

# SEÇÃO VI - MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

## ROTAÇÃO DE CULTURAS NO SISTEMA PLANTIO DIRETO EM TIBAGI (PR). I - SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO<sup>(1)</sup>

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

### RESUMO

Os manejos conservacionistas, como o sistema plantio direto (SPD), podem ser considerados uma atividade com potencial para sequestrar C no solo. Os objetivos deste trabalho foram quantificar os estoques de C no solo e, juntamente com a dedução das emissões de óxido nitroso ( $N_2O$ ), calcular o sequestro de C do solo sob SPD com diferentes tempos de implantação em duas sucessões de culturas. O experimento foi instalado na Fazenda Santa Branca, em Tibagi (PR), em um Latossolo Vermelho distroférico de textura argilosa. Os tratamentos, dispostos em faixas não casualizadas com parcelas subdivididas, foram: 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). Os estoques de C no solo aumentaram com o tempo de implantação do SPD; o incremento no C do solo em 10 anos foi de 35 %, com uma taxa anual de acúmulo de  $1,94 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . A simulação do estoque de C do solo com o uso do modelo unicompartimental mostrou que o elevado aporte de resíduos culturais e a rotação de culturas com uso de leguminosas reduziram a mineralização da matéria orgânica, o que favoreceu o acúmulo de C no solo. As emissões de  $N_2O$  foram 25 % mais elevadas na sucessão milho/trigo, em relação à soja/trigo, e os diferentes tempos de SPD não promoveram aumento das emissões do  $N_2O$ . O balanço entre a taxa de acúmulo de C e a emissão de óxido nitroso mostrou que o sistema apresentou saldo positivo no acúmulo de C no solo, o que significou o sequestro de  $CO_2$  de  $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

**Termos de indexação:** estoque de carbono, gases do efeito estufa, sucessão de culturas.

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

<sup>(4)</sup> Professora Associada do CENA/USP. Laboratório de Ciclagem de Nutrientes, E-mail: mpiccolo@cena.usp.br

<sup>(5)</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>(6)</sup> Professor Titular do CENA/USP. Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, E-mail: cerri@cena.usp.br

**SUMMARY: CROP ROTATION UNDER NO-TILLAGE IN TIBAGI (PARANÁ STATE, BRAZIL). I – SOIL CARBON SEQUESTRATION**

*Conservationist soil management systems such as no-tillage (NT) can be considered activities with potential to increase soil carbon sequestration. The objective of this study was to quantify the soil C stocks and, along estimations of the nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions, calculate the soil C sequestration under NT for different times of implantation in two crop successions. The experiment was installed on the farm Santa Branca in Tibagi (Paraná State, Brazil), on a clayey Oxisol (Typic Hapludox). The treatments were conducted in non-random strips with subdivided plots: no-tillage with corn/wheat and soybean/wheat crop successions (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 soil C stock increased with the time of no-tillage adoption; the increase in soil C in 10 years was 35 % and the annual accumulation rate 1.94 t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. The simulation of the soil C stock with the use of the unicompartamental model showed that the high input of crop residues and cropping systems with legume species reduced the soil organic matter mineralization that favored soil C accumulation. The N-N<sub>2</sub>O emissions were 25 % higher in corn/wheat than in soybean/wheat succession, and the different period of NT adoption did not induce higher N-N<sub>2</sub>O emissions. The balance between the soil C accumulation rate and nitrous oxide emissions indicated a positive balance of the system in the soil C accumulation, representing a CO<sub>2</sub> sequestration of 6 t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>*

*Index terms: soil carbon stocks, greenhouse gas emission, crop succession.*

## INTRODUÇÃO

O mais recente relatório do IPCC (Intergovernmental Panel of Climatic Changes) apresentou evidências de que as ações antropogênicas foram responsáveis pelo aumento da temperatura global em 0,76 °C, observado durante o último século (Salomon et al., 2007). O aumento dos gases do efeito estufa na atmosfera tem causado discussões na comunidade científica, devido à elevação da temperatura da biosfera terrestre (Kerr, 2005).

A quantidade de C presente na forma de matéria orgânica até 1 m de profundidade em solos do mundo está próxima a 1.500 Pg (10<sup>15</sup> g) (Lal, 2002); essa quantidade representa três vezes o reservatório de C da biomassa terrestre e duas vezes o atmosférico.

A atividade agrícola pode alterar efetivamente a quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo (MOS) (Six et al., 2002), sendo responsável pela elevação das emissões de gases de efeito estufa, como o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), da biosfera para a atmosfera (Schuman et al., 2002).

A utilização de sistema convencional de cultivo com revolvimento da camada superficial do solo provoca a fragmentação dos macroagregados em unidades menores, favorecendo a exposição da fração lábil da MOS a agentes oxidantes, causando sua mineralização. Ele também favorece o ataque de microrganismos, pela maior superfície específica exposta, resultando em maiores emissões de CO<sub>2</sub> (Bruce et al., 1999; Six et al., 1999).

O sistema plantio direto (SPD) pode ser considerado uma atividade com potencial para sequestrar carbono no solo. Com o revolvimento somente na linha de plantio, a quantidade e manejo dos resíduos culturais depositados (Lange, 2002), as culturas envolvidas no sistema de rotação (Bayer et al., 2000; Lovato et al., 2004; Diekow et al., 2005) podem favorecer o acúmulo de C com a proteção física da MOS, dependendo das condições climáticas (Fang & Moncrieff, 2001) e do tipo de solo (Six et al., 1999; Bayer et al., 2002).

Six et al. (2002) verificaram que o acúmulo anual de C em solos do mundo cultivados sob plantio direto foi de 0,33 ± 0,11 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C. Bruce et al. (1999), em estudos realizados em solos com práticas agrícolas conservacionistas nos EUA, observaram aumento semelhante, ou seja, 0,30 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C. Na região central do Brasil foi encontrado acúmulo de 1,43 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C em solos na região do Cerrado sob SPD (Corazza et al., 1999), enquanto para a região sul do País, com predomínio de clima mais ameno (subtropical), para o mesmo sistema de manejo, determinou-se um acúmulo de 1,06 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C (Lovato et al., 2004). O acúmulo anual de C em solos cultivados no SPD para todo o Brasil foi estimado em -0,5 a 0,9 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com valor médio de 0,65 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, quando comparado ao plantio convencional (Bernoux et al., 2006).

Contudo, o revolvimento somente na linha de plantio, a manutenção dos resíduos culturais na superfície e o aumento do estoque de C no solo favorecem a agregação, que, aliadas à elevação da umidade, pode ocasionar incremento das emissões de N<sub>2</sub>O dos solos (Drury et al., 2004). Já no caso do

metano, este apresenta emissões pouco significativas em áreas agrícolas, sendo necessários ambientes altamente redutores para a produção desse gás – como é o caso das lavouras de arroz inundado (Bayer et al., 2007). Por outro lado, a produção de  $N_2O$  em solos agrícolas está diretamente ligada à disponibilidade de N, sendo estimulada pela umidade do solo a partir de 40 %, com o máximo de emissão a 70 % (Weitz et al., 2001). Em solos que apresentam condições favoráveis de umidade a emissão do  $N_2O$  pode chegar a 1,25 % do N-fertilizante aplicado (Dalal et al., 2003). Essa emissão pode parecer baixa comparada à entrada de N no sistema, porém, para o ambiente, isso pode ser elevado se foi considerado que o potencial de aquecimento global do  $N_2O$  é aproximadamente 300 vezes maior que o do  $CO_2$  (Houghton, 2001).

Os objetivos deste trabalho foram quantificar os estoques de C no solo e, juntamente com a dedução das emissões de  $N_2O$ , calcular o sequestro de C do solo no sistema plantio direto na região dos Campos Gerais, no Paraná.

## MATERIAL E MÉTODOS

O experimento de campo foi instalado na Fazenda Santa Branca (24 ° 36 ' S e 50 ° 23 ' O), no município de Tibagi (PR). O solo foi classificado como Latossolo Vermelho distroférrico de textura argilosa (Embrapa, 2006). As quantidades de argila, silte e areia determinadas para o local estudado foram de 520, 81 e 399 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. O clima da região é Cfb (Köppen), clima temperado, com temperatura média inferior a 22 °C nos meses mais quentes e geadas no inverno, sem ocorrência de estação seca definida. A precipitação e a temperatura média anual são de 1.600 mm e 19 °C, respectivamente (Sá et al., 2001).

As áreas estudadas permaneceram sob vegetação nativa até o ano de 1969, quando foram convertidas

em agricultura, utilizando-se uma aração até 70 cm de profundidade, para retirada do material vegetal remanescente, e duas gradagens até 20 cm, para destorroar o solo e nivelar o terreno. A acidez foi corrigida com 3,5 t ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico (85 % de PRNT), e a deficiência de P, com adição de 117 kg ha<sup>-1</sup> de  $P_2O_5$ . A área foi cultivada com arroz de sequeiro (*Oriza sativa* L.) por três anos, sob preparo convencional. Em seguida, foi adotada a rotação de culturas, com soja (*Glycine max.* L. Merrill) no verão e trigo (*Triticum aestivum*) no inverno, por sete anos. Em 1979, 30 % da área agrícola foi convertida em plantio direto (PD22), adotando-se a rotação de culturas com ciclos de três anos, sendo um ano com milho (*Zea mays* L.) sucedido por trigo e dois anos de soja sucedida por aveia-preta (*Avena strigosa*, Schreb). Em 1989, no restante da área, que havia permanecido sob pousio, adotou-se o sistema plantio direto (PD12) com a mesma rotação de culturas. De 1979 a 2001 (PD22), foram cultivados 16 ciclos com soja e seis com milho, no verão, intercalados de 12 ciclos com aveia-preta e sete com trigo, no inverno. No período de 1989 a 2001 (PD12), foram cultivados sete ciclos com soja e cinco com milho, no verão, intercalados de seis ciclos com aveia-preta e cinco com trigo, no inverno (Sá et al., 2001).

O delineamento experimental empregado foi de faixas não casualizadas com parcelas subdivididas, constando de quatro tratamentos com cinco repetições. Os tratamentos utilizados foram: plantio direto sob 12 anos de implantação, com sucessões de culturas milho/trigo e soja/trigo (PD12 M/T e PD12 S/T, respectivamente); e plantio direto sob 22 anos de implantação, com sucessões de culturas milho/trigo e soja/trigo (PD22 M/T e PD22 S/T, respectivamente). O experimento teve início em setembro de 2000, quando todas as áreas estavam cobertas por resíduos de aveia-preta. Para a caracterização físico-química foram coletados em cada repetição cinco pontos para formar uma amostra composta de solo por tratamento, nas camadas de 0,0–2,5; 2,5–5,0; 5,0–10,0; e 10,0–20,0 cm (Quadro 1).

**Quadro 1. Resultados das análises de caracterização dos solos sob SPD com 12 e 22 anos, na Fazenda Santa Branca, no município de Tibagi (PR)**

Camada	pH	MO <sup>(1)</sup>	P disponível	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	H + Al	T <sup>(2)</sup>	V	D <sub>s</sub> <sup>(3)</sup>
cm		g kg <sup>-1</sup>	mg dm <sup>-3</sup>	mmolc dm <sup>-3</sup>					%	kg dm <sup>-3</sup>
PD 12										
0,0–2,5	5,5	41	98	48	22	6,0	25	100	76	1,24
2,5–5,0	5,4	32	65	40	16	5,3	22	83	74	1,40
5,0–10,0	5,4	24	29	23	9	2,8	30	64	53	1,45
10,0–20,0	5,3	33	18	17	11	2,2	50	80	38	1,44
PD 22										
0,0–2,5	5,8	86	127	93	28	8,7	33	163	89	1,16
2,5–5,0	5,4	55	87	59	24	6,6	39	128	70	1,36
5,0–10,0	5,4	37	43	33	16	3,8	45	98	54	1,33
10,0–20,0	5,4	21	17	15	7	1,9	32	56	43	1,32

<sup>(1)</sup> MO: matéria orgânica. <sup>(2)</sup> T: capacidade de troca de cátions potencial determinada a pH 7,0. <sup>(3)</sup> D<sub>s</sub>: densidade do solo.

No laboratório, foram determinadas a massa total, a umidade gravimétrica (W %), a densidade do solo ( $D_s$ ) (Blake & Hartge, 1986) e a caracterização granulométrica (Embrapa, 1997). O pH-H<sub>2</sub>O foi determinado usando a relação solo:solução de 1:2,5. A matéria orgânica foi determinada pelo método Walkley & Black. O P-disponível e os cátions trocáveis ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ ) foram extraídos em resina trocadora de íons (Raij & Quaggio, 1983), sendo o P-disponível quantificado por espectrofotometria. A acidez potencial do solo foi determinada por meio da extração do H + Al em solução de  $Ca(OAc)_2$  1,0 mol L<sup>-1</sup> tamponada a pH 7,0 (Embrapa, 1997).

O plantio do milho foi realizado em setembro de 2000, com 5,5 sementes por metro linear e 80 cm de espaçamento. A adubação de plantio foi feita com 250 kg ha<sup>-1</sup> da fórmula 15-18-09, com 0,75 % de sulfato de zinco. A adubação de cobertura foi realizada em outubro de 2000, com 400 kg ha<sup>-1</sup> da fórmula 20-00-10. Em março de 2001, realizou-se a colheita, obtendo-se uma produtividade de 8,77 t ha<sup>-1</sup>. Após a colheita, a quantidade de resíduos culturais sobre o solo foi de 8,23 t ha<sup>-1</sup> (Hiraoka et al., 2002).

O plantio da soja ocorreu em outubro de 2000, com 15 sementes por metro linear e 40 cm de espaçamento. A adubação de plantio foi de 200 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato simples. Em janeiro de 2001, realizou-se a adubação de cobertura, com 150 kg ha<sup>-1</sup> de KCl. A colheita foi feita em abril de 2001, com produtividade de 3,63 t ha<sup>-1</sup>. Após a colheita, a quantidade de resíduos culturais sobre o solo foi de 5,24 t ha<sup>-1</sup> (Hiraoka et al., 2002).

Em maio de 2001, realizou-se a aplicação de 1,5 L ha<sup>-1</sup> de herbicida glyphosate (480 g ha<sup>-1</sup> de i.a.), com o objetivo de dessecar o material remanescente na área. Em junho de 2001, efetuou-se o plantio do trigo e a adubação com 200 kg ha<sup>-1</sup> de fosfato diamônico (DAP). A adubação de cobertura foi realizada em julho de 2001, com 200 kg ha<sup>-1</sup> da fórmula 30-00-20. A colheita do trigo foi realizada em outubro de 2001, com produtividade de 3,70 t ha<sup>-1</sup>. Após a colheita, a quantidade de resíduos culturais sobre o solo foi de 11,62 t ha<sup>-1</sup>, na sucessão milho/trigo, e de 9,38 t ha<sup>-1</sup>, na sucessão soja/trigo (Hiraoka et al., 2002).

Os teores de C no solo foram determinados em todos os tratamentos no final do experimento, após a colheita do trigo. As amostras foram secas ao ar, homogeneizadas, moídas, passadas em peneiras a 100 mesh e analisadas por combustão a seco pelo equipamento LECO® CN-2000. Os estoques de C foram calculados a partir dos valores de C e dos valores da densidade do solo e das camadas de solos (Equação 1) (Bernoux et al., 1998).

$$E = D_s \cdot h \cdot C \quad (1)$$

em que E é o estoque de carbono do solo (t ha<sup>-1</sup>);  $D_s$ , a densidade do solo; h, a espessura da camada amostrada; e C, o teor de carbono do solo.

Contudo, como neste estudo o objetivo foi comparar tratamentos com diferentes tempos de implantação do SPD, e uma vez que as áreas amostradas apresentaram valores diferentes na densidade do solo, optou-se pela correção do estoque de C do solo pela massa amostrada na área com menor densidade do solo, seguindo os cálculos apresentados por Sisti et al. (2004) (Equação 2).

$$E_c = \Sigma^{n-i} E + \{ [M_{ai} - (\Sigma^n M_a - \Sigma^n M_r)] C_i \} \quad (2)$$

em que  $E_c$  é o estoque corrigido de C pela massa de solo (t ha<sup>-1</sup>);  $\Sigma^{n-i} E$ , o somatório dos estoques das camadas, sem a última camada amostrada;  $M_{ai}$ , a massa de solo da última camada de solo amostrada;  $\Sigma^n M_a$ , o somatório da massa total de solo amostrada;  $\Sigma^n M_r$ , o somatório da massa de solo referência; e  $C_i$ , o teor de C na última camada amostrada.

Após a correção dos estoques de C pela massa de solo amostrada, foi possível determinar a taxa de acúmulo anual de C no solo, que foi estimada com base nas alterações dos estoques de C ao longo do tempo (Equação 3).

$$T_C = (C_{tx} - C_{ti}) / t \quad (3)$$

em que  $T_C$  é a taxa de variação do estoque de C do solo (t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>);  $C_{tx}$ , o estoque de C no tempo final (t ha<sup>-1</sup>);  $C_{ti}$ , o estoque de C no tempo inicial (t ha<sup>-1</sup>); e t, o tempo (anos).

Para simular o acúmulo de C no solo com o tempo, assim como prever o tempo necessário para a estabilização do sistema, foi utilizado o modelo unicompartimental proposto inicialmente por Hénin & Dupuis (Bayer et al., 2006) (Equação 4).

$$C_t = C_o \cdot e^{-k_2 t} + k_1 A / k_2 (1 - e^{-k_2 t}) \quad (4)$$

em que  $C_t$  é o estoque de C do solo em um determinado tempo (t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>);  $C_o$ , o C do solo no tempo inicial (t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>); A, a quantidade de C adicionado ao solo na forma de resíduos culturais (t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>);  $k_1$ , o coeficiente iso-húmico, ou seja, a fração do C adicionado que permanecerá na forma de MOS; e  $k_2$ , a taxa anual de perda de C do solo.

Na parametrização do modelo foram utilizados dados de aporte de C no solo obtido em medidas no campo (Hiraoka et al., 2002), acrescido de 30 % para incorporar a contribuição do sistema radicular (Bayer et al., 2006); o fator  $k_1$  utilizado foi de 0,20 (Cerri, 1986); e o fator  $k_2$  foi determinado a partir do estoque de C na condição natural do sistema ( $C_e$ ) (Sá et al., 2001), no submodelo  $k_2 = A k_1 / C_e$ .

As amostras de gases para a determinação da emissão de N<sub>2</sub>O proveniente do solo foram colhidas no período de dezembro de 2000 a outubro de 2001. As amostragens foram feitas em três câmaras, segundo a concepção de Bowden et al. (1990). As concentrações do N-N<sub>2</sub>O nas amostras foram realizadas 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 dos gases na coluna, estes foram ionizados com uma fonte de <sup>63</sup>Ni e determinados 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 de 292 e 1.115 ppb, respectivamente. Os fluxos foram calculados pela alteração linear da concentração dos gases com o tempo de incubação nas câmaras de amostragem (Equação 5). Os resultados finais dos fluxos de N-N<sub>2</sub>O foram expressos em *C-equivalente* (t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), que incorpora o potencial relativo de aquecimento do N<sub>2</sub>O, ou seja, 296 vezes maior que o CO<sub>2</sub> (Equação 6).

$$\text{Fluxo} = (\delta[\text{gás}]/dt) (V_h/A) ((1-e/P)/V_M) \quad (5)$$

em que  $\delta$  [gás]/dt é a alteração da concentração do gás em função do tempo (mol mol<sup>-1</sup> s<sup>-1</sup> de gás); V<sub>h</sub>, o volume da câmara utilizada na amostragem (m<sup>3</sup>); A, a área da câmara (m<sup>2</sup>); 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>).

$$C\text{-equivalente} = N\text{-N}_2\text{O} (44/28) 296 (12/44) \quad (6)$$

em que N-N<sub>2</sub>O é o valor do fluxo do gás medido; a função (44/28) representa a quantidade de N (em massa atômica) no N<sub>2</sub>O (em massa molecular); 296 representa o potencial relativo de aquecimento do N<sub>2</sub>O; e a função (12/44) representa a quantidade de C (em massa atômica) no CO<sub>2</sub> (em massa molecular).

O sequestro de C do solo foi calculado utilizando a taxa de acúmulo anual de C, descontada as emissões médias de N<sub>2</sub>O em C-equivalente. As médias dos estoques de C e emissão de N<sub>2</sub>O em C-equivalente foram submetidas à análise de variância pelo procedimento 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).

As emissões de CO<sub>2</sub> não foram incluídas nos cálculos do sequestro, pois já foram computadas na diferença entre os estoques de C do solo, e contabilizar essas emissões gera uma dupla contagem do elemento no solo (Bernoux et al., 2006).

## RESULTADOS & DISCUSSÃO

### Estoques de C do solo

O tempo de implantação do SPD e a sucessão de culturas promoveram alterações nos teores de C no perfil do solo, apresentando diferenças estatisticamente significativas (p < 0,05) entre os tratamentos em todas as camadas amostradas (Quadro 2).

Os tratamentos com 22 anos de implantação de SPD apresentaram maiores teores de C em todas as profundidades (p < 0,05). Contudo, na sucessão milho/trigo foram observados os teores mais elevados de C nas camadas 0,0–2,5 e 2,5–5,0 cm, e isso ocorreu devido à maior quantidade de resíduos culturais aportados pelo milho, aproximadamente 8 t ha<sup>-1</sup>, contra 5 t ha<sup>-1</sup> na soja.

Os tratamentos com 12 anos de SPD mostraram comportamento distinto daqueles com 22 anos, ou seja, na sucessão soja/trigo foram observados teores de C maiores que os encontrados na sucessão milho/trigo nas camadas de 0,0–2,5 e 2,5–5,0 cm. Nesse caso, o fornecimento de N-fertilizante na cultura do milho pode ter causado a reativação da biomassa microbiana presente no solo, com conseqüente mineralização da MOS. O fornecimento de N ao solo pode acelerar ou retardar a ciclagem de MOS, dependendo do estímulo à biomassa microbiana, com posterior liberação de N-inorgânico e maior emissão de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (Kuzyakov et al., 2000).

Os estoques de C no solo mostraram que, em superfície (0,0–5,0 cm), a quantidade de C presente no solo representou 35 % do total até a camada de

**Quadro 2. Teores de carbono do solo (g kg<sup>-1</sup> solo seco) nos tratamentos sob SPD com 12 e 22 anos de implantação com as sucessões milho/trigo (M/T) e soja/trigo (S/T) nas diferentes camadas de solo, no município de Tibagi (PR)**

Camada	PD 12		PD 22		CV
	M/T	S/T	M/T	S/T	
cm	g kg <sup>-1</sup> de solo seco				%
0,0–2,5	21,8 ± 0,7 d	27,6 ± 0,7 c	38,2 ± 0,8 a	32,9 ± 0,7 b	8,4
2,5–5,0	17,8 ± 0,3 c	20,4 ± 0,6 bc	32,1 ± 1,7 a	23,9 ± 0,6 b	13,8
5,0–10,0	11,6 ± 0,5 b	13,0 ± 0,3 b	20,8 ± 0,3 a	19,5 ± 0,3 a	6,3
10,0–20,0	11,1 ± 0,5 b	11,1 ± 0,3 b	17,7 ± 0,6 a	17,0 ± 0,8 a	11,1

Os resultados representam a média (n = 6) ± desvio-padrão. Médias seguidas de mesma letra, na linha, não diferem significativamente pelo teste de Tukey (p < 0,05).

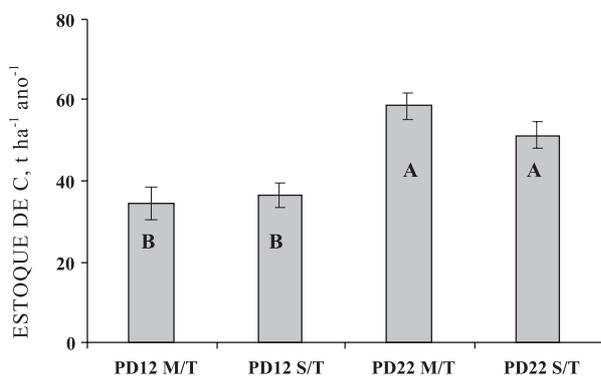
20,0 cm, em todos os tratamentos (Quadro 2). A estratificação da MOS é um importante efeito dos sistemas conservacionistas de manejo (Mrabet, 2002), que pode ser usado como indicador da qualidade do solo (Franzluebbbers, 2002).

A permanência dos resíduos culturais na superfície, a rotação de culturas e o revolvimento do solo somente na linha de plantio favorecem a proteção física da MOS e a formação de agregados que ocasionaram o aumento do estoque de C no solo (Sá et al., 2001). Diversos autores (Bayer et al., 2000; Sá et al., 2001; Lovato et al., 2004; Sisti et al., 2004; Diekow et al., 2005) verificaram aumentos na quantidade de C mais significativos nas camadas superficiais do solo, nos anos iniciais do SPD, mas, com o tempo, os estoques aumentaram nas camadas mais profundas.

Os estoques de C no solo foram superiores nos tratamentos com maior tempo de implantação do SPD ( $p < 0,05$ ), apresentando acréscimos de 41 e 29 % para a sucessão com milho e soja, respectivamente (Figura 1). Em Eldorado do Sul (RS), num Argissolo Vermelho foi constatado aumento entre 2 e 14 % após 13 anos de SPD com diferentes sistemas de sucessão de culturas e doses de N (Bayer et al., 2006).

Os maiores incrementos foram observados na sucessão com milho, independentemente do tempo de plantio direto, porém sem diferir estatisticamente ( $p < 0,05$ ). A cultura do milho promoveu aporte maior de resíduos vegetais que foram incorporados ao solo. Gonçalves & Ceretta (1999) verificaram o mesmo efeito na dinâmica do C em experimentos com diferentes sucessões de culturas sob plantio direto em um Argissolo Vermelho-Amarelo de Santa Maria (RS).

O incremento ocorrido na sucessão milho/trigo também pode ter sido favorecido pela fertilização nitrogenada, que promoveu melhor desenvolvimento da cultura, com maior produção de resíduos culturais



**Figura 1.** Estoque de C no solo ( $t\ ha^{-1}$ ) corrigido pela massa de solo amostrada para a camada de 0,00–0,200 m sob SPD com 12 e 22 anos de implantação nas sucessões milho/trigo (M/T) e soja/trigo (S/T), no município de Tibagi (PR). Os resultados representam a média ( $n = 12$ )  $\pm$  desvio-padrão. Letras iguais não diferem significativamente pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

(Diekow et al., 2005). Além disso, a presença de resíduos com elevada relação C:N no milho (64–68) em comparação com a soja (13–16) (Hiraoka et al., 2002) favorece a presença de compostos recalcitrantes no material aportado, que podem se acumular no solo por meio de processos de humificação, com a proteção na fração mineral do solo (Diekow et al., 2006).

### Taxa de acúmulo de C no solo

A taxa de acúmulo de C anual foi de  $2,4\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$  para a sucessão milho/trigo e  $1,5\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$  para a sucessão soja/trigo, no período de 10 anos de SPD. Contudo, para discutir de um modo mais próximo ao ocorrido no campo, onde essas duas sucessões de culturas fazem parte de um sistema de rotação de culturas, deve-se considerar um valor médio para o acúmulo anual de C no solo, ou seja,  $1,9\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$  para a situação do SPD estudado.

Em diferentes regiões do mundo a taxa de acúmulo de C na conversão plantio convencional para plantio direto foi estimada em  $0,33\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ . Quanto às regiões temperadas, a taxa de acúmulo anual foi estimada em  $0,16\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ , enquanto para as regiões tropicais foi de  $0,43\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$  (Six et al., 2002).

Em diversos estudos realizados na região Sul (Testa et al., 1992; Bayer & Mielniczuk, 1997; Bayer & Bertol, 1999; Bayer et al., 2000, 2002; Amado et al., 2001; Machado & Silva, 2001; Castro Filho et al., 2002; Freixo et al., 2002; Zotarelli et al., 2003; Lovato et al., 2004; Diekow et al., 2005), a taxa de acúmulo de C no solo variou entre  $0,20$  e  $1,40\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ , com valor médio de  $0,75 \pm 0,37\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ . Esse valor anual contempla a média de 12 estudos e apresentou coeficiente de variação bastante elevado (CV 50 %). Isso pode estar relacionado com os diferentes tempos de adoção do SPD, suas condições de uso da terra anterior, os tipos de solo, as rotações de culturas, as aplicações de fertilizantes e mesmo com os diferentes métodos na amostragem e determinação dos estoques de C do solo.

A taxa de acúmulo no presente estudo ( $1,94\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ ) foi superior à encontrada na literatura, uma vez que a quantidade de resíduos culturais aportada nas áreas foi bastante elevada neste período (12 e 22 anos), devido à rotação de culturas empregada (milho ou soja no verão e trigo ou aveia no inverno). Deve-se considerar ainda que, quando cultivada a soja, foi possível verificar aporte de três culturas dentro do mesmo ano. Em estudos realizados em Ponta Grossa (PR), utilizando a mesma rotação de culturas com diferentes sistemas de manejo de solo, foram encontrados aportes entre  $21$  e  $28\ t\ ha^{-1}$  de resíduos culturais após a colheita da aveia-branca, com teor de C próximo a 40 % (Pavei, 2005).

A adoção do SPD com a permanência dos resíduos culturais na superfície do solo promove a decomposição mais gradual dos compostos de C com associação às frações minerais do solo; com isso, o sistema atua como

dreno de CO<sub>2</sub> atmosférico e aumenta a MOS (Six et al., 1999; Bayer et al., 2000; Sá et al., 2001; Diekow et al., 2005).

A simulação com o modelo unicompartimental mostrou que a sucessão de cultura pode interferir no acúmulo de C do solo (Figura 2). Na sucessão milho/trigo, o maior aporte de C dos resíduos culturais do milho favorece o aumento do C no solo, mesmo apresentando uma taxa de perda mais elevada ( $k_2 = 0,067$ ). Para a sucessão soja/trigo, o aumento no estoque de C foi menor, porém a taxa de perda também mostrou um valor inferior ao da sucessão milho/trigo ( $k_2 = 0,049$ ). A diferença da taxa de perda anual entre as sucessões estudadas foi de 27 %. Esses resultados evidenciam situações que devem ser consideradas, ou seja, o elevado aporte de resíduos culturais favoreceu o acúmulo de C no solo (Bayer et al., 2006).

A diferença apresentada entre o valor simulado e determinado para o plantio direto com 22 anos foi de 7,1 % (Figura 2). Para a situação estudada, a taxa anual média de perda ( $k_2$ ) foi estimada em 5,8 %. Os resultados simulados mostraram que os incrementos dos estoques de C foram maiores no início da conversão do sistema de manejo e que, após 35 anos de SPD, o incremento anual no estoque de C do solo será inferior a 1 % e, próximo aos 50 anos, inferior a 0,5 % (Figura 2).

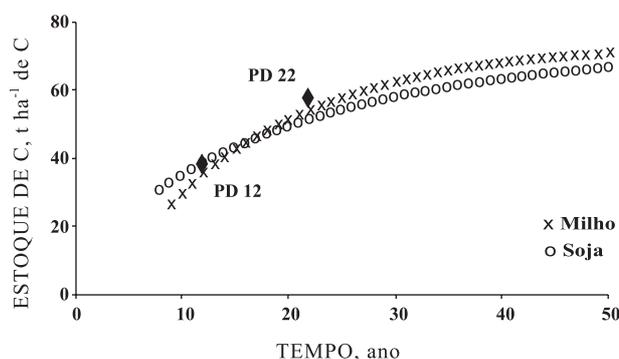
**O sequestro de C no solo**

No cálculo do sequestro de C no solo não foram utilizadas as emissões de CO<sub>2</sub>, pois estas já estão computadas no estoque de C do solo, uma vez que faz parte do ciclo global do elemento no sistema solo-planta-atmosfera (Bernoux et al., 2006).

O metano também não foi considerado para os cálculos, porque estudos (Simona et al., 2004; Six et al., 2004; Metay et al., 2007) têm mostrado que seus fluxos não são significativos ( $-0,01 \pm 0,07 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) em áreas agrícolas, sendo as maiores emissões encontradas no cultivo de arroz irrigado por inundação

(Agostinetto et al., 2002). Além disso, a fertilização nitrogenada aumenta a emissão de N<sub>2</sub>O do solo para a atmosfera, como também diminui a absorção de CH<sub>4</sub> atmosférico pelos solos (Mosier et al., 1991). A ligação entre a fertilização nitrogenada e o consumo do CH<sub>4</sub> pode ser causada pela inibição, induzida pelo N, das bactérias que oxidam amônia (família Nitrobacteraceae), que também podem oxidar metano, mas são incapazes de se desenvolver apenas com a oxidação deste gás (Steudler et al., 1989).

Quanto aos fluxos de N<sub>2</sub>O, não foi encontrado aumento nas emissões com o tempo de SPD (Quadro 3). Os valores médios de 0,30 e 0,33 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em C-equivalente para 12 e 22 anos, respectivamente, não foram diferentes significativamente ( $p < 0,05$ ). As maiores diferenças nas emissões foram observadas entre as sucessões estudadas ( $p < 0,05$ ). A sucessão milho/trigo apresentou emissão média de 0,36 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em C-equivalente, e a sucessão soja/trigo, de 0,27 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Quadro 3). No cálculo do balanço



**Figura 2. Simulação do estoque de C do solo (t ha<sup>-1</sup>) com o modelo unicompartimental para a situação de estudo no município de Tibagi (PR). Os pontos sólidos (♦) representam os valores determinados, e as sequências pontilhadas, os valores simulados, para as sucessões milho/trigo (x) e soja/trigo (o).**

**Quadro 3. Emissões de N-N<sub>2</sub>O em C-equivalente (t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) sob SPD com 12 e 22 anos de implantação nas sucessões milho/trigo (M/T) e soja/trigo (S/T) no período de dezembro de 2000 a outubro de 2001, no município de Tibagi (PR)**

Época	PD 12		PD 22		Média
	M/T	S/T	M/T	S/T	
mês/ano	t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>				
Dez/00	0,22 ± 0,04	0,08 ± 0,15	0,33 ± 0,06	0,11 ± 0,15	0,18 ± 0,06 C
Mai/01	0,37 ± 0,07	0,22 ± 0,06	0,34 ± 0,01	0,22 ± 0,06	0,29 ± 0,04 B
Jun/01	0,54 ± 0,06	0,48 ± 0,03	0,58 ± 0,08	0,64 ± 0,07	0,56 ± 0,03 A
Ago/01	0,26 ± 0,01	0,18 ± 0,04	0,25 ± 0,08	0,15 ± 0,05	0,21 ± 0,03 BC
Out/01	0,29 ± 0,03	0,33 ± 0,08	0,39 ± 0,05	0,31 ± 0,10	0,33 ± 0,02 B
Média	0,34 ± 0,05 ab	0,26 ± 0,06 b	0,38 ± 0,05 a	0,28 ± 0,08 b	0,31 ± 0,03

Os resultados representam a média (n = 6) ± desvio-padrão. Médias seguidas de mesma letra maiúscula, na coluna, e minúscula, na linha, não diferem significativamente pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

entre as emissões e o estoque de C foi utilizado o valor médio de  $0,31 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , pois as duas sucessões fazem parte do sistema de rotação de culturas da área de estudo.

O tempo de adoção do SPD promoveu o aumento no estoque de C no solo. Para os tratamentos com 12 anos, observou-se um estoque médio de  $35,6 \text{ t ha}^{-1}$  de C, enquanto para os tratamentos com 22 anos o estoque médio foi de  $55,0 \text{ t ha}^{-1}$  de C, constatando-se assim aumento de  $19,4 \text{ t ha}^{-1}$  de C em 10 anos de SPD.

O balanço entre o acréscimo anual de C ( $1,94 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e as emissões em C-equivalente ( $0,31 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) foi de  $1,63 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . No caso de se considerar que o fator de conversão do C do solo para  $\text{CO}_2$  é de 3,67, (massa  $\text{CO}_2$ /massa C = 44/12), no sistema estudado, o sequestro líquido de  $\text{CO}_2$  foi próximo a  $6,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Esses resultados mostram que o aumento do estoque de C com o tempo de SPD não ocasiona, necessariamente, o aumento das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ .

## CONCLUSÕES

1. O aumento dos estoques de C no SPD foi mais pronunciado nas camadas mais superficiais.

2. No período de 10 anos, o incremento no C do solo foi de 35%, com uma taxa anual de acúmulo de  $1,94 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de C, para a camada 0,0–20,0 cm.

3. A simulação dos estoques de C mostrou que o elevado aporte de resíduos culturais em sistema de rotação com uso de culturas leguminosas reduz a mineralização da MOS e favorece o acúmulo de C no solo.

4. Embora avaliado com uma quantidade limitada de parâmetros e dados analíticos, esse modelo pode ser aplicado para estimar o acúmulo de C, simulando o uso de diferentes aportes de resíduos vegetais e práticas de manejo.

5. As emissões de óxido nitroso foram maiores na sucessão milho/trigo em relação à soja/trigo para os diferentes tempos de SPD. As culturas leguminosas são eficazes na redução da emissão de  $\text{N-N}_2\text{O}$  nos sistemas agrícolas.

6. O balanço entre a taxa de acúmulo de C e a emissão dos gases do efeito estufa mostrou que o sistema produz um saldo positivo, que significou um sequestro de  $\text{CO}_2$  de  $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

## 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

- AGOSTINETTO, D.; FLECK, N.G.; RIZZARDI, M.A. & BALBINOT Jr, A.A. Potencial de emissão de metano em lavouras de arroz irrigado. *Ci. Rural*, 33:1073-1081, 2002.
- 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.
- BAYER, C. & BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:687-694, 1999.
- BAYER, C.; COSTA, F.S.; GOMES, J.; LIMA, M.A.; FRIGHETTO, R.T.S. & MACEDO, V.R.M. Mitigação das emissões de metano em lavouras de arroz irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., Gramado, 2007. Anais. Gramado, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. CD-ROM.
- BAYER, C.; DICK, D.P.; RIBEIRO, G.M. & SCHEUERMANN, K.K. Carbon stocks in matter fractions as affected by land use and soil management with emphasis on no-tillage effect. *Ci. Rural*, 32:401-406, 2002.
- BAYER, C.; LOVATO, T.; DIEKOW, J.; ZANATTA, J.A. & MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. *Soil Till. Res.*, 91:217-226, 2006.
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:105-112, 1997.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T.J.C.; MARTIN NETO, L. & FERNANDES, S.V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.*, 54:101-109, 2000.
- BERNOUX M.; ARROUAYS D.; CERRI C.C. & BOURENNANE H. Modeling vertical distribution carbon in Oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondonia). *Soil Sci.*, 163:941-951, 1998.
- BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A. S.; SCOPEL, E.; RAZAFIMBELO, T.; BLAVET, D.; PICCOLO, M.C.; PAVEI, M. & MILNE, E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. *Agron. Sustain. Dev.*, 26:1-8, 2006.
- 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.
- BOWDEN, R.D.; STEUDLER, P.A. & MELILLO, J.M. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soil in the northeastern United States. *J. Geophys. Res.*, 95:13997-14005, 1990.

- BRUCE, J.P.; FROME, M.; HAITES, E.; JANZEN, H. & LAL, R. Carbon sequestration in soil. *J. Soil Water Conserv.*, 54:382-389, 1999.
- CASTRO FILHO, C.; LOURENÇO, A.; GUIMARÃES, M.F. & FONSECA, I.C.B. Aggregate stability under different soil management systems in a red latosol in the state of Paraná, Brazil. *Soil Till. Res.*, 65:45-51, 2002.
- CERRI, C.C. Dinâmica da matéria orgânica do solo no agrossistema cana-de-açúcar. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1986. 197p. (Tese de Livre Docência)
- CORAZZA, E.J.; SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. & GOMES, A.C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte e depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:425-432, 1999.
- 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.; GONZÁLES-VILA, F.J.; KNICKER, H. & BAYER, C. No-till cropping systems and N fertilization influences on organic matter composition of physical fractions of a subtropical Acrisol as assessed by analytical pyrolysis (Py-GC/MS). *Geoderma*, 135:260-268, 2006.
- 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 year. *Soil Till. Res.*, 81:87-95, 2005.
- DRURY, C.F.; YANG, X.M.; REYNOLDS, W.D. & TAN, C.S. Influence of crop rotation aggregate size on carbon dioxide production and denitrification. *Soil Till. Res.*, 79:87-100, 2004.
- 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.
- FANG, C. & MONCRIEFF, J.B. The dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux on temperature. *Soil Biol. Biochem.*, 33:155-165, 2001.
- FRANZLUEBBERS, A.J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.*, 66:95-106, 2002.
- FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.A.; SANTOS, H.P.; SILVA, C.A. & FADIGAS, F.S. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.*, 64:221-230, 2002.
- GONÇALVES, C.N. & CERETTA, C.A. Plantas de cobertura de solo antecedendo o milho e seu efeito sobre o carbono orgânico do solo em plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:307-313, 1999.
- HIRAOKA, E.Y.; VENZKE FILHO, S.P.; SIQUEIRA NETO, M. & PICCOLO, M.C. Quantificação dos resíduos culturais e a concentração de polifenóis em duas sucessões de culturas sob 12 e 22 anos de sistema de plantio direto. In: FERTBIO 2002, Rio de Janeiro, 2002. Anais. Rio de Janeiro, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002. CD-ROM.
- HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, J.D.; NOUGER, M.; van der LINDEN, P.J.; DAI, X.; MASKELL, K. & JOHNSON, C.A. IPCC Climate change 2001 Technical summary. The scientific basis. Contributions of Working Group I. of the Intergovernmental Panel on Climate Change'. Cambridge, Cambridge University Press, 2001.
- KERR, R.A. How hot will the greenhouse world will be? *Science*, 309:100, 2005.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K. & STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.*, 32:1485-1498, 2000.
- LAL, R. Soil carbon dynamic in cropland and rangeland. *Environ. Poll.*, 116:353-362, 2002.
- LANGE, A. Palhada e nitrogênio afetando propriedades do solo e rendimento de milho em sistema plantio direto no cerrado. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2002. 148p. (Tese de Mestrado)
- 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.
- MACHADO, P.L.O.A. & SILVA, C.A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 61:119-130, 2001.
- METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J.M.; MOREIRA, J.A.A.; MARAUX, F.; FEIGL, B.J. & FELLER, C. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). *Geoderma*, 141:78-88, 2007.
- MOISER, R.L.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K. & PATRON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivate grassland. *Nature*, 350:330-332, 1991.
- MRABET, R. Stratification of soil aggregation and organic matter under conservation tillage systems in Africa. *Soil Till. Res.*, 66:119-128, 2002.
- PAVEI, M.A. Decomposição de resíduos culturais e emissão de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR). Piracicaba, Universidade de São Paulo, 2005. 114p. (Tese de Mestrado)
- RAIJ, B.van. & QUAGGIO, J.A. Métodos de análise de solo para fins de fertilidade. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas, 1983. 16p. (Circular, 63)
- 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.

- 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.
- SCHUMAN, G.E.; JANZEN, H.H. & HERRICK, J.E. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environ. Poll.*, 116:391-396, 2002.
- SIMONA, C.; ARIANGELO, D.R.; JOHN, G.; NINAS, N.; RUBENS, M. & JOSÉ, S.J. Nitrous oxide and methane fluxes from soils of the Orinoco savanna under different land use. *Global Changes Biol.*, 10:1947-1960, 2004.
- 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.
- 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.
- SIX, J.; OGLE, S.M.; BREIDT, F.J.; CONANT, R.T.; MOSIER, A.R. & PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biol.*, 10:155-160, 2004.
- 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.
- TESTA, V.M.; TEIXEIRA, L.A.J. & MIELNICZUK, J. Características químicas de um Podzólico Vermelho-Escuro afetadas por sistemas de culturas. *R. Bras. Ci. Solo*, 16:107-114, 1992.
- WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M. & KELLER, M. N<sub>2</sub>O emissions from humid tropical agricultural soils: Effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil Biol. Biochem.*, 33:1077-1093, 2001.
- ZOTARELLI, L.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; TORRES, E.; PAUSTIAN, K.; BODDEY, R.M., & SIX, J. Efeito do preparo do solo nos agregados do solo e no conteúdo de matéria orgânica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., Ribeirão Preto, 2003. Anais. Ribeirão Preto, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. CD-ROM.