽⁵⁾ & Martial Bernoux⁽⁶⁾

RESUMO

A conversão de áreas nativas com o corte e queima de vegetação seguida do cultivo do solo resultam em mudanças na dinâmica da matéria orgânica do solo, com alterações nas emissões dos gases causadores de efeito estufa (GEE: CO₂, CH₄ e N₂O) da biosfera para a atmosfera, que causam a elevação da temperatura média e, conseqüentemente, as mudanças climáticas globais. O objetivo deste estudo foi verificar as relações entre os fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O com a umidade, biomassa microbiana e as formas inorgânicas de N no solo com diferentes usos das terras no bioma Cerrado (Rio Verde, Goiás). O clima da região é do tipo Aw (Köppen-Geiger), e o solo foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico caulinitico textura argilosa com vegetação original de Cerradão. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC), com quatro tratamentos (áreas): vegetação nativa - Cerradão (CE); pastagem (PA) de braquiária, semeadura convencional (SC) de soja; e semeadura direta (SD) de milho sucedido por milheto. As emissões anuais de CO₂ e N₂O não mostraram diferenças significativas entre os tratamentos; isso ocorreu devido à elevada variação nos fluxos dos gases em decorrência da sazonalidade no clima, com as menores emissões observadas durante o inverno, devido à ausência da umidade do solo. A média na emissão de CO₂ foi de 108,9 ± 85,6 mg m⁻² h⁻¹, e para o N₂O, de 13,5 ± 7,6 µg m⁻² h⁻¹. Os fluxos de CH₄ apresentaram diferenças significativas somente para a pastagem, com emissão de 32 µg m⁻² h⁻¹, enquanto nas demais áreas foram observados influxos entre 46 e 15 µg m⁻² h⁻¹. Com os resultados das correlações, pode-se verificar que a umidade foi a variável do solo que apresentou maior correlação com o fluxo dos três gases de efeito estufa. O teor de N-NO₃⁻ e as emissões de CO₂ mostraram correlações para todas as áreas. Quando consideradas as correlações para todos os tratamentos conjuntamente,

⁽¹⁾ Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor. Recebido para publicação em abril de 2010 e aprovado em novembro de 2011.

⁽²⁾ Pós-Doutorando do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo – CENA/USP, Caixa Postal 96, CEP 13400-970 Piracicaba (SP). E-mail: msiqueir@gmail.com

⁽³⁾ Professora Associada do Laboratório de Ciclagem de Nutrientes, CENA/USP. E-mail: mpiccolo@cena.usp.br

⁽⁴⁾ Doutorando do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, CENA/USP. E-mail: cinirojr@cena.usp.br

⁽⁵⁾ Professor Titular do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, CENA/USP. E-mail: cerri@cena.usp.br

⁽⁶⁾ Pesquisador do IRD, UMR Eco&Sols (SupAgro, Cirad, Inra, IRD), 2 place Viala - Bat. 12, 34060 Montpellier Cedex 2. France, E-mail: martial.bernoux@ird.fr

verificou-se que os fluxos dos três gases apresentaram correlações significativas com os teores de C e N-microbiano. Contudo, a relação $C_{micro}:N_{micro}$ não mostrou correlação significativa com o fluxo dos gases de efeito estufa. A pastagem foi a única situação em que os fluxos de CO_2 e N_2O apresentaram correlação com as quantidades de N-inorgânico. Os resultados sugerem que os fluxos dos GEE são dependentes do regime pluvial no bioma Cerrado, principalmente nas áreas cultivadas que recebem altas doses de fertilizantes para o aumento da produtividade.

Termos de indexação: dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, semeadura direta, semeadura convencional.

SUMMARY: GREENHOUSE GAS EMISSION CAUSED BY DIFFERENT LAND-USES IN BRAZILIAN SAVANNAH

The conversion of native forests by cutting and burning into farming areas leads to alterations in the dynamics of soil organic matter, with changes in emissions of greenhouse gases (GHGs: CO_2 , CH_4 and N_2O) from the biosphere to the atmosphere. These cause an average temperature rise and, consequently, global climate change. The aim of this study was to examine relationships between the fluxes of CO_2 , CH_4 and N_2O with moisture, microbial biomass and inorganic N forms in soil with different land uses in the Cerrado biome (Rio Verde county, State of Goiás - Brazil). The climate (Köppen-Geiger) was classified as Aw and the soil as Latossolo Vermelho distrófico caulinitico / a clayey kaolinitic Oxisol under original Cerrado (Brazilian savanna) vegetation. The experiment was arranged in a completely randomized design (CRD) with four treatments (areas): Native vegetation - Cerrado (CE); brachiaria pasture (PA); soybean in conventional tillage (SC) and no-tillage (NT) corn followed by millet. No significant differences in annual CO_2 and N_2O emissions were observed between treatments. This can be explained by the variability of gas fluxes due to climate seasonality, with lower emissions in the winter due to low soil moisture. Mean emissions of CO_2 were $108.9 \pm 85.6 \mu g m^{-2} h^{-1}$, and of N_2O $13.5 \pm 7.6 \mu g m^{-2} h^{-1}$. For CH_4 significant differences in the fluxes were only observed in pasture ($32 \mu g m^{-2} h^{-1}$), while in the other areas inflows between 46 and $15 \mu g m^{-2} h^{-1}$ were observed. The GHG fluxes showed close correlation with soil moisture. The $N-NO_3^-$ emissions were significantly correlated with CO_2 -emissions in all areas. Considering all treatments together, the three GHG fluxes were correlated with the microbial C and N contents. However, the $C_{micro}:N_{micro}$ ratio was not significantly correlated with the GHG flux. Only for pasture the CO_2 and N_2O fluxes were correlated with the content of soil inorganic-N. Results suggested that the GHG fluxes in the Cerrado are related to rainfall, mainly in farming areas treated with high fertilizer doses to increase productivity.

Index terms: carbon dioxide, methane, nitrous oxide, tillage, conventional tillage.

INTRODUÇÃO

No mundo, extensas áreas de Savana podem ser encontradas na América do Sul, África e Austrália, assim como na América Central e na Índia. Essas áreas estão entre os domínios que apresentam maior sazonalidade climática, sendo caracterizadas por estações bem definidas (Frost et al., 1986). O bioma Cerrado é importante por sua abrangência, uma vez que ocupa aproximadamente um quarto do território nacional. A existência de uma estação seca e outra chuvosa favorece o planejamento do plantio e colheita, assim como os solos profundos com boas características físicas, aliado à topografia plana, fizeram do bioma

Cerrado a maior fronteira agrícola brasileira nas décadas de 1970 e 1980 (Marouelli, 2003). Nesse período, o incentivo à criação de gado e a expansão da área agrícola causaram o aumento maciço das alterações da paisagem na região (Ratter et al., 1997). Mittermeier et al. (1999) estimaram que 67 % das áreas de Cerrado são consideradas altamente modificadas e apenas 20 % encontram-se em seu estado original.

No Brasil, mais de 70 % da emissão dos gases causadores do efeito de estufa (GEE) está relacionado com a mudança de uso da terra e a atividade agropecuária (Brasil, 2009). A conversão de áreas com o corte e queima de vegetação natural, seguida pelo cultivo do solo, resulta em mudanças na dinâmica da

matéria orgânica do solo (MOS) (Six et al., 2002), com aumento das emissões de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) da biosfera para a atmosfera (Bernoux et al., 2001), que causam a elevação da temperatura média e, conseqüentemente, as mudanças climáticas globais.

No solo, as emissões de CO_2 estão associadas com a decomposição dos resíduos vegetais, a respiração da microbiota e raízes, além da oxidação da MOS (Ryan & Law, 2005). O revolvimento do solo para o cultivo resulta na exposição da fração lábil da MOS (Six et al., 1999), favorecendo a oxidação de C de compostos orgânicos (CO) para CO_2 . Isso ocorre devido ao aumento da aeração, ao maior contato do solo com os resíduos culturais e à exposição da matéria orgânica protegida nos agregados ao ataque microbiano (Beare et al., 1994).

O aumento da concentração de CO_2 nos espaços porosos do solo pode ocasionar a formação de microssítios anaeróbios, que modificam as condições edáficas para o desenvolvimento dos microrganismos; dessa forma, o ambiente favorável à oxidação do C torna-se temporariamente redutor. Glastel & Stahr (2001) sugerem que para ocorrer emissão de CH_4 no solo não é necessário o ambiente anaeróbio em todo o solo, mas em pequenos sítios, como nos espaços livres entre os agregados.

O fluxo de CH_4 no solo depende dos processos microbianos ocorridos em situação de aerobiose ou anaerobiose no ciclo do C (Wuebbler & Hayhoe, 2002). A produção de CH_4 ocorre devido à atividade de organismos metanogênicos (*Euryarchaeota* Garrity & Holt, 2001 *apud* Garrity et al., 2007), que, em condições restritas de oxigenação, reduzem compostos orgânicos, utilizando o C como aceptor de elétrons.

Além disso, o fluxo de CH_4 entre o solo e a atmosfera é influenciado também pela disponibilidade de N no sistema. Nos solos em que o N foi aplicado na forma de fertilizante, foi observado menor consumo de metano (Omonde et al., 2007). Contudo, a relação entre o N-fertilizante e a redução no consumo de CH_4 ainda não foi totalmente explicada, mas pode ser causada por inibição induzida do N na atividade dos microrganismos que oxidam o metano (Mosier et al., 2004), assim como pelo aumento da atividade microbiana, que consomem o O_2 e ocasionam a formação temporária de microssítios com baixa difusão de gases (Tiedje et al., 1984; Huang et al., 2004; Müller et al., 2004).

A emissão de N_2O ocorre durante o processo incompleto de desnitrificação do N-NO_3^- e, simultaneamente, durante o processo de mineralização das formas orgânicas do N do solo (Bouwman, 1998). A quantidade de N_2O produzido em sistemas agrícolas é determinada pela disponibilidade de NO_3^- (Bouwman, 1996; Brown et al., 2000; Maggiorotto et al., 2000), temperatura (Castaldi, 2000), pH (Daum & Schenk, 1998; Mogge et al., 1999), umidade (Zheng et al., 2000; Dobbie & Smith, 2003), além do material orgânico

prontamente decomponível e das condições limitantes de difusão de O_2 (Mosier et al., 1991). Os processos microbianos são responsáveis por mais de 60 % das emissões de N_2O (IPCC, 2001), e o uso de fertilizante nitrogenado proporciona incremento significativo nas taxas de emissão desse gás. Estimativas do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006) mostraram que, em condições climáticas favoráveis, aproximadamente 1 % do fertilizante nitrogenado aplicado pode ser emitido na forma de N_2O .

Nesse contexto, o crescimento do setor agropecuário com a conversão da vegetação nativa em diferentes formas de uso da terra, é necessário conhecer as fontes emissoras dos GEE a fim de colaborar com um diagnóstico mais exato para as tomadas de decisões mitigadoras do aquecimento global. Contudo, a maioria dos estudos envolvendo o fluxo desses gases do solo para a atmosfera estão concentrados na região Sul do Brasil, comparando sistemas de cultivos (La Scala Junior et al., 2001; Costa et al., 2008a; Jantaia et al., 2008; Barreto et al., 2009; Gomes et al., 2009; Siqueira Neto et al., 2009; Escobar et al., 2010) e o fluxo de CH_4 em cultivos de arroz irrigado por inundação (Agostinetto et al., 2002; Costa et al., 2008b), assim como na Amazônia, comparando a transição floresta-pastagem (Steudler et al., 1996; Mellilo et al., 2001; Garcia-Montiel et al., 2002; 2004; Fernandes et al., 2002; Passianoto et al., 2003; Carmo et al., 2005; Neill et al., 2005; Wick et al., 2005).

No bioma Cerrado, os estudos sobre o fluxo dos gases passaram a ter destaque mais recentemente, devido à necessidade de quantificar as emissões dos GEE da decomposição dos resíduos culturais da soja e, principalmente, do fertilizante nitrogenado utilizado nas culturas não fixadoras de N_2 atmosférico para a elaboração de inventários em escala regional e nacional mais exatos para o setor agrícola.

Nesse sentido, alguns estudos (Varella et al., 2004; Carvalho et al., 2006; Metay et al., 2007) foram conduzidos para quantificar o fluxo dos gases em sistemas agrícolas e pastagens, comparados com a vegetação nativa. O objetivo deste estudo foi determinar a relação entre o fluxo dos GEE (CO_2 , N_2O e CH_4) e as variáveis umidade, biomassa microbiana e teor de N-inorgânico em diferentes usos da terra no bioma Cerrado.

MATERIAL & MÉTODOS

As áreas de estudo estão localizadas no município de Rio Verde (Goiás, Brasil), delimitadas pelo quadrante ($17^\circ 47' 53''$ sul e $51^\circ 55' 03''$ oeste). A topografia é plana levemente ondulada, com altitude média de 748 m. O clima da região é do tipo Aw (Köppen-Geiger) - Tropical, com chuvas concentradas no verão (outubro a abril) e um período seco bem

definido durante a estação de inverno (maio a setembro). A média anual da precipitação pluvial é de 1.550 mm ano⁻¹, e a média anual da temperatura é de 23,3 °C (Figura 1). O solo foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico caulínítico de textura argilosa (Embrapa, 2006), com vegetação original predominantemente arbórea com fitofisionomia de Cerradão e mata seca subcaducifólia (Eiten, 1972).

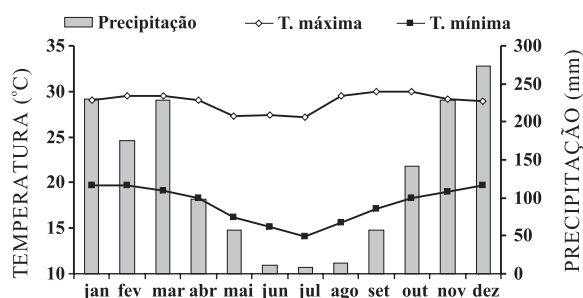


Figura 1. Temperatura média mensal (máxima e mínima) (°C) e precipitação pluvial média (mm) no bioma Cerrado em Rio Verde (GO).

Seleção das áreas de estudo

Este trabalho compreende parte de um estudo maior que teve como objetivo geral avaliar as alterações nos estoques de C do solo com o tempo de implantação do SD. Para isso, entre abril de 2001 e outubro de 2002 foi realizada uma seleção de áreas com potencial interesse para a realização deste estudo. Inicialmente, o levantamento foi constituído de entrevistas com proprietários e gerentes em fazendas da região, a fim de reunir informações sobre o uso da terra e tipificar os manejos empregados.

O manejo que apresentou maior predominância foi a semeadura direta com manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo, sendo cultivada a soja (*Glycine max* [L.] Merr.) como cultura comercial principal, sucedida por milho (*Zea mays* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* [L.] Moench) ou milheto (*Pennisetum glaucum* [L.] R. Br.) em safrinha.

Nas fazendas selecionadas, foram realizadas amostragens de solo georreferenciadas com o intuito de se conhecer previamente o pH, a textura, o material de origem e a classificação do solo nas áreas. Aliado a isso, foi utilizada a base de dados do projeto RadamBrasil (Brasil, 1981), com informações sobre geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra com escala de 1:1.000.000. Esse conjunto de informações foi combinado com técnicas de sensoriamento remoto e, dessa forma, buscou-se a maior homogeneidade no conjunto de informações levantadas para a seleção das áreas.

Na seleção final das áreas, foram considerados: o histórico, o manejo empregado, a homogeneidade nas características do solo (material de origem, textura e

classe), bem como o critério de menor distância entre os pontos amostrais. Do total de 251 áreas localizadas e analisadas, foram selecionadas 12 áreas para a realização do estudo, sendo três sob Cerradão, uma pastagem, um sob semeadura convencional e sete áreas sob semeadura direta com tempo de implantação entre zero (primeiro cultivo) e 12 anos.

Para melhor caracterização, em cada área foi feita a descrição do perfil pedológico até 1,5 m de profundidade nas áreas selecionadas. As características verificadas foram a cor (Munsell, 1954), os teores de argila, silte e areia (Embrapa, 1997), a densidade do solo (Blake & Hartge, 1986) e a composição mineralógica, que foi determinada em um difrator de raios X Phillips PW-1830.

No quadro 1 estão apresentados os resultados das principais características dos horizontes diagnósticos A e Bw₁ em perfis de Latossolo Vermelho distrófico caulínítico, nas áreas que compõem este estudo. Portanto, mesmo que as áreas estejam espacialmente dispersas, pode-se assumir que o meio atuou de forma uniforme em todas as unidades experimentais, de modo que os atributos do solo são facilmente identificáveis como homogêneos para receber os tratamentos.

Dessa forma, o delineamento experimental empregado pode ser considerado como inteiramente casualizado (DIC), constando de quatro áreas (tratamentos) com três pseudorreplicações em diferentes sítios topográficos. Isso se aplica, pois o DIC é considerado o delineamento mais simples dentro da estatística. Nesse delineamento, as unidades experimentais distribuem-se ao acaso, e o número de repetições pode ser igual ou diferente. Para sua aplicação, há necessidade apenas de que o meio atue de forma uniforme em todas as unidades experimentais e que estas sejam facilmente identificadas para receber o tratamento (Hurlbert, 1984).

Para compor este estudo, as áreas avaliadas foram: uma área sob vegetação nativa - Cerradão (CE) com estrato arbóreo de comportamento semidecíduo e altura entre 15 e 25 m; uma área sob pastagem (PA) com braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf) por 17 anos; uma área em semeadura convencional (SC), que foi cultivada predominantemente com soja por 26 anos, ocasionalmente intercalada com milho; e uma área em semeadura direta (SD) com 12 anos, cultivada predominantemente com soja sucedida por milho ou sorgo e, no período deste estudo, foi cultivada com milho sucedido por milheto.

Na área de semeadura convencional, a soja recebeu adubação com 450 kg ha⁻¹ de 2-20-18 na semeadura e adubação de cobertura com 100 kg ha⁻¹ de KCl, obtendo-se produtividade média de 3.500 kg ha⁻¹. Quanto ao milho, foram utilizados 550 kg ha⁻¹ de 8-20-20 na semeadura e a aplicação de 200 kg ha⁻¹ de sulfato de amônio em cobertura, obtendo-se uma produtividade média de 7.500 kg ha⁻¹. O milheto não

Quadro 1. Características do horizonte diagnóstico A e Bw1 em perfis de Latossolo Vermelho distrófico caulinitico nas áreas estudadas

Característica	Cerradão (CE)	Pastagem (PA)	Semeadura convencional (SC)	Semeadura direta (SD)
Horizonte A				
Cor (úmida) ⁽¹⁾	2,5 YR 3/3	2,5 YR 3/3	5 YR 3,5/3	2,5 YR 3/3
Camada (cm)	0–6	0–17	0–13	0–11
Densidade (kg dm ⁻³)	0,87	1,23	1,03	0,96
Areia (g kg ⁻¹) ⁽²⁾	414	274	397	248
Silte (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	45	45	42	87
Argila (g kg ⁻¹) ⁽³⁾	541	681	562	665
Horizonte Bw1				
Cor (úmida)	2,5 YR 3/6	2,5 YR 3/6	2,5 YR 4/7	2,5 YR 3/6
Camada (cm)	36–79	36–76	24–75	36–72
Densidade (kg dm ⁻³)	1,23	1,21	1,11	1,05
Areia (g kg ⁻¹)	313	303	350	262
Silte (g kg ⁻¹)	69	56	34	60
Argila (g kg ⁻¹)	628	641	616	678
Mineralogia ⁽⁴⁾				
Quartzo ⁽⁵⁾	+++	+++	+++	+++
Caolinita	++++	++++	++++	++++
Gibbsita	+++	+++	+++	+++
Hematita	++	++	++	+++
Anatásio	+	+	+	+

⁽¹⁾ Cor úmida (Carta de Munsell, 1954). ⁽²⁾ Teores de areia determinados por peneiramento úmido (Embrapa, 1979). ⁽³⁾ Teores de silte e argila determinados pelo método do densímetro após dispersão em hexametáfosfato e digestão da matéria orgânica em H₂O₂. ⁽⁴⁾ Composição mineralógica determinada por difração de raios X. ⁽⁵⁾ + = Intensidade do sinal e quantidade de picos apresentados no espectro das amostras.

recebeu fertilizante, pois foi utilizado apenas como cobertura do solo, sem que os grãos fossem colhidos com finalidade comercial.

Caracterização das áreas de estudo

A localização geográfica e a caracterização física e química das áreas foram realizadas no início do estudo, em novembro de 2003 (Quadro 2). O pH foi determinado em água, usando a relação solo:solução de 1:2,5. Os teores de argila foram determinados pelo método do densímetro, após a dispersão da argila com hexametáfosfato e a mineralização do material orgânico com H₂O₂ (Embrapa, 1997). A densidade do solo foi determinada em amostras indeformadas, pelo método do cilindro volumétrico segundo Blake & Hartge (1986). Os teores de C e N totais foram determinados por combustão a seco no analisador elementar LECO® CN-2000. A capacidade de troca de cátions (T) e a saturação por bases (V) foram calculadas a partir das determinações dos cátions trocáveis (Raij & Quaggio, 1983) e da acidez potencial do solo (Embrapa, 1997).

O pH do solo variou entre 4,7 e 6,3 para o CE e SD, respectivamente. Os baixos valores no pH do solo são característicos nos Latossolos do bioma Cerrado (Lopes, 1983). Os teores de argila entre as áreas apresentaram valores semelhantes (620 ± 17 g kg⁻¹); esse foi um dos principais atributos avaliados no estudo preliminar para seleção das áreas, para que a diferença

textural não agisse como interferente na emissão dos gases. A densidade do solo foi menor para o CE (0,94 kg dm⁻³) e apresentou o valor mais elevado na PA (1,24 kg dm⁻³). A maior capacidade de troca de cátions potencial foi verificada no Cerradão; contudo, devido ao baixo valor da saturação por bases (V), juntamente com o menor valor no pH, observou-se ocorrência de elevada acidez potencial (H + Al) no solo para esse tratamento. Nas áreas sob cultivo (PA, SC e SD), os valores mais elevados na saturação por bases foram devidos ao uso de corretivo e fertilizante.

Determinação do fluxo de gases de efeito estufa

As amostragens dos gases foram realizadas no período de novembro de 2003 a dezembro de 2004 (três vezes na estação chuvosa e três vezes na estação seca) e feitas em três câmaras estáticas duas vezes ao dia (Stuedler et al., 1989). As bases – feitas de cloreto de polivinila (PVC) com 30 cm de diâmetro por 7 cm de altura – foram instaladas diretamente no solo na profundidade de 3 cm, no dia anterior à realização das coletas, para que ocorresse a estabilização do sistema após a perturbação. O espaçamento entre as bases foi de aproximadamente 5 m, conservando-se a cobertura dos resíduos vegetais sobre o solo. As tampas, também de PVC com volume de 2,55 dm⁻³, possuem um orifício para retirada das amostras e foram colocadas sobre as bases somente no momento da coleta, de maneira a isolar o ambiente interno do externo por meio de

Quadro 2. Localização e características físico-químicas da camada de 0,0 – 0,10 m para as áreas com diferentes usos da terra no bioma Cerrado

Área	Latitude	Longitude	pH	Argila	Ds	C	N	T	V
	Sul	Oeste		g kg ⁻¹	kg dm ⁻³	— kg m ⁻² —		cmol _c dm ⁻³	%
CE	17°39'07"	51°02'49"	4,7	596,5	0,94	2,80	0,18	8,48	6,3
PA	17°38'58"	51°03'57"	6,0	634,9	1,24	2,46	0,13	5,52	44,7
SC	17°41'36"	51°10'56"	5,5	615,7	1,07	1,98	0,12	5,55	29,2
SD	17°20'12"	51°15'03"	6,3	633,3	0,97	2,48	0,10	5,44	52,8

Ds: densidade do solo; T: capacidade de troca de cátions potencial; V %: saturação por bases.

uma junta do tipo *o-ring*. O intervalo de tempo de retirada das amostras foi de 0, 5, 10 e 20 min. Durante cada amostragem, foram determinadas as temperaturas do ambiente e do solo a 5 cm. As amostras foram coletadas e armazenadas em seringas do tipo BD (Becton Dickinson Ind. Cirur. Ltda) de 20 mL, contendo uma válvula de retenção acoplada. As concentrações dos gases de efeito estufa foram determinadas por cromatografia gasosa no equipamento Shimadzu® GC-14A. O CO₂ e o N₂O nas amostras foram separados em uma fase estacionária composta por uma coluna empacotada Porapak Q® 0,18–0,15 mm (80–100 mesh), operando a 65 °C. Após a separação dos gases, estes foram ionizados com uma fonte de ⁶³Ni e determinados em um detector de captura de elétrons (ECD), operando a 280 °C. O CH₄ foi determinado em um detector de ionização de chama (FID). A calibração do equipamento foi realizada com dois padrões certificados White-Martins, com concentrações mínimas e máximas, respectivamente, para cada gás de 265 e 2.090 mg dm⁻³ para o CO₂; 292 e 1.115 µg dm⁻³ para o N₂O; e 617 e 2.939 µg dm⁻³ para o CH₄. Os fluxos foram calculados pela alteração linear da concentração dos gases com o tempo de incubação nas câmaras de amostragem, conforme equação 1 (Stuedler et al., 1989).

$$Fluxo = \left(\frac{\delta [gás]}{\delta t} \right) * \left(\frac{V_h}{A} \right) * \left(\frac{(1-e)}{P} \right) \left(\frac{1}{V_m} \right) \quad (1)$$

em que ($\delta [gás]/\delta t$) é a alteração da concentração do gás em função do tempo (mol mol⁻¹ s⁻¹); V_h é o volume da câmara utilizada na amostragem (m³); A é a área da câmara (m²); e/P é a pressão de água/pressão atmosférica na câmara (kPa kPa⁻¹); e V_M é o volume molar da câmara (m³ mol⁻¹).

Determinação da umidade do solo, biomassa microbiana e N-inorgânico

As amostras para determinação da umidade do solo, biomassa microbiana do solo (BMS) e o N-inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) foram realizadas simultaneamente com as amostragens dos gases. Foi

amostrada a camada de 0,0–10,0 cm com uma espátula, sendo as amostras retiradas próximas à base das câmaras. Esse procedimento foi repetido nos dois períodos de amostragem diária.

A umidade do solo foi determinada em 5 g de amostra de solo, que foi seca a 105 °C até se obter massa constante (Embrapa, 1997). A BMS foi estimada pelo método de fumigação-extração proposto por Vance et al. (1987), em que duas subamostras de solo *in natura* equivalentes a 20 g de solo seco foram colocadas em frascos de 200 mL. Uma delas foi fumigada em um dessecador contendo 25 mL de clorofórmio (CHCl₃) por 24 h. Após esse período, foram adicionados 100 mL de solução de K₂SO₄ (0,5 mol L⁻¹) nos solos fumigado e não fumigado e agitados por 30 min. Em seguida, o extrato foi filtrado e separado para determinação do C e N-microbiano. A concentração do C-microbiano nos extratos foi determinada diretamente no equipamento Shimadzu® TOC-5000A. O N-microbiano foi determinado pelo método da ninhydrina (Joergensen & Brookes, 1990). Em uma alíquota de 0,6 mL do extrato obtido fumigado e não fumigado, foi adicionado 1,4 mL de uma solução contendo ácido cítrico (0,2 mol L⁻¹ a pH 5,0), juntamente com reagente ninhydrina (2 g) + hydrindatina (0,3 g) dissolvidos em 75 mL de dimetilsulfóxido (DMDO) e 25 mL de acetato de lítio (4 mol L⁻¹ a pH 5,2). Após 20 min em banho-maria a 100 °C, foi realizada a leitura em um espectrofotômetro com o comprimento de onda ajustado em 570 nm (Femto®). No cálculo da biomassa foi utilizado o fator de correção de 0,33 para o C-microbiano (Sparling & West, 1988) e 3,1 para o N-microbiano, que representam a eficiência de extração do C e N-microbiano, respectivamente (Sparling et al., 1993). O cálculo da concentração de C e N-microbiano foi feito em relação à quantidade de solo seco e, em seguida, transformado por unidade de área (g m⁻²), conforme equação 2.

$$Q = Ds h E \quad (2)$$

em que Q é a quantidade do elemento no solo; Ds é a densidade do solo; h é a espessura da camada amostrada; e E é o teor do elemento determinado (C e N-microbiano, N-amônio ou N-nitrato) no solo.

As concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram determinadas imediatamente após a amostragem em uma solução de KCl (2 mol L^{-1}), usando a relação solo:solução de 1:5 com extração por 24 h (Piccolo et al., 1994). Após filtragem e acondicionamento em frascos plásticos de 20 mL, a preservação dos extratos líquidos foi feita com 1 mL de acetato de mercúrio, sendo eles mantidos sob refrigeração ($4 \text{ }^\circ\text{C}$) até o momento das análises. Os extratos contendo N-inorgânico foram analisados em um sistema de injeção de fluxo contínuo (FIA) (Ruzicka & Hansen, 1981), onde o N-NH_4^+ foi medido por condutivimetria pelo método de Solorzano (1972) modificado, e o N-NO_3^- foi reduzido a N-NO_2^- em uma coluna com Cd como catalisador e determinado colorimetricamente, seguindo método descrito por Piccolo et al. (1994). O cálculo da concentração de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foi feito em relação à quantidade de solo seco e, em seguida, transformado por unidade de área (g m^{-2}), conforme equação 2.

Análises estatísticas

A estatística descritiva foi aplicada para se obter a frequência (média, mediana, desvio-padrão, coeficiente de variação, valor mínimo e máximo) e distribuição (curtose e assimetria) no fluxo de gases, umidade do solo, C e N-microbiano e N-inorgânico (N-NH_4^+ e N-NO_3^-). Os resultados foram submetidos à análise de variância para verificar a existência de diferença significativa entre os tratamentos; quando encontrada, foi aplicado o teste de Tukey ($p < 0,05$) para comparar as médias. Nos coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis fluxo de gases e atributos do solo foi aplicado o teste t ($p < 0,01$ e $0,05 > p \geq 0,01$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As emissões de CO_2 durante o período amostrado variaram entre 11 e $384 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nas áreas avaliadas. Na semeadura convencional foi verificada a menor emissão média anual ($73 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), enquanto a maior foi encontrada na pastagem ($135 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Figura 2a, Quadro 3). Contudo, esses valores não apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p \geq 0,05$).

No período amostrado, as emissões de N_2O para as áreas estudadas variaram entre 1,4 e $49,2 \text{ } \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. As maiores emissões médias anuais foram observadas no Cerradão ($15,8 \text{ } \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), e a menor, na semeadura convencional ($11,8 \text{ } \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Figura 2b, Quadro 3). Entretanto, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos ($p \geq 0,05$).

As emissões de CO_2 e N_2O apresentaram variação devido à sazonalidade climática característica do bioma Cerrado. As menores emissões foram observadas durante o inverno, devido a praticamente ausência de

pluviosidade e redução significativa na umidade do solo. No período com elevação da temperatura e maior pluviosidade (outubro a março) foi determinada emissão máxima de CO_2 14 vezes superior à mínima obtida na estação seca (abril a setembro) na área sob Cerradão, enquanto com relação à emissão de N_2O essa diferença foi de sete vezes no mesmo período comparado.

No Cerradão, os efeitos da variação climática sazonal podem ser observados sem a interferência do uso da terra ou a aplicação de fertilizantes. Nas demais áreas, a diferença nas emissões de CO_2 foi até 30 vezes superior na semeadura convencional e 20 vezes superior para N_2O na pastagem.

Os fluxos de CH_4 não mostraram variações devido à sazonalidade do clima, mas foram influenciados pelo sistema de manejo adotado. As emissões no período avaliado variaram entre $-92,9$ e $55,5 \text{ } \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ quando considerados os fluxos para todas as áreas. Foram encontradas emissões de CH_4 na pastagem ($31,5 \text{ } \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e absorção nas áreas sob Cerradão, além das áreas cultivadas em semeadura convencional e semeadura direta (Figura 2c, Quadro 3). Entre as áreas que apresentaram absorção, não foi encontrada diferença significativa ($p \geq 0,05$).

O comportamento apresentado na pastagem pode estar relacionado à redução na macroporosidade em razão da elevada densidade do solo na área com pastagem, que pode ter causado deficiência na aeração e favorecido a ocorrência de organismos redutores. A compactação do solo contribui para a emissão de gases, pois reduz a dinâmica da água no solo e, conseqüentemente, a difusão aeróbica nele. A união desses fatores aumenta a concentração de CO_2 no solo (Horn et al., 1995), contribuindo para a formação do ambiente redutor no solo.

A quantidade média de N-inorgânico no solo para as áreas estudadas variou entre 0,1 e $1,6 \text{ g m}^{-2}$. Os maiores valores médios foram encontrados no CE ($0,9 \text{ g m}^{-2}$), enquanto o menor valor médio foi verificado no SC ($0,5 \text{ g m}^{-2}$) (Figura 2d, Quadro 3). A dinâmica do N-inorgânico foi influenciada por três tipos de manejos distintos nas áreas: (a) as áreas que não foram cultivadas com soja e não receberam N-fertilizante (CE e PA); (b) a área que foi cultivada com soja (SC); e (c) a área que foi cultivada com milho e recebeu N-fertilizante (SD). Nas áreas CE e PA, os processos de mineralização e imobilização (Piccolo et al., 1994) que determinam as alterações do N-inorgânico no solo foram devidos principalmente à sazonalidade climática; a contribuição atmosférica por descargas elétricas (Attiwill & Adams, 1993) pode ser considerada homogênea para todas as áreas, ao passo que a fixação biológica de N_2 para essas áreas também pode ser considerada como evento não induzido antropicamente.

Para a SC que não recebeu fertilização nitrogenada, a fonte de N para a cultura da soja foi a fixação biológica

do N_2 atmosférico, a decomposição dos resíduos culturais e a mineralização do N do solo. Após o período da seca, provavelmente a decomposição dos resíduos culturais da soja aumentou a quantidade de N-inorgânico que permaneceu no solo. O N depositado pelos resíduos culturais de plantas leguminosas apresenta entre 35 e 45 % proveniente de rizodépósitos; desse total, 60 % não podem ser encontradas nas formas inorgânicas, pois permanecerão temporariamente imobilizadas na biomassa microbiana ou em microrraízes (Mayer et al., 2003).

As quantidades médias de N-inorgânico, de maneira geral, foram entre 60 e 70 % compostas por $N-NO_3^-$ em relação ao $N-NH_4^+$ para todas as áreas

estudadas (Figura 2d, Quadro 3). A maior disponibilidade de $N-NO_3^-$ no solo, normalmente, em condições em que a umidade no solo esteja maior que 50 %, pode favorecer os processos de desnitrificação (Dalal et al., 2003).

As médias nas quantidades da BMS no período amostrado variaram entre 3 e 118 $g\ m^{-2}$ para o C-microbiano e entre 0,7 e 12,7 $g\ m^{-2}$ para o N-microbiano. Os valores para o C-microbiano foram aproximadamente 45 % (PA), 30 % (SC) e 35 % (SD) inferiores à quantidade média apresentada pelo CE (Figura 2e). Para o N-microbiano, a diferença na média anual foi de aproximadamente 50 % (PA) e 40 % (SC e SD), quando comparados ao CE (Figura 2f,

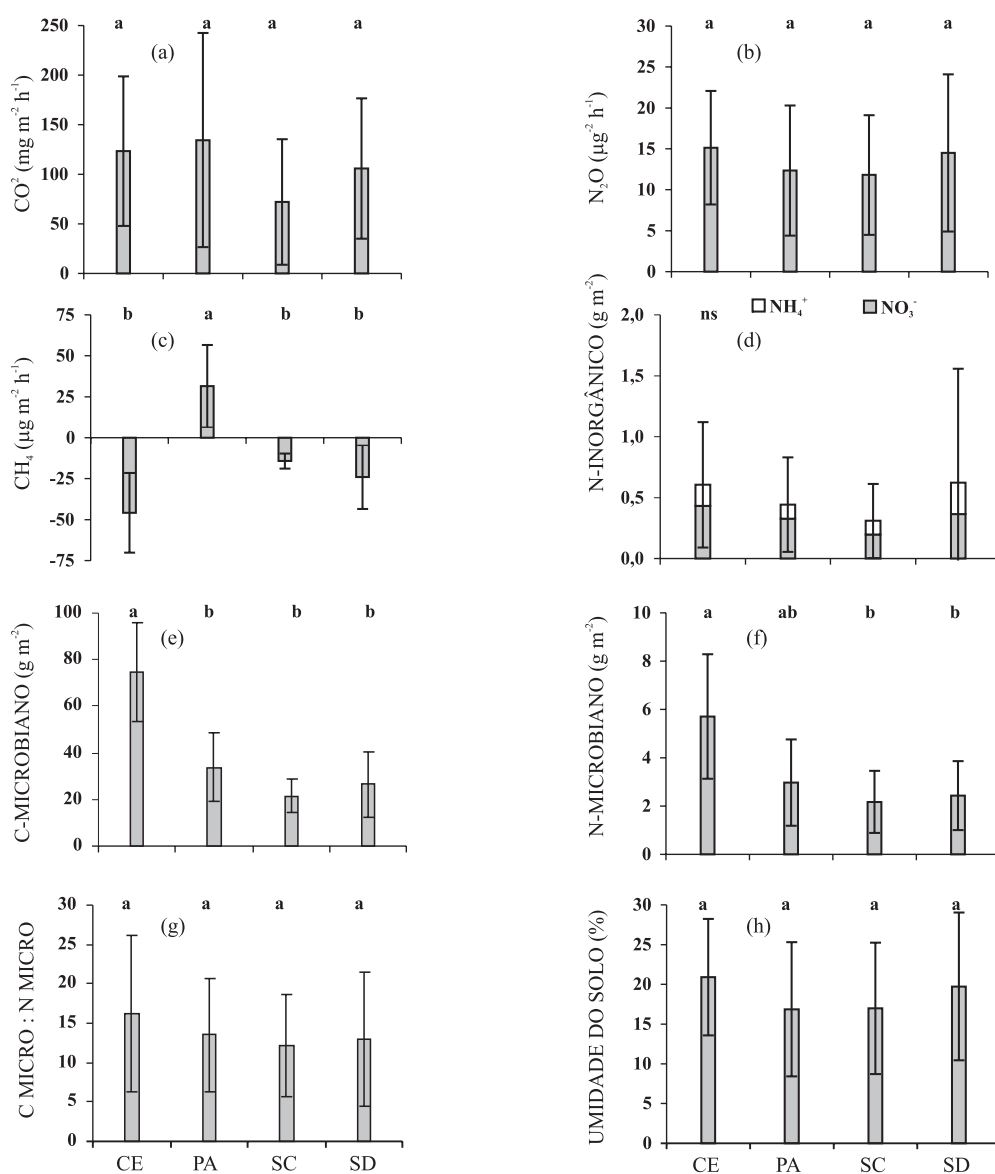


Figura 2. Média e desvio para: (a) emissão de CO_2 ; (b) emissão de N_2O ; (c) fluxo de CH_4 ; (d) N-inorgânico (NH_4^+ e NO_3^-); (e) C-microbiano; (f) N-microbiano; (g) relação Cmicro:Nmicro; e (h) umidade do solo nas áreas com diferentes usos da terra no bioma Cerrado, em uma camada superficial (0-10 m) de solo. Letras iguais não foram significativamente diferentes ($p \geq 0,05$); ns: não significativo.

Quadro 3. Frequência e distribuição dos resultados obtidos no fluxo de gases, umidade do solo, C e N-microbiano e N-inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) para a camada de 0,0 – 0,10 m para as áreas com diferentes usos da terra no bioma Cerrado

Área	Mediana	Mínimo	Máximo	CV(%)	Assimetria	Curtose
			CO ₂ (mg m ⁻² h ⁻¹)			
CE	136,9	18,8	253,6	62,3	-0,09	-1,31
PA	110,2	18,6	383,6	79,1	0,74	-0,17
SC	43,1	10,6	326,9	123,0	1,99	3,18
SD	106,2	16,5	250,3	68,2	0,28	-0,83
			N ₂ O (µg m ⁻² h ⁻¹)			
CE	13,6	7,01	49,2	59,7	2,24	6,7
PA	8,9	1,40	30,8	74,0	0,76	-0,41
SC	7,1	3,01	41,6	92,6	1,59	2,38
SD	10,5	2,68	38,7	78,8	1,11	0,52
			CH ₄ (µg m ⁻² h ⁻¹)			
CE	-36,6	-92,9	-28,6	38,6	-0,36	-0,94
PA	33,0	-3,0	55,5	92,9	1,37	1,46
SC	-14,1	-19,9	-8,5	62,7	-0,69	0,79
SD	-18,0	-59,5	-7,3	62,9	-0,18	-0,83
			Umidade (%)			
CE	22,0	11,2	31,3	35,0	-0,1	-1,4
PA	17,3	3,2	29,2	50,0	-0,1	-1,2
SC	17,4	6,2	33,2	48,8	0,2	-1,1
SD	22,5	6,2	32,9	47,1	-0,3	-1,4
			C-microbiano (g m ⁻²)			
CE	81,8	27,7	118,0	28,5	-0,2	-0,6
PA	34,9	5,5	67,6	44,1	0,2	-0,2
SC	24,8	8,2	30,0	33,4	-0,7	-0,9
SD	24,1	3,1	52,6	53,4	0,5	-0,7
			N-microbiano (g m ⁻²)			
CE	5,0	0,9	12,7	45,2	0,8	0,6
PA	2,3	0,7	7,0	60,1	0,8	-0,6
SC	1,7	1,0	5,6	59,1	1,7	2,1
SD	2,1	0,9	7,3	58,8	1,7	3,3
			N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻²)			
CE	0,5	0,3	1,0	41,3	0,5	-1,1
PA	0,4	0,1	0,8	42,6	0,2	-0,6
SC	0,3	0,1	1,0	65,3	1,9	2,9
SD	0,5	0,1	0,9	66,0	0,0	-1,4
			N-NO ₃ ⁻ (g m ⁻²)			
CE	0,3	0,1	0,5	40,0	0,5	-1,0
PA	0,2	0,0	0,5	48,1	0,6	-0,2
SC	0,2	0,1	0,6	67,0	1,9	2,9
SD	0,2	0,0	0,4	68,1	0,1	-1,4

Quadro 3). Contudo, entre as áreas com mudança de uso da terra (PA, SC e SD) não foram encontradas diferenças significativas ($p \geq 0,05$) para o C e N-microbiano. Diversos trabalhos (Moscatelli et al., 2007; Stark et al., 2007; Cookson et al., 2008) não verificaram diferenças significativas entre as quantidades de C e N-microbiano entre áreas sob semeadura direta e convencional.

A maior quantidade de BMS no CE, quando comparado às áreas com mudança de uso da terra, indica maior estabilidade do sistema, uma vez que a BMS foi mais sensível à mudança de uso da terra e às alterações no manejo do solo. Com a derrubada e queima da floresta há redução acentuada na MOS e, consequentemente, alterações drásticas na BMS (Cerri et al., 1985).

A relação entre a diversidade e a funcionalidade da microbiota é desconhecida, porém a biodiversidade pode ser assumida com influência na estabilidade do sistema, na produtividade e resiliência ao estresse e a distúrbios no sistema (Torsvik & Øvreås, 2002).

A relação C-micro:N-micro apresentou valores médios anuais semelhantes entre as áreas amostradas, com média próxima a 12 (Figura 2g, Quadro 3). Smith & Paul (1990) encontraram valores menores em sistemas agrícolas (3,7) do que em florestas (5,0) ou pastagens (4,8), o que pode ser atribuído à mineralização da MOS causada pelo uso intensivo do solo e aplicação extensiva de fertilizantes nitrogenados (Balota et al., 2004).

A umidade do solo variou entre 3,2 a 33,0 % em todas as áreas. Os valores médios mais elevados foram

verificados no CE e no SD, enquanto os menores foram encontrados no PA e SC. Isso talvez tenha ocorrido devido à presença dos resíduos vegetais na superfície do solo, que atuou como impedimento físico ao ressecamento do solo no período de estiagem (abril a setembro). Franzluebbers et al. (1995), comparando SD com semeadura convencional, observaram aumentos nos teores de água no solo de 12, 3 e 9 % para as culturas de sorgo, soja e trigo, respectivamente, sendo eles atribuídos ao recobrimento do solo pelos restos culturais. Singh et al. (1998) encontraram teores de água mais elevados em todas as profundidades no perfil de solos sob SD, concluindo que os resíduos culturais diminuíram a evapotranspiração da água.

A umidade do solo foi a variável que mais influenciou as emissões de CO₂ e N₂O no solo (Quadro 4). A correlação entre o CO₂ e a umidade foi altamente significativa quando considerada em todas as áreas ($r > 0,50$; $p < 0,01$); isso se deve ao fato de os processos de respiração e decomposição estarem relacionados a atividades de microrganismos que são extremamente dependentes da quantidade de água no solo (Davidson & Jassens, 2006). Diversos estudos (Weitz et al., 2001; Wuebbles & Hayhoe, 2002; Dobbie & Smith, 2003) mostraram o aumento nas emissões de N₂O com o aumento da umidade do solo.

As emissões de CH₄ mostraram correlação significativa com a umidade do solo apenas no CE e SD ($r > 0,50$; $p < 0,05$). Essa situação corrobora o fato

da presença de maior diversidade de microrganismos no solo nas áreas que apresentaram melhoria das condições edáficas para o desenvolvimento da microbiota (Wardle & Parkinson, 1990).

Os fluxos de CO₂, N₂O e CH₄ apresentaram correlações altamente significativas ($p < 0,01$) com o C e N-microbiano quando as áreas foram analisadas em conjunto. No SD foram encontradas correlações significativas para as emissões de CO₂ e N₂O com o C e N-microbiano, enquanto na PA as correlações foram significativas apenas para as emissões de CO₂.

Na SC, o fluxo dos três gases (CO₂, N₂O e CH₄) apresentou correlações altamente significativas com o N-microbiano do solo ($r > 0,60$; $p < 0,01$). Isso ocorreu, provavelmente, em razão do cultivo da soja com posterior deposição dos resíduos culturais sobre a superfície do solo, que, provavelmente, influenciaram a atividade microbiana. Esses resultados corroboram outros estudos que mostraram que o uso de culturas leguminosas aumentou a BMS (Franzluebbers et al., 1995).

Os incrementos nas emissões de CO₂ podem ser justificados pelo aumento da população da BMS (Varella et al., 2004), juntamente com a deposição de resíduos prontamente decomponíveis (Gregorich et al., 2006). No caso das emissões de N₂O, estas podem ser favorecidas com a disponibilidade de formas inorgânicas de N oriunda da decomposição dos resíduos da soja (Yang & Cai, 2005) e o aumento dos microssítios

Quadro 4. Coeficientes de correlação de Pearson entre os fluxos dos gases de efeito estufa (CO₂, N₂O e CH₄) com a umidade do solo, biomassa microbiana e N-inorgânico para as áreas com diferentes usos da terra no bioma Cerrado

Local ⁽¹⁾	Umidade ⁽²⁾	Biomassa microbiana			N-inorgânico		
		C	N	C:N	NH ₄	NO ₃	Total
CO ₂							
CE	0,74**	0,23 ^{ns}	0,33 ^{ns}	0,10 ^{ns}	-0,22 ^{ns}	0,54*	-0,11 ^{ns}
PA	0,38*	0,67**	0,69**	-0,25 ^{ns}	-0,72**	0,61**	-0,52*
SC	0,77**	-0,01 ^{ns}	0,84**	-0,51*	-0,26 ^{ns}	0,31*	-0,33 ^{ns}
SD	0,70**	0,53*	0,45*	0,20 ^{ns}	-0,36 ^{ns}	0,63**	0,34 ^{ns}
Total	0,55**	0,32**	0,41**	0,07 ^{ns}	-0,22*	0,19*	-0,07 ^{ns}
N ₂ O							
CE	0,57*	-0,13 ^{ns}	0,35 ^{ns}	-0,07 ^{ns}	-0,26 ^{ns}	0,02 ^{ns}	-0,28 ^{ns}
PA	0,53*	-0,01 ^{ns}	0,41 ^{ns}	-0,42 ^{ns}	-0,56*	-0,06 ^{ns}	-0,61**
SC	0,68**	0,03 ^{ns}	0,65**	-0,46 ^{ns}	-0,28 ^{ns}	0,26 ^{ns}	0,09 ^{ns}
SD	0,61**	0,59*	0,62**	0,18 ^{ns}	-0,30 ^{ns}	0,53*	0,29 ^{ns}
Total	0,52**	0,29**	0,39**	-0,09 ^{ns}	-0,19*	0,15 ^{ns}	-0,07 ^{ns}
CH ₄							
CE	0,50*	-0,19 ^{ns}	0,64**	-0,26 ^{ns}	-0,21 ^{ns}	-0,20 ^{ns}	-0,27 ^{ns}
PA	0,14 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,07 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	-0,12 ^{ns}	0,14 ^{ns}	-0,17 ^{ns}
SC	0,34*	0,09 ^{ns}	0,78**	-0,31 ^{ns}	0,00 ^{ns}	-0,37 ^{ns}	-0,14 ^{ns}
SD	0,54*	0,26 ^{ns}	0,34 ^{ns}	0,12 ^{ns}	-0,43 ^{ns}	0,41 ^{ns}	0,08 ^{ns}
Total	0,27**	0,33**	0,54**	-0,02 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,05 ^{ns}	0,03 ^{ns}

⁽¹⁾ CE, PA, SC e SD (n = 18); Total: correlações compreendendo todas as áreas juntas (n = 72). ⁽²⁾ Correlações seguidas por **: significativo a 1 %; *: significativo a 5 % e ns: não significativo até 5 %.

anaeróbios devido ao incremento na respiração dos microrganismos (Garcia-Montiel et al., 2002).

A relação $C_{micro}:N_{micro}$ não foi uma variável que se relacionou com a emissão dos gases do efeito estufa do solo nas condições estudadas; a exceção foram as emissões de CO_2 na SC, que apresentaram correlação negativa, discordando dos resultados obtidos por Huang et al. (2004), os quais verificaram que a relação C:N dos resíduos foi um bom indicador das emissões de CO_2 e N_2O do solo. Isso ocorre porque a maioria dos microrganismos do solo obtém energia a partir de materiais orgânicos; dessa forma, a emissão de CO_2 estaria associada à decomposição de formas orgânicas de C, ao passo que as emissões de N_2O estariam associadas à mineralização do N e à desnitrificação (Huang et al., 2004). Klemmedtsson et al. (2005) estudaram resultados de emissões de N_2O em áreas de floresta em clima temperado e encontraram correlação negativa entre a relação C:N do solo e as emissões de N_2O .

Quanto ao N-inorgânico, foram encontradas correlações negativas com as emissões de CO_2 , porém somente na PA a correlação foi significativa ($r = -0,52$; $p < 0,05$); o mesmo ocorreu com o $N-NH_4^+$ ($r = -0,72$; $p < 0,01$). Para o $N-NO_3^-$, contudo, na PA a correlação foi positiva ($r = 0,61$; $p < 0,01$). As emissões de CO_2 apresentaram correlações significativas com o $N-NO_3^-$ quando as áreas foram analisadas em conjunto, porém não foram encontradas correlações significativas para o N-inorgânico. Essa correlação era esperada, uma vez que, geralmente, a presença de N no sistema favorece a decomposição dos resíduos e a mineralização da MOS (Kuzyakov et al., 2000).

Para as emissões de N_2O foram encontradas correlações significativas com o NO_3^- somente na área sob SD, o que pode estar associado à aplicação do N-fertilizante no milho. A disponibilidade de $N-NO_3^-$ juntamente com a umidade no solo superior a 50 % pode apresentar condições favoráveis às emissões de N_2O (Weitz et al., 2001; Dalal et al., 2003; Dobbie & Smith, 2003). Nas demais áreas não foram verificadas correlações significativas entre as emissões de N_2O com o N-inorgânico no solo; a exceção novamente foi a PA, que apresentou correlação significativamente negativa com o $N-NH_4^+$ ($r = -0,56$; $p < 0,05$) e o N-inorgânico do solo ($r = -0,61$; $p < 0,01$). Alterações nas emissões de N_2O eram esperadas com o N-inorgânico no solo, pois os processos de nitrificação do NH_4^+ juntamente com a desnitrificação química ou biológica do NO_3^- são os responsáveis pelas emissões de NO , N_2O e N_2 (Bouwman, 1998).

As emissões de CH_4 não foram influenciadas pelo N-inorgânico nas áreas estudadas, pois, mesmo com valores negativos para as correlações, estas não foram significativas. Esses resultados podem indicar que o N-inorgânico, independentemente da fonte, não inibiu o consumo de CH_4 atmosférico pelos solos, conforme verificado em outros trabalhos (Mosier et al., 1991).

CONCLUSÕES

1. A umidade foi a variável do solo que mais interferiu no fluxo dos gases de efeito estufa.
2. O fluxo dos gases de efeito estufa foi influenciado pela biomassa microbiana do solo somente quando consideradas todas as áreas. O N-microbiano mostrou maiores correlações com o fluxo dos gases de efeito estufa.
3. A relação $C_{micro}:N_{micro}$ não mostrou correlação significativa com o fluxo dos gases de efeito estufa em nenhuma situação estudada.
4. O $N-NO_3^-$ e as emissões de CO_2 apresentaram correlações para todas as áreas.
5. A pastagem foi a única situação em que os fluxos de CO_2 e N_2O apresentaram correlação com as quantidades de N-inorgânico.

AGRADECIMENTOS

Aos proprietários das Fazendas Alvorada, Barra Grande do Rio Verdinho e Dois-J-1, pela contribuição na execução do trabalho. À Fundação Agrisus, à FAPESP (04/15538-7), ao Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM), a Agence Française de Développement (AFD, projeto RIME-PAMPA), ao Ministério das Relações Exteriores (SCAC-MAE) da França e ao acordo bilateral CAPES-COFECUB, pelo financiamento do trabalho.

LITERATURA CITADA

- AGOSTINETTO, D.; FLECK, N.G.; RIZZARDI, M.A. & BALBINOT JR, A.A. Potencial de emissão de metano em lavouras de arroz irrigado. *Ci. Rural*, 32:1073-1081, 2002.
- ATTIWILL, P.M. & ADAMS, M.A. Nutrient cycling in forests. *New Phytol.*, 124:561-582, 1993.
- BALOTA, E.L.; COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D.S. & DICK, R.P. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in Brazilian Oxisol. *Soil Till. Res.*, 77:137-145, 2004.
- BARRETO, R.C.; MADARI, B.E.; MADDOCK, J.E.L.; MACHADO, P.L.O.A.; TORRES, E.; FRANCHINI, J. & COSTA, A.C. The impact of soil management on aggregation, carbon stabilization and carbon loss as CO_2 in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. *Agric. Ecosys. Environ.*, 132:243-251, 2009.
- BEARE M.H.; CABRERA, M.L.; HENDRIX, P.F. & COLEMAN, D.C. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58:787-795, 1994.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B. & CERRI, C.C. CO_2 emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. *Global Chang. Biol.*, 7:779-787, 2001.

- BLAKE, G.R. & HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A., ed. *Methods of soil analysis*. 2.ed. Madison, America Society of Agronomy, 1986. Part.1. p. 364-367. (Agronomy, 9)
- BOUWMAN, A.F. Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 46:53-70, 1996.
- BOUWMAN, A.F. Nitrogen oxides and tropical agriculture. *Nature*, 392:866-867, 1998.
- BRASIL. Projeto RADAMBRASIL: Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. (Levantamento dos Recursos Naturais, 25) Rio de Janeiro, Ministério das Minas e Energia. 1981. Folha SE.22-x-r Rio Verde – GO. 640p.
- BRASIL. Ministério de Ciência e Tecnologia. Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa. Brasília, 2009. 19p.
- BROWN, H.A.; WAGGNER-RIDDLE, C. & THURTELL, G.W. Nitrous oxide flux from solid dairy manure in storage as affected by water content and redox potential. *J. Environ. Qual.*, 29:630-638, 2000.
- CARMO, J.B.; ANDRADE, C.A.; CERRI, C.C. & PICCOLO, M.C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:735-746, 2005.
- CARVALHO, A.M.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KOZOVITS, A.R.; MIRANDA, L.N.; VIVALDI, L.J. & SOUSA, D.M. Emissão de óxidos de nitrogênio associada à aplicação de uréia sob plantio convencional e direto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 41:679-685, 2006.
- CASTALDI, S. Responses of nitrous oxide, dinitrogen and carbon dioxide production and oxygen consumption to temperature in forest and agricultural light-textured soils determined by model experiment. *Biol. Fert. Soils*, 32:67-72, 2000.
- CERRI, C.C.; VOLKOFF, B. & EDUARDO, B.J. Efeito do desmatamento sobre a biomassa microbiana em Latossolo Amarelo da Amazônia. *R. Bras. Ci. Solo*, 9:1-4, 1985.
- COOKSON, W.R.; MURPHY, D.V. & ROPER, M.M. Characterizing the relationships between soil organic matter components and microbial function and composition along a tillage disturbance gradient. *Soil Biol. Biochem.*, 40:763-777, 2008.
- COSTA, F.S.; BAYER, C.; LIMA, M.A.; FRIGHETTO, R.T.S.; MACEDO, V.R.M. & MARCOLIN, E. Variação diária da emissão de metano em solo cultivado com arroz irrigado no Sul do Brasil. *Ci. Rural*, 38: 2049-2053, 2008b.
- COSTA, F.S.; BAYER, C.; ZANATTA J.A. & MIELNICZUK, J.R. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:323-332, 2008a.
- DALAL, R.C.; WANG, W.; ROBERTSON, G.P. & PARTON, W.J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Austr. J. Soil Res.*, 41:165-195, 2003.
- DAUM, D. & SCHENK, M.K. Influence of nutrient solution pH on N₂O and N₂ emissions from a soilless culture system. *Plant Soil*, 203:279-287, 1998.
- DAVIDSON, E.A. & JANSSENS, I.A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440:165-173, 2006.
- DOBBIE, K.E. & SMITH, K.A. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Glob. Chang. Biol.*, 9:204-218, 2003.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Rev.*, 38:201-341, 1972.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise do solo. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.
- ESCOBAR, L.F.; AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; CHAVEZ, L.F.; ZANATTA, J.A. & FIORIN, J.E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical Oxisol as influenced by summer crop residues and their management. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:507-516, 2010.
- FERNANDES, S.A.P.; BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. & PICCOLO, M.C. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. *Geoderma*, 107:227-241, 2002.
- FRANZLUEBBERS, A.J.; HONS, F.M. & ZUEBERER, D.A. Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density. *Appl. Soil Ecol.*, 2:95-109, 1995.
- FROST, P.; MENAUT, J.C.; WALKER, B.; MEDINA, E.; SOLBRIG, O.T. & SWIFT, M. Response of savannas to stress and disturbance: A proposal for a collaborative program of research. Zimbabwe, 1986. 82p.
- GARCIA-MONTIEL, D.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; NEILL, C.; FEIGL, B.J. & CERRI, C.C. Relationship between N₂O and CO₂ emissions from the Amazon Basin. *Geophys. Res. Lett.*, 29:1-3, 2002.
- GARCIA-MONTIEL, D.C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; TIAN, H.; NEILL, C.; KICKLIGHTER, D.W.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C. & CERRI, C.C. Emissions of N₂O and CO₂ from terra firme forests in Rondonia, Brazil. *Ecol. Appl.*, 14:214-220, 2004.
- GARRITY, G.M.; LILBURN, T.G.; COLE, J.R.; HARRISON, S.H.; EUZEBY, J. & TINDALL, B.J. The Archaea, Phyla Crenarchaeota and Euryarchaeota. In: GARRITY, G.M.; LILBURN, T.G.; COLE, J.R.; HARRISON, S.H.; EUZEBY, J. & TINDALL, B.J., eds. *Taxonomic Outline of the Bacteria and Archaea*. Release 7.7. East Lansing, Michigan State University Board of Trustees, 2007.p.6-31.

- GLATZEL, S. & STAHR, K. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grassland in southern Germany. *Plant Soil*, 231:21-35, 2001.
- GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F.S.; PICCOLO, M.C.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B. & SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil Till. Res.*, 106:36-44, 2009.
- GREGORICH, E.G.; ROCHETTE, P.; HOPKINS, D.W.; McKIM, U.F. & St-GEORGES, P. Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. *Soil Biol. Biochem.*, 38:2614-2628, 2006.
- HORN, R.; DOMZAL, H.; SLOWISKA-JURKIEWICZ, A. & van OUWERKERK, C. Soil compaction process and their effects on the structure of arable soils and the environment. *Soil Till. Res.*, 35:23-36, 1995.
- HUANG, Y.; ZOU, J.; ZHENG, X.; WANG, Y. & XU, X. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. *Soil Biol. Biochem.*, 36:973-981, 2004.
- HURLBERT, S.H. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.*, 54:187-211, 1984.
- IPCC (2001). Technical summary. Climate change 2001. The Scientific Basis. Contributions of Working Group I. of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Cambridge University Press, 2001. 398p.
- IPCC (2006). The Physical Science Basis: Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Cambridge University Press, 2006.
- JANTALIA, C.P.; SANTOS, H.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. & ALVES, B.J.R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 82:161-173, 2008.
- JOERGENSEN, R.G. & BROOKES, P.C.C. Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M K₂SO₄ soil extracts. *Soil Biol. Biochem.*, 22:1031-1038, 1990.
- KLEMEDTSSON, L.; ARNOLD, K. von; WESLIEN, P. & GUNDERSEN, P. Soil C:N ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Glob. Chang. Biol.*, 11:142-147, 2005.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K. & STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.*, 32:1485-1498, 2000.
- LA SCALA JUNIOR, N.; LOPES, A.; MARQUES JUNIOR, J. & PEREIRA, G.T. Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red latosol in southern Brazil. *Soil Till. Res.*, 62:163-166, 2001.
- LOPES, A.S. Solos sob cerrado: Características, propriedades e manejo. Piracicaba, Instituto da Potassa e Fosfato, 1983. 162p.
- MAGGIOTTO, S.R.; WEBB, J.A.; WAGGNER-RIDDLE, C. & THURTELL, G.W. Nitrous and nitrogen oxide emissions from turfgrass receiving different forms of nitrogen fertilizer. *J. Environ. Qual.*, 29:621-630, 2000.
- MAROUELI, R.P. O desenvolvimento sustentável da agricultura no cerrado brasileiro. Brasília, Universitário de Brasília, 2003. 54p. (Monografia *Latu sensu*)
- MAYER, J.; BUEGGER, F.; JENSEN, E.S.; SCHOLTER, M. & HEB, J. Estimating N rhizodeposition of grain legumes using a ¹⁵N in situ stem labeling method. *Soil Biol. Biochem.*, 35:21-28, 2003.
- MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; FEIGL, B.J.; NEILL, C.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C. & TIAN, H. Nitrous oxide emissions from forests and pastures of various ages in the Brazilian Amazon. *J. Geophys. Res.*, 106:34179-34188, 2008.
- METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J.M.; MOREIRA, J.A.A.; MARAUX, F.; FEIGL, B.J. & FELLER, C. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). *Geoderma*, 141:78-88, 2007.
- MITERMEIER, N.; MYERS, R.A. & MITTERMEIER, C.G. HOTSPOTS - Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Mexico, CEMEX Conservation International, 1999. 430p.
- MOGGE, B.; KAISER, E.A. & MUNCH, J.C. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhoved lake region: Influence of organic fertilizers and land-use. *Soil Biol. Biochem.*, 31:1245-1252, 1999.
- MOSCATELLI, M.C.; TIZIO, A.; MARINARI, S. & GREGO, S. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems. *Soil Biol. Biochem.*, 37:51-59, 2007.
- MOSIER, A.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K. & PATRON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivate grassland. *Nature*, 350:330-332, 1991.
- MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT, L.; KING, J. & PALM, C. Methane and nitrogen oxide flux in tropical agricultural soils: Sources, sinks and mechanisms. *Environ. Develop. Sustain.*, 6:11-49, 2004.
- MÜLLER, C.; STEVENS, R.J.; LAUGHLIN, R.J. & JÄGER, H.J. Microbial processes and the site of N₂O production in a temperate grassland soil. *Soil Biol. Biochem.*, 36:453-461, 2004.
- MUNSELL COMPANY INC. Munsell Soil Color Charts. Baltimore, Munsell Company, 1954.
- NEILL, C.; STEUDLER, P.A.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C. & CERRI, C.C. Rates and controls of nitrous oxide and nitric oxide emissions following conversion of forest to pasture in Rondônia. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 7:1-15, 2005.
- OMONODE, R.A.; TONY, J.V.; SMITH, D.R.; HEGYMEGI, P. & GÁL, A. Soil carbon dioxide and methane fluxes from long-term tillage systems in continuous corn-soybean rotations. *Soil Till. Res.*, 95:182-195, 2007.

- PASSIANOTO, C.C.; AHRENS, T.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; CARMO, J.B. & MELILLO, J.M. Emissions of CO₂, N₂O and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. *Biol. Fert. Soils*, 38:200-208, 2003.
- PICCOLO, M.C.; NEILL, C. & CERRI, C.C. Net mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. *Plant Soil*, 162:61-71, 1994.
- RAIJ, B.van & QUAGGIO, J.A. Métodos de análise de solo para fins de fertilidade. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 1983. 16p. (Circular, 63).
- RATTER, J.A.; RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann. Bot.*, 80:223-230, 1997.
- RUZICKA, J. & HANSEN, E.H. Flow injection analysis. New York, Wiley Interscience, 1981. 395p.
- RYAN, M.G. & LAW, B.E. Interpreting, measuring and modeling soil respiration. *Biogeochemistry*, 73:3-27, 2005.
- SINGH, B.; CHANASYK, D.S. & MCGILL, W.B. Soil water regime under barley with long-term tillage-residue systems. *Soil Till. Res.*, 45:59-74, 1998.
- SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.J.; VENZKE FILHO, S.P.; CERRI, C.E.P. & CERRI, C.C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). II - Emissões de CO₂ e N₂O. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1023-1029, 2009.
- SIX, J.; ELLIOT, E.T. & PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-till systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:1350-1358, 1999.
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S.M.; SÁ, J.C.M. & ALBRECHT, A. Soil carbon matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: Effects of no-tillage. *Agronomie*, 22:755-775, 2002.
- SMITH, J.L. & PAUL, E.A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J.M. & STOTZKY, G., eds. *Soil biochemistry. Soil, plant and environment*. New York, Marcel Dekker, 1990. v.6. p.357-396.
- SOLORZANO, L. Determination of ammonia in natural Waters by the phenylhypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.*, 14:799-801, 1972.
- SPARLING, G.P. & WEST, A.W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: calibration *in situ* using microbial respiration and ¹⁴C labeled cells. *Soil Biol. Biochem.*, 20:337-343. 1988.
- SPARLING, G.P.; GRUPTA, V.V.S.R. & ZHUY, C. Release of ninhydrin-reactive compounds fumigation of soil to estimate microbial C and N. *Soil Biol. Biochem.*, 25:1803-1805, 1993.
- STARK, C.; CONDRON, L.M.; STEWART, A.; DI, H.J. & O'CALLAGHAN, M. Influence of organic and mineral amendments on microbial soil properties and processes. *Appl. Soil Ecol.*, 35:79-93, 2007.
- STEUDLER, P.A.; BOWDEN, R.D.; MELILLO, J.M. & ABER, J.D. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature*, 341:314-316, 1989.
- STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; NEILL, C.; PICCOLO, M.C. & CERRI, C.C. Consequence of forest-to-pasture conversion on CH₄ fluxes in the Brazilian Amazon Basin. *J. Geophys. Res.*, 101:18547-18554, 1996.
- TIEDJE, J.M.; SEXSTONE, A.J.; PARKIN, T.B.; REVSBECH, N.P. & SHELTON, D.R. Anaerobic processes in soil. *Plant Soil*, 76:197-212, 1984.
- TORSVIK, V. & ØVREÅS, L. Microbial diversity and function in soil: From genes to ecosystems. *Curr. Opin. Microbiol.*, 5:204-245, 2002.
- VANCE E.D.; BROOKES P.C. & JENKINSON D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, 6:703-707, 1997.
- VARELLA, R.F.; BUSTAMANTE, M.M.C.; PINTO, A.S.; KISSELLE, K.W.; SANTOS, R.V.; BURKE, R.A.; ZEPP, R.G. & VIANA, L.T. Soil fluxes of CO₂, CO, NO, and N₂O from an old pasture and from native savanna in Brazil. *Ecol. Appl.*, 14:221-231, 2004.
- WARDLE, D.A. & PARKINSON, N.D. Interactions between microbial variables and the soil microbial biomass. *Biol. Fert. Soil*, 9:272-280, 1990.
- WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M. & KELLER, M. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: Effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil Biol. Biochem.*, 33:1077-1093, 2001.
- WICK, B.; VELDKAMP, E.; MELLO, W.Z.; KELLER, M. & CRILL, P. Nitrous oxide fluxes and nitrogen cycling along a pasture chronosequence in Central Amazonia, Brazil. *Biogeosci. Discuss.*, 2:499-535, 2005.
- WUEBBLES, D.J. & HAYHOE, K. Atmospheric methane and global change. *Earth-Sci. Rev.*, 57:177-210, 2002.
- YANG, L. & CAI, Z. The effect of growing soybean (*Glycine max.* L.) on N₂O emission from soil. *Soil Biol. Biochem.*, 37:1205-1209, 2005.
- ZHENG, X.; WANG, M.; WANG, Y.; SHEN, R.; GOU, J.; LI, J.; JIN, J. & LI, L. Impacts of soil moisture on nitrous oxide emissions from croplands: A case study on the rice-based agro-ecosystem in Southeast China. *Chemosphere Global Chang. Sci.*, 2:207-224, 2000.