



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbccs.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo  
Brasil

Siqueira Neto, Marcos; Piccolo, Marisa de Cássia; Feigl, Brigitte Josefina; Paiva Venzke Filho,  
Solismar de; Pellegrino Cerri, Carlos Eduardo; Cerri, Carlos Clemente  
ROTAÇÃO DE CULTURAS NO SISTEMA PLANTIO DIRETO EM TIBAGI (PR). II - EMISSÕES DE  
CO<sub>2</sub> E N<sub>2</sub>O(1)  
Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 33, núm. 4, 2009, pp. 1023-1029  
Sociedade Brasileira de Ciência do Solo  
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180214069026>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal  
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

# **ROTAÇÃO DE CULTURAS NO SISTEMA PLANTIO DIRETO EM TIBAGI (PR). II - EMISSÕES DE CO<sub>2</sub> E N<sub>2</sub>O<sup>(1)</sup>**

**Marcos Siqueira Neto<sup>(2)</sup>, Marisa de Cássia Piccolo<sup>(3)</sup>, Brigitte  
Josefine Feigl<sup>(4)</sup>, Solismar de Paiva Venzke Filho<sup>(5)</sup>, Carlos Eduardo  
Pellegrino Cerri<sup>(6)</sup> & Carlos Clemente Cerri<sup>(7)</sup>**

## **RESUMO**

A atividade agrícola pode alterar a quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo (MOS), resultando em emissões de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) do solo para a atmosfera. O sistema plantio direto (SPD) com a utilização de leguminosas em sistemas de rotação é uma estratégia que deve ser considerada tanto para o aumento da quantidade de MOS como para seu efeito na redução das emissões dos gases de efeito estufa. Com o objetivo de determinar os fluxos de gases do efeito estufa (CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O) do solo, um experimento foi instalado em Tibagi (PR), em um Latossolo Vermelho distroférrego textura argilosa. Os tratamentos, dispostos em faixas não casualizadas com parcelas subdivididas, foram: sistema plantio direto por 12 anos com sucessões milho/trigo e soja/trigo (PD12 M/T e PD12 S/T, respectivamente) e por 22 anos (PD22 M/T e PD22 S/T, respectivamente). As emissões de CO<sub>2</sub> do solo foram aproximadamente 20 % mais elevadas no PD22 em relação ao PD12. As emissões de CO<sub>2</sub> apresentaram correlação significativa ( $R^2 = 0,85$ ;  $p < 0,05$ ) com a temperatura do solo, com emissões médias 40 % menores, registradas nos meses com temperaturas mais baixas. As emissões mais elevadas de N<sub>2</sub>O foram observadas após a colheita das culturas de verão, sobretudo na sucessão milho/trigo, em relação à sucessão soja/trigo. As emissões de N<sub>2</sub>O foram aproximadamente 25 % maiores após aplicação do fertilizante nitrogenado na cultura do trigo nas duas sucessões e apresentaram correlação significativa ( $R^2 = 0,88$ ;  $p < 0,01$ ) com o grau de saturação de água no solo (S<sub>r</sub> %).

**Termos de indexação:** gases de efeito estufa, sucessão de culturas, milho, soja.

<sup>(1)</sup> Parte da Dissertação de Mestrado do primeiro autor apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Projeto financiado pela Fapesp (2001/07168-7). Recebido para publicação em fevereiro de 2008 e aprovado em maio de 2009.

<sup>(2)</sup> Pós-doutorando do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP. Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Caixa Postal 96, CEP 13400-970 Piracicaba (SP). E-mail: msiqueir@cena.usp.br

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

<sup>(4)</sup> Professora Doutora do CENA/USP. Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, E-mail: beduardo@cena.usp.br

<sup>(5)</sup> Doutor em Microbiologia. Rotar – Crop Production System. R. Dr. Carlos Guimarães, 445, CEP 13024-200 Campinas (SP). Email spvenze@uol.com.br

<sup>(6)</sup> Professor Doutor do Departamento de Ciência do Solo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ. Av. Pádua Dias 11, Caixa Postal 9, CEP 13418-900 Piracicaba (SP). E-mail: cepcerri@esalq.usp.br

<sup>(7)</sup> Professor Titular, CENA/USP. Laboratório de Biogeoquímica Ambiental. E-mail: cerri@cena.usp.br

**SUMMARY: CROP ROTATION UNDER NO-TILLAGE IN TIBAGI (PARANÁ STATE, BRAZIL). II – CO<sub>2</sub> AND N<sub>2</sub>O EMISSIONS**

The agricultural activity can change the quantity and quality of soil organic matter (SOM), resulting in CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from the soil. No-tillage (NT) with legume species in crop rotation is a strategy that should be considered not only to increase the SOM quantity, but also to reduce greenhouse gas emissions. The objective of this study was to determine the soil-atmosphere gas emissions with greenhouse effect (CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O). For this purpose, an experiment was installed in Tibagi (Paraná State, Brazil), on a clayey Oxisol (Typic Hapludox). The treatments were conducted in non-random strips with subdivided plots: no-tillage crop successions corn/wheat and soybean/wheat (NT12 M/T and NT12 S/T, respectively) for 12 years and no-tillage (NT22 M/T and NT22 S/T, respectively) for 22 years. The CO<sub>2</sub> soil emissions were nearly 20 % higher in NT22 than in NT12. The CO<sub>2</sub> emissions were significantly correlated ( $R^2 = 0.85; p < 0.05$ ) with soil temperature, with 40 % lower mean emissions in the months of minimal soil temperatures. Highest N<sub>2</sub>O emissions were observed after the summer crop harvest, mainly in corn/wheat compared to soybean/wheat succession. N<sub>2</sub>O emissions were approximately 25 % higher after N-fertilizer application to wheat in both crop successions, and were significantly correlated ( $R^2 = 0.88; p < 0.01$ ) with soil water-filled pore space (S<sub>r</sub> %).

*Index terms:* greenhouse gas emissions, crop succession, corn, soybean.

## INTRODUÇÃO

A concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera terrestre permaneceu próxima a 280 ppmv durante aproximadamente um milhão de anos. O incremento na população mundial e o uso de combustíveis fósseis fizeram com que essa concentração aumentasse para 380 ppmv (Solomon et al., 2007), enquanto a concentração atmosférica do N<sub>2</sub>O anterior à Revolução Industrial foi estimada em 287 ppbv, passando atualmente para 315 ppbv (Khalil et al., 2002). Os incrementos na concentração desses gases na atmosfera estão causando um dos principais problemas ambientais da terra: o aumento do efeito estufa e, como consequência, o aquecimento global (Janzen, 2004).

O CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O são os gases com maior contribuição no aquecimento do planeta. No caso do CO<sub>2</sub>, isso se deve à elevada emissão que ocorre desde a Revolução Industrial no final do século XIX. Por outro lado, o N<sub>2</sub>O, mesmo com as emissões reduzidas, possui potencial relativo de aquecimento 296 vezes maior que o de CO<sub>2</sub> (Houghton, 2001).

As principais fontes antropogênicas de emissão de CO<sub>2</sub> têm origem na queima de combustíveis fósseis e da biomassa vegetal, bem como na mineralização da matéria orgânica do solo (Kram et al., 2000). As maiores contribuições nas emissões de N<sub>2</sub>O são o uso de fertilizantes nitrogenados em solos agrícolas e a indústria química e petroquímica (Reck & Hoag, 1997).

A mudança do uso da terra e a atividade agrícola podem alterar efetivamente a dinâmica da matéria orgânica do solo (Lal, 2003), contribuindo

significativamente para a elevação nas emissões de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O do solo para a atmosfera (Schuman et al., 2002). Estudos mostram que 1/8 do dióxido de carbono e 4/5 do óxido nitroso emitidos são provenientes da atividade agrícola (Johnson et al., 2007).

O sistema plantio direto (SPD) apresenta potencial para mitigar a emissão de CO<sub>2</sub>, uma vez que a rotação de culturas e a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo proporcionam a decomposição gradual do material orgânico, que, associado à fração mineral, favorece o aumento do C no solo (Amado et al., 2001; Sá et al., 2001). O potencial de mitigação depende das condições climáticas, como temperatura e umidade (Fang & Moncrieff, 2001), dos tipos de solo e da mineralogia com relação à proteção física da matéria orgânica (Madari et al., 2005).

Por outro lado, estudos têm apontado que o aumento dos agregados favorece a microporosidade, a qual, aliada ao alto teor de água, pode originar condições redutoras; desse modo, com a maior disponibilidade de N, ocorre aumento das emissões de N<sub>2</sub>O dos solos (Drury et al., 2004). Assim, a utilização de leguminosas em sistemas de rotação de culturas é uma estratégia que deve ser considerada quanto a seu efeito no acúmulo de matéria orgânica e redução das emissões de CO<sub>2</sub> (Sisti et al., 2004), assim como na substituição parcial do N-fertilizante pelo N<sub>2</sub>-fixado simbioticamente, que resulta na liberação gradativa do elemento e na diminuição da emissão de N<sub>2</sub>O (Amado et al., 2001).

O objetivo deste estudo foi quantificar as emissões de gases de efeito estufa (CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O) provenientes do solo, influenciadas pelo tempo de implantação do sistema plantio direto nas sucessões milho/trigo e soja/trigo.

## MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi instalado no município de Tibagi (PR). O solo foi classificado como um Latossolo Vermelho distroférreo textura argilosa. O clima da região é Cfb (Köppen), com precipitação pluvial anual de 1.600 mm e temperatura média anual de 19 °C.

O delineamento experimental empregado foi de faixas não casualizadas com parcelas subdivididas, constando de quatro tratamentos: plantio direto de 12 anos com as sucessões de culturas milho/trigo e soja/trigo (PD12 M/T e PD12 S/T, respectivamente) e plantio direto de 22 anos com as sucessões de culturas milho/trigo e soja/trigo (PD22 M/T e PD22 S/T, respectivamente).

Detalhes sobre localização da área experimental, solo, clima, período de execução do trabalho, descrição dos tratamentos, análises para caracterização das áreas e os resultados das análises físico-químicas são encontrados em Siqueira Neto et al. (2009).

As amostragens dos gases foram realizadas em cinco épocas (dezembro de 2000 e maio, junho, agosto e outubro de 2001). Em cada época, as amostragens para determinação dos fluxos de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O foram feitas em três câmaras, segundo a concepção de Bowden et al. (1990). O espaçamento entre as bases foi de aproximadamente 5 m, conservando-se a cobertura vegetal do solo (resíduos culturais). As bases foram instaladas no dia anterior à realização das coletas, na profundidade de 3 cm. As tampas, que possuem um orifício para retida das amostras, foram colocadas sobre as bases, de maneira a isolar o ambiente interno do externo somente no momento da coleta (t<sub>0</sub>). As amostras de gases provenientes do solo foram armazenadas em seringas de náilon de 20 mL contendo uma válvula de retenção (Bowden et al., 1990), em intervalos de tempo preestabelecidos (0, 5, 10 e 20 min). As medidas foram tomadas duas vezes ao dia de manhã e à tarde.

As concentrações de C-CO<sub>2</sub> e N-N<sub>2</sub>O nas amostras foram determinadas por cromatografia gasosa no equipamento Shimadzu® GC-14A, em que a fase estacionária é formada por uma coluna empacotada Porapak Q® (80–100 mesh), operando a 65 °C. Após a separação, os gases foram ionizados com uma fonte de <sup>63</sup>Ni e quantificados em um detector de captura de elétrons (ECD) operando a 280 °C. A calibração do equipamento foi realizada com dois padrões certificados White-Martins, com concentrações mínimas e máximas, respectivamente, para cada gás de 265 e 2090 ppm para o CO<sub>2</sub>; e 292 e 1.115 ppb para o N<sub>2</sub>O. Os fluxos foram calculados pela alteração linear da concentração dos gases com o tempo de incubação nas câmaras de amostragem (Equação 1).

$$\text{Fluxo} = (\delta[\text{gás}] / \delta t) (V_h/A) ((1-e/P)/V_M) \quad (1)$$

em que ( $\delta[\text{gás}] / \delta t$ ) é a alteração da concentração do gás em função do tempo (mol gás mol<sup>-1</sup> s<sup>-1</sup>); V<sub>h</sub>, o volume da câmara utilizada na amostragem (m<sup>3</sup>); A, a área da câmara (m<sup>2</sup>); e/P, a pressão de água/pressão atmosférica na câmara (kPa/kPa); e V<sub>M</sub>, o volume molar da câmara (m<sup>3</sup> mol<sup>-1</sup>).

Durante cada amostragem foram feitas determinações da temperatura ambiente e do solo nas profundidades de 2,0, 5,0 e 10,0 cm, com quatro leituras realizadas por amostragem diária; para isso, foram utilizados termômetros de expansão com bulbo sensível, modelo 06907, da Omega Engineering Inc®. O grau de saturação de água no solo (S<sub>r</sub> %) foi calculado a partir dos resultados da densidade do solo (D<sub>s</sub>), da densidade das partículas (D<sub>p</sub>) e do teor de água no solo (W %) (Equação 2) determinado para a camada de 0,0–20,0 cm em cada uma das amostragens dos gases (Reichardt, 1985).

$$S_r \% = (\theta \% / \alpha \% ) 100 \quad (2)$$

em que θ % é a umidade do solo (Equação 3); e α %, o espaço poroso do solo (Equação 4).

$$\theta \% = (W \% D_s) 100 \quad (3)$$

$$\alpha \% = (1 - (D_s/D_p)) 100 \quad (4)$$

em que W % é o teor de água no solo; D<sub>s</sub>, a densidade do solo (kg dm<sup>-3</sup>); e D<sub>p</sub>, a densidade das partículas - valor utilizado no cálculo = 2,65 kg dm<sup>-3</sup> (Reichardt, 1985).

Os resultados foram submetidos à análise de variância ANOVA, de modo a determinar a existência de diferença entre os tratamentos; quando presentes, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey (p < 0,05). Quanto às correlações lineares de Pearson, foi aplicado o teste t (p < 0,01 e 0,05).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Emissões de C-CO<sub>2</sub> do solo

As emissões de C-CO<sub>2</sub> do solo foram maiores nos tratamentos com mais tempo de implantação do SPD (p < 0,05) (Quadro 1). As médias das emissões de C-CO<sub>2</sub> durante o período amostrado foram de 39,1 e 48,4 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para 12 e 22 anos de SPD, respectivamente. Uma vez que o teor de MOS também aumentou com o tempo de SPD (Siqueira Neto et al., 2009), era esperado que o C na forma orgânica estivesse protegido nas frações mais recalcitrantes (Freitas et al., 2000), ocasionando assim menor emissão de C-CO<sub>2</sub> (Sá et al., 2001).

Contudo, as emissões de CO<sub>2</sub> do solo fazem parte do balanço global do elemento nos sistemas terrestres: entradas via fotossíntese, perdas provenientes da

respiração radicular e da atividade dos microrganismos e da mineralização da MOS (Cerri et al., 2004). Portanto, nas áreas com maior tempo de SPD e com maiores teores de MOS, a diversidade e a atividade microbiana foram provavelmente maiores (Kennedy, 1999), provocando as maiores emissões nesses tratamentos.

Nas sucessões estudadas, as médias no período de avaliação das emissões de C-CO<sub>2</sub> foram estatisticamente iguais, com valores de 44,3 e 43,2 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para as sucessões milho/trigo e soja/trigo, respectivamente (Quadro 1).

As emissões de C-CO<sub>2</sub> foram em média 19 % menores no mês de junho de 2001 em todos os tratamentos, coincidindo com as mais baixas temperaturas do solo (Quadro 2). Normalmente, quando a temperatura permanece abaixo de 15 °C, os microrganismos do solo apresentam menor atividade, o que ocasiona decréscimo nas emissões de CO<sub>2</sub> (Fang & Moncrieff, 2001). Como se sabe, com a elevação da temperatura,

as transformações ocorridas no solo são mais intensas, principalmente com relação à mineralização do material orgânico, à dinâmica do N e às emissões dos gases do solo (Harney et al., 2004).

As emissões de C-CO<sub>2</sub> mostraram tendência de aumento nos períodos de temperaturas do solo mais elevadas, apresentando, assim, correlação positiva significativa ( $r = 0,73$ ,  $p < 0,01$ ) com a temperatura do solo (Figura 1a), sobretudo nos tratamentos com maior tempo de SPD. Em outubro de 2001, a temperatura do solo determinada a 20,0 cm foi a maior do período amostrado, sendo também verificado aumento de até 30 % nas emissões de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos com 22 anos. Em experimento de incubação em laboratório com solos de diferentes texturas, sobre a influência da temperatura na emissão de CO<sub>2</sub>, foram encontradas emissões até 40 % mais elevadas a 20 °C, em comparação com as de solos incubados a 10 °C (McInerney & Bolger, 2000), com as maiores emissões detectadas próximo a 32 °C (Fang & Moncrieff, 2001).

**Quadro 1. Emissões de C-CO<sub>2</sub> e N-N<sub>2</sub>O (mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) do solo sob 12 e 22 anos com SPD nas sucessões milho/trigo e soja/trigo**

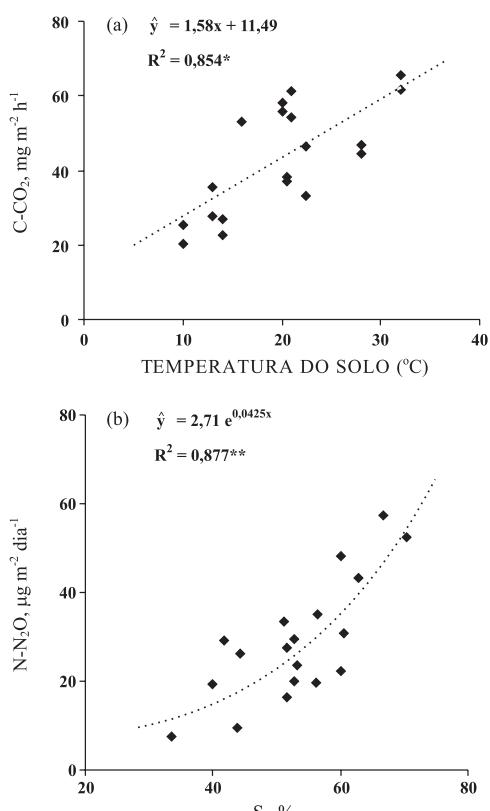
Tratamento	Dez/00	Maio/01	Jun/01	Ago/01	Out/01	Média
Emissões de C-CO <sub>2</sub> (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )						
PD12 M/T	38,3 ± 4,5 ab	35,5 ± 6,1 b	25,5 ± 5,1 <sup>ns</sup>	61,3 ± 16,9 <sup>ns</sup>	44,6 ± 9,6 b	41,0 ± 5,8 <sup>ns</sup>
PD12 S/T	37,0 ± 3,0 ab	27,6 ± 6,2 b	20,2 ± 3,3	54,2 ± 9,2	46,9 ± 9,3 b	37,2 ± 6,1
PD22 M/T	33,0 ± 1,4 b	55,8 ± 4,6 a	27,1 ± 3,7	60,1 ± 12,2	61,7 ± 9,1 a	47,5 ± 7,1
PD22 S/T	46,5 ± 1,2 a	58,3 ± 4,7 a	22,5 ± 4,2	53,2 ± 5,8	65,7 ± 5,8 a	49,2 ± 7,2
CV	16,1	26,9	30,8	44,6	34,4	52,0
Emissões de N-N <sub>2</sub> O (µg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )						
PD 12 M/T	19,4 ± 4,0 b	33,5 ± 6,7 a	48,3 ± 5,3 b	23,5 ± 0,5 a	26,3 ± 2,5 <sup>ns</sup>	30,2 ± 5,0 ns
PD 12 S/T	7,6 ± 3,2 c	20,1 ± 5,3 b	43,3 ± 2,6 b	16,3 ± 3,8 ab	29,3 ± 7,6	23,3 ± 6,0
PD 22 M/T	29,7 ± 5,3 a	31,0 ± 0,6 a	52,5 ± 7,2 a	22,3 ± 7,4 a	35,2 ± 4,6	34,1 ± 4,9
PD 22 S/T	9,5 ± 3,8 c	19,8 ± 5,5 b	57,4 ± 6,5 a	13,6 ± 4,1 b	27,5 ± 8,6	25,5 ± 8,4
CV	35,6	32,7	21,6	38,5	36,2	50,8

Os valores representam a média ( $n = 6$ ) ± erro-padrão. Valores seguidos da mesma letra, na coluna, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

**Quadro 2. Temperatura média ambiente e do solo nas profundidades de 2,0, 5,0 e 10,0 cm sob SPD, durante o período de estudo**

	Dez/00	Maio/01	Jun/01	Ago/01	Out/01	CV
Temperatura (°C)						
Ambiente	27,0 ± 0,5ab	23,8 ± 0,4b	12,5 ± 0,3c	18,5 ± 0,3b	29,5 ± 0,3a	30,7
2,0 m	21,5 ± 0,5b	16,5 ± 1,7bc	12,0 ± 1,0c	18,8 ± 0,8b	30,0 ± 1 ,0a	33,9
5,0 m	21,0 ± 0,3b	13,0 ± 0,1bc	11,0 ± 0,1c	18,0 ± 0,0b	26,0 ± 0,5a	34,0
10,0 m	21,5 ± 0,3a	12,5 ± 0,3c	13,0 ± 0,1c	17,5 ± 0,3b	22,0 ± 0,5a	26,1

Os dados representam a média ( $n = 4$ ) ± erro-padrão. Valores seguidos da mesma letra, na linha, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).



**Figura 1.** Correlação entre: (a) as emissões de C-CO<sub>2</sub> e a temperatura do solo; e (b) as emissões de N-N<sub>2</sub>O e o grau de saturação de água no solo (S<sub>r</sub> %) no SPD, em Tibagi (PR). Probabilidade da variância do coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) significativa a p < 0,05<sup>(\*)</sup> e a p < 0,01<sup>(\*\*)</sup>.

A adubação nitrogenada ocorrida em junho de 2001 no plantio do trigo também favoreceu o decréscimo das emissões de C-CO<sub>2</sub>, uma vez que o aporte de N-fertilizante promoveu a redução da relação C:N dos resíduos culturais aportados ao solo. Com excesso de N no sistema, o C nos resíduos culturais pode ser incorporado ao solo pelos microrganismos, em vez de ser consumido e emitido na forma de CO<sub>2</sub>. Diversos autores encontraram aumento nos estoques de C no solo sob SPD devido ao uso de fertilização nitrogenada, que proporcionou aumento da biomassa de resíduos aportados ao solo em diferentes rotações de cultura (Halvorson et al., 2002; Lovato et al., 2004; Diekow et al., 2005).

Em agosto de 2001 foram observadas emissões 13 % maiores de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos com sucessão milho/trigo em relação às áreas com sucessão soja/trigo; isso se deve à maior relação C:N dos resíduos do milho (C:N = 64-68), quando comparados aos resíduos da soja (C:N = 13-16). Estudos em um Latossolo Vermelho sob diferentes manejos incubados com resíduos de milho apresentaram emissões de CO<sub>2</sub> 18 %

maiores quando comparadas às de solos com resíduos de lablab (C:N = 28) (Marques et al., 2000).

#### Emissões de N-N<sub>2</sub>O do solo

As emissões de óxido nitroso foram influenciadas pela sucessão adotada (p < 0,05), com médias de 32,2 e 24,4 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> de N-N<sub>2</sub>O nas sucessões milho/trigo e soja/trigo, respectivamente. As médias das emissões para 12 e 22 anos foram de 26,7 e 29,8 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, respectivamente, mas não apresentaram diferença significativa (p < 0,05) (Quadro 1).

Em dezembro de 2000, ou seja, no final do ciclo das culturas de verão (milho e soja), as emissões de N-N<sub>2</sub>O foram aproximadamente duas vezes mais elevadas na sucessão milho/trigo em relação à sucessão soja/trigo e, em maio de 2001, após a colheita dessas culturas, as emissões foram 60 % maiores nos tratamentos cultivados com o milho. Isso ocorreu pelo fato de a cultura do milho receber elevadas doses de N-fertilizante, enquanto a da soja supriu suas necessidades com o N<sub>2</sub>-fixado simbioticamente, não disponibilizando o elemento na forma inorgânica no solo. Além disso, o N no solo após a colheita da soja permaneceu ligado aos compostos orgânicos nos resíduos culturais, não estando prontamente disponível em grande quantidade para que ocorresse a desnitrificação (Amado et al., 2001).

As maiores emissões médias de N-N<sub>2</sub>O do solo, acima de 50 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, foram encontradas em junho de 2001, principalmente nos tratamentos com 22 anos de SPD, estando relacionadas à adubação nitrogenada realizada no trigo. Isso pode estar associado ao maior teor de MOS, à maior diversidade e atividade dos microrganismos do sistema, além da manutenção da umidade no solo durante o ano, que favorecem as transformações do N por processos de nitrificação e desnitrificação (Follett et al., 2005).

Em solos agrícolas na Costa Rica, foram verificadas maiores emissões de N<sub>2</sub>O após 10 dias da aplicação do N-fertilizante, com efeito residual nas emissões durante seis semanas consecutivas, havendo correlação com a umidade do solo (Weitz et al., 2001). Estudos mostraram que solos agrícolas com condições de umidade adequadas emitem aproximadamente 1,25 kg de N-N<sub>2</sub>O a cada 100 kg de N-fertilizante aplicado (Dalal et al., 2003).

Os principais fatores que influenciaram o aumento da emissão do óxido nitroso em solos cultivados foram a disponibilidade de N na forma de nitrato e o grau de saturação de água no solo (S<sub>r</sub> %) (Ball et al., 1999; Dobbie & Smith, 2003).

O grau de saturação de água no solo (S<sub>r</sub> %), para os tratamentos sob SPD, permaneceu em torno de 50 % durante o período amostrado; as variações ocorridas foram decorrentes da precipitação pluvial e da cobertura do solo (Quadro 3). As emissões de N-N<sub>2</sub>O apresentaram correlação exponencial significativa com o S<sub>r</sub> % (r = 0,77; p < 0,01) (Figura 1b). Comportamentos semelhantes foram observados por Ball et al. (1999).

**Quadro 3. Grau de saturação de água no solo ( $S_r$  %) na camada de 0,0–20,0 cm sob 12 (PD12 M/T e PD12 S/T) e 22 anos (PD22 M/T e PD22 S/T)**

Tratamento	Dez/00	Maio/01	Jun/01	Ago/01	Out/01	Média
Grau de saturação de água no solo ( $S_r$ %)						
PD 12 M/T	39,9 ± 2,4 bc	51,1 ± 3,5 b	60,0 ± 3,2 b	53,2 ± 4,1 b	44,3 ± 2,5 b	49,7 ± 7,8 <sup>ns</sup>
PD 12 S/T	33,4 ± 3,7 c	52,7 ± 4,4 b	62,7 ± 2,8 b	51,7 ± 2,8 b	41,7 ± 2,6 b	48,4 ± 11,2
PD 22 M/T	52,8 ± 3,4 a	60,6 ± 4,6 a	70,3 ± 4,8 a	60,0 ± 4,9 a	56,5 ± 4,0 a	60,0 ± 6,5
PD 22 S/T	43,8 ± 3,9 b	56,2 ± 5,1 ab	66,8 ± 4,3 a	59,4 ± 4,8 a	51,5 ± 3,6 a	55,5 ± 8,6
CV (%)	19,1	7,6	7,0	7,6	13,9	10,1

Os resultados representam a média ( $n = 6$ ) ± erro-padrão. Valores seguidos da mesma letra, na coluna, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

que atribuíram esse fato à redução da difusão de ar nos poros próximo à rizosfera, havendo ausência de  $O_2$  e proporcionando condições redutoras no solo.

As emissões de óxido nitroso, dependendo das características do solo, são estimuladas a partir de 40 a 50 % de umidade, alcançando o ponto máximo de emissão entre 65 e 75 % de  $S_r$  % (Dalal et al., 2003). Dobbie & Smith (2003) verificaram que, em solos onde o nitrato não apresentou condições limitantes e o  $S_r$  % foi maior que 60 %, as emissões de  $N_2O$  mostraram correlação exponencial com  $S_r$  %.

## CONCLUSÕES

1. Os tratamentos com mais tempo de sistema plantio direto (SPD) apresentaram as maiores emissões de  $CO_2$ .
2. A temperatura do solo influenciou as emissões de  $CO_2$ , com aumento nas emissões no período de temperaturas mais elevadas.
3. O tempo de SPD não influenciou as emissões de  $N_2O$ .
4. As culturas leguminosas foram mais eficazes na redução da emissão de  $N_2O$  nos sistemas agrícolas.
5. A adubação nitrogenada promoveu aumento nas emissões de  $N_2O$ , principalmente com o aumento do grau de saturação de água no solo.

## AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudo concedida. Aos Srs. Lúcio Miranda, Milton Banisk, Paulo Sérgio, Eng.-Agrônomo Jorge Dorócio Ferreira e demais funcionários da Fazenda Santa Branca em Tibagi (PR), pelo apoio logístico na realização deste trabalho.

## LITERATURA CITADA

- AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; ELTZ, F.L. & BRUM, A.C.R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. *R. Bras. Ci. Solo*, 25:189-197, 2001.
- BALL, B.C.; SCOTT, A. & PARKER, J.P. Field  $N_2O$ ,  $CO_2$  and  $CH_4$  fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil Till. Res.*, 53:29-39, 1999.
- BOWDEN, R.D.; STEUDLER, P.A. & MELILLO, J.M. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soil in the Northeastern United State. *J. Geophys. Res.*, 95:13997-14005, 1990.
- CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M.; CHAPLOT, V.; VOLKOFF, B.; VICTORIA, R.L.; MELLILO, J.M.; PAUSTIAN, K. & CERRI, C.C. Assessment of soil property spatial variation in an Amazon pasture: Basis for selecting an agronomic experimental area. *Geoderma*, 123:51-68, 2004.
- 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.
- DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P. & KÖGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a Southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil Till. Res.*, 81:87-95, 2005.
- DOBBIE, K. & SMITH, K. Nitrous oxide emissions factors for agricultural soil in Great Britain: The impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biol.*, 9:204-218, 2003.
- DRURY, C.F.; YANG, X.M.; REYNOLDS, W.D. & TAN, C.S. Influence of crop rotation and aggregate size on carbon dioxide production and denitrification. *Soil Till. Res.*, 79:87-100, 2004.
- FANG, C. & MONCRIEFF, J.B. The dependence of soil  $CO_2$  efflux on temperature. *Soil Biol. Biochem.*, 33:155-165, 2001.
- FOLLETT, R.F.; SHAFER, S.R. & FRANZLUEBBERS, A.J. Research and implementation needs to mitigate greenhouse gas emissions from agriculture in the USA. *Soil Till. Res.*, 83:159-166, 2005.

- FREITAS L.P.; BLANCANEAUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROY, M.C. & FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Pesq. Agropec. Bras.*, 35:157-170, 2000.
- HALVORSON, A.D.; WIENHOLD, B.J. & BLACK, A.L. Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:906-912, 2002.
- HARNEY, R.L.; FRANZLUEBBERS, A.J.; PORTER, E.B.; HONS, F.M. & ZUBERER, D.A. Soil carbon and nitrogen mineralization: Influence of drying temperature. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:489-492, 2004.
- HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, J.D.; NOUGER, M.; van der LINDEN, P.J.; DAI, X.; MASKELL, K. & JOHNSON, C.A., eds. *IPCC 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.
- JANZEN, H.H. Carbon cycling in earth systems: A soil science perspective. *Agr. Ecosys. Environ.*, 104:399-417, 2004.
- JOHNSON, J.M.F.; FRANZLUEBBERS, A.J.; WEYERS, S.L. & REICOSKY, D.C. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environ. Poll.*, 150:107-124, 2007.
- KENNEDY, A.C. Bacterial diversity in agroecosystems. *Agr. Ecosys. Environ.*, 74:65-76, 1999.
- KHALIL, M.A.K.; RASMUSSEN, R.A. & SHEARER, M.J. Atmospheric nitrous oxide: Patterns of global change during recent decades and centuries. *Chemosphere*, 47:807-821, 2002.
- KRAM, T.; MORITA, T.; RIAHI, K.; ROEHRL, R.A.; van ROOJEN, S.; SANKOVSKI, A. & VRIES, B. Global and regional greenhouse gas emissions scenarios. *Technol. Forecast. Social Change*, 63:335-371, 2000.
- LAL R. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. *Plant Sci.*, 22:151-184, 2003.
- LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C. & VEZZANI, F. Adições de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:175-187, 2004.
- MADARI, B.; MACHADO, P.L.O.A.; TORRES, E.; ANDRADE, A.G. & VALENCIA, L.I.O. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from Southern Brazil. *Soil Till. Res.*, 80:185-200, 2005.
- MARQUES, T.C.L.L.S.; VASCONCELLOS, C.A.; PEREIRA FILHO, I.; FRANÇA, G.E. & CRUZ, J.C. Envolvimento de dióxido de carbono e mineralização de nitrogênio em Latossolo Vermelho-Escuro com diferentes manejos. *Pesq. Agropec. Bras.*, 35:581-589, 2000.
- MCINERNEY, M. & BOLGER, T. Temperature, wetting cycle and soil texture effects on carbon and nitrogen dynamics in stabilized earthworm casts. *Soil Biol. Biochem.*, 32:355-349, 2000.
- RECK, R.A. & HOAG, K.J. A comparison of greenhouse gas mitigation options. *Energy*, 22:115-120, 1997.
- REICHARDT, K. *Processos de transferência no sistema solo-planta-atmosfera*. Campinas, Fundação Cargill, 1985. 445p.
- SÁ, J.C.M.; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R.; VENZKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C. & FEIGL, B.J. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:1486-1499, 2001.
- SCHUMAN, G.E.; JANZEN, H.H. & HERRICK, J.E. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environ. Poll.*, 116:391-396, 2002.
- SIQUEIRA NETO, M.; VENZKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.E.P. & CERRI, C.C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). - I Sequestro de carbono no solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1013-1022, 2009.
- SISTI, C.P.J.; SANTOS, H.P.; KOHHANN, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. & BODDEY, R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in Southern Brazil. *Soil Till. Res.*, 76:39-58, 2004.
- SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.; TIGNOR, M.M.B.; MILLER, H.L. & CHEN, Z. *Climate Change 2007. 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, 2007. 996p.
- WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M. & KELLER, M.  $N_2O$  emissions from humid tropical agricultural soils: Effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil Biol. Biochem.*, 33:1077-1093, 2001.

