

# **ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO NO SOLO E MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA AGRICULTURA CONSERVACIONISTA**

Cimélio Bayer<sup>(1)</sup>, Telmo Jorge Carneiro Amado<sup>(2)</sup>, Carlos Gustavo Tornquist<sup>(1)</sup>, Carlos Eduardo Clemente Cerri<sup>(3)</sup>, Jeferson Dieckow<sup>(4)</sup>, Josiléia Acordi Zanatta<sup>(5)</sup> & Rodrigo da Silveira Nicoloso<sup>(6)</sup>

Introdução .....	55
Retenção de Carbono em Solos Sob Manejo Conservacionista .....	57
Dinâmica e Acúmulo de C em Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária .....	63
Mecanismos de Estabilização da Matéria Orgânica no Solo .....	66
Saturação de Carbono no Solo .....	71
Influência dos Sistemas de Manejo na Qualidade da Matéria Orgânica .....	76
Emissão de Gases de Efeito Estufa e sua Mitigação em Solos Agrícolas .....	82
Mitigação das emissões de CO <sub>2</sub> e Sequestro de C no solo .....	83
Mitigação de N <sub>2</sub> O .....	84
Mitigação da emissão de CH <sub>4</sub> .....	87
Modelagem da Matéria Orgânica e de Gases de Efeito Estufa .....	89
Modelagem pontual e espacializada .....	90
Modelagem de Gases de Efeito Estufa .....	97
Outros modelos para GEE .....	98
Aplicação de modelagem de GEE no Brasil - o Terrestrial Ecosystem Model .....	98
Considerações Finais .....	102
Literatura Citada .....	103

## **INTRODUÇÃO**

Agricultura conservacionista é um conceito recente, sistêmico e abrangente. Pode ser definida como sendo a combinação do não-revolvimento

---

<sup>(1)</sup> Professor do Depto de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS. E-mail: cimelio.bayer@ufrgs.br

<sup>(2)</sup> Professor do Depto de Solos, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS. E-mail: florestatel@hotmail.com

<sup>(3)</sup> Professor do Depto de Solos, Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, SP. E-mail: cerri@cena.usp.br

<sup>(4)</sup> Professor do Depto de Solos e Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, RS. E-mail: jefersondieckow@ufpr.br

<sup>(5)</sup> Pesquisadora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Dourados, MS. E-mail: josizanatta@yahoo.com.br

<sup>(6)</sup> Pesquisador em pós-doutorado (PNPD-CNPq), Departamento de Solos, UFSM, Santa Maria, RS. E-mail: nicoloso@live.com

ou mínima mobilização do solo, com sua permanente cobertura por resíduos vegetais ou plantas em crescimento e desenvolvimento e a adoção da rotação de culturas (Hobbs et al., 2007; Derpsch et al., 2010). Neste conceito, a ênfase se dá, principalmente, no aprimoramento dos sistemas de culturas utilizados, evitando-se deixar o solo em pousio e intensificando o número de cultivos por ano, bem como na substituição dos monocultivos por policultivos. Este conceito engloba a manutenção e, ou, melhoria da qualidade do solo, de modo que ele possa desempenhar suas funções no ecossistema (Doran & Parkin, 1994). Considera, ainda, que o solo agrícola deve desempenhar importantes serviços ambientais para a sociedade, com destaque ao sequestro de C atmosférico (West & Post, 2002).

A intensificação dos mecanismos de estabilização do Carbono (C) adicionado ao solo (Stewart et al., 2007), que resulta em redução das perdas e da taxa de ciclagem deste elemento no sistema solo-planta-atmosfera, e as modificações nos sistemas de culturas, que levam ao aumento no aporte de C via resíduos vegetais (Bayer et al., 2006; Bono et al., 2008), potencializam a retenção de C no solo em sistemas conservacionistas de manejo. Avanços têm sido obtidos ao longo de aproximadamente 20 anos na pesquisa em matéria orgânica (MO) por grupos de pesquisa brasileiros no entendimento da dinâmica e estabilização do C no solo, na caracterização da qualidade da MO, bem como na modelagem e acoplamento a sistemas de informação geográfica (SIGs), permitindo os estudos avançarem à escala regional.

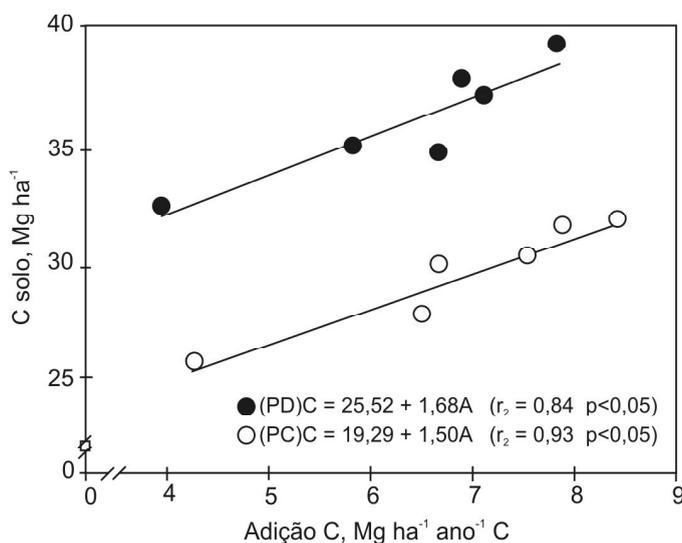
A pesquisa sobre gases de efeito estufa (GEE) é bastante recente no Brasil, principalmente nas regiões Centro-Oeste e Sul, mas com um número crescente de pesquisadores envolvidos nessa temática. Dessa forma, diversos avanços têm sido obtidos num curto período de tempo de pesquisa e estima-se que em breve será possível derivar fatores que expressem a efetiva contribuição dos sistemas conservacionistas de manejo na mitigação das emissões de GEE, em diferentes condições de solo e clima nestas duas principais regiões agrícolas brasileiras.

O objetivo do presente capítulo é abordar o conhecimento atual quanto ao impacto da agricultura conservacionista na estabilização do C no solo, mecanismos envolvidos e possível saturação da capacidade do solo em estabilizar o C adicionado, em relação ao efeito de sistemas de manejo na qualidade da MO do solo, emissões de GEE e potencial de mitigação em solos agrícolas, e os avanços e desafios na ascensão da pesquisa à escala regional por meio da aplicação de modelagem dos GEE e seu acoplamento a SIGs.

## RETENÇÃO DE CARBONO EM SOLOS SOB MANEJO CONSERVACIONISTA

De acordo com diversos estudos têm demonstrado que as duas principais práticas agrícolas que impactam os estoques de C do solo são o preparo de solo e o sistema de cultura. O não-revolvimento do solo no plantio direto (PD) ou a sua mínima mobilização no cultivo mínimo intensificam a estabilização do C no solo, evidenciada pelos menores valores da taxa de decomposição da MO no solo ( $k_2$ ). Por sua vez, os sistemas de cultura variam muito em relação ao aporte de C fotossintetizado ao solo (A).

Geralmente, em experimentos de longa duração, tem sido verificada uma relação linear positiva entre o aporte de resíduos vegetais (Bayer, 1996; Sá et al., 2001; Lovato et al., 2004) ou outras fontes de C orgânico ao solo (Nicoloso, 2009) e o incremento de estoque de C na camada arável (Paustian et al., 1997b; Huggins et al., 1998; Kong et al., 2005; Chung et al., 2008). Na figura 1, é apresentada a relação entre o aporte de C e o estoque de C no solo, onde se verifica, para aportes de C semelhantes, estoques de C distintos, conforme o sistema de preparo do solo adotado (Lovato et al., 2004; Bayer et al., 2006; Nicoloso, 2009).



**Figura 1. Relação entre aporte de C por sistemas de culturas (A, adição C) e o estoque de C em um Argissolo (0-17,5 cm) submetido ao sistema plantio direto (PD) e preparo convencional (PC).**

Fonte: Adaptado de Bayer et al. (2006).

Solos argilosos e com predomínio de minerais de carga variável, a exemplo dos Latossolos, apresentam menores taxas de decomposição da MO, além desta ser menos alterada pelos sistemas de preparo do solo em comparação ao verificado em solos arenosos. Bayer (1996), para um Latossolo Bruno ( $620 \text{ g kg}^{-1}$  de argila e  $211 \text{ g kg}^{-1}$  de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) sob PC, encontrou uma taxa anual de decomposição de 1,4% ( $k_2 = 0,014 \text{ ano}^{-1}$ ), a qual diminuiu para 1,2 % ( $k_2 = 0,012$ ) no solo em PD. Esse efeito pouco expressivo do preparo de solo na estabilidade da MO em Latossolos argilosos é corroborado pelos resultados de Chavez et al. (2009). Esses autores verificaram que a emissão de  $\text{CO}_2$  após o preparo em PC, em Latossolo Vermelho de Cruz Alta, foi incrementada apenas por um curto período de tempo em comparação ao PD. Por outro lado, para um Argissolo Vermelho textura franca e menor teor de óxido de Fe, Lovato et al. (2004) reportaram que a taxa de decomposição estimada foi de 3,14 % ( $k_2 = 0,0314 \text{ ano}^{-1}$ ) no solo em PC e de 1,82 % ( $K_2 = 0,0182$ ) em PD. A diferença entre valores é atribuída à intensidade de atuação dos mecanismos de proteção do C à ação de micro-organismos decompositores. Nos Latossolos, a MO encontra-se predominantemente associada às superfícies minerais de óxidos de Fe, sendo menos susceptível ao preparo do solo em virtude da elevada estabilidade química da ligação organomineral (Oades et al., 1989).

Visando ao acúmulo de C em solos em PD, o incremento no aporte de C pode ser obtido pela adoção de sistemas de rotação de culturas, intensificação dos cultivos por unidade de tempo, utilização de culturas de cobertura na entressafra, fertilização adequada, incremento da dose de N, melhoria da qualidade química do solo, irrigação, incremento da produtividade das culturas e estímulo ao crescimento do sistema radicular das plantas dentre outros (Stewart et al., 2007).

Quanto à intensificação dos cultivos e aporte de resíduos vegetais ao solo, os trópicos e subtropicais úmidos apresentam variada oportunidade de inclusão de diferentes espécies vegetais no sistema produtivo de grãos. No entanto, essa inclusão ainda é restrita por questões econômicas, que restringem os cultivos aos que têm maior aceitação no mercado internacional. Com isto, no sul do Brasil, as principais opções são aquelas que não interferem no cultivo comercial de grãos de primavera-verão. As opções de culturas de cobertura de outono-inverno incluem gramíneas, crucíferas e fabáceas. O consórcio de espécies também representa uma oportunidade de incrementar e diversificar o aporte de resíduos vegetais ao solo. No sul do Brasil, os consórcios de aveia preta + ervilhaca, aveia preta + ervilhaca + nabo forrageiro ou centeio + ervilhaca têm sido uma alternativa de aporte concomitante de C e N ao solo. Giacomini et al. (2003), investigando combinações de diferentes

espécies de culturas de cobertura, chegaram à conclusão de que os cultivos consorciados foram mais eficientes em aportar fitomassa em maior quantidade e qualidade do que os cultivos isolados.

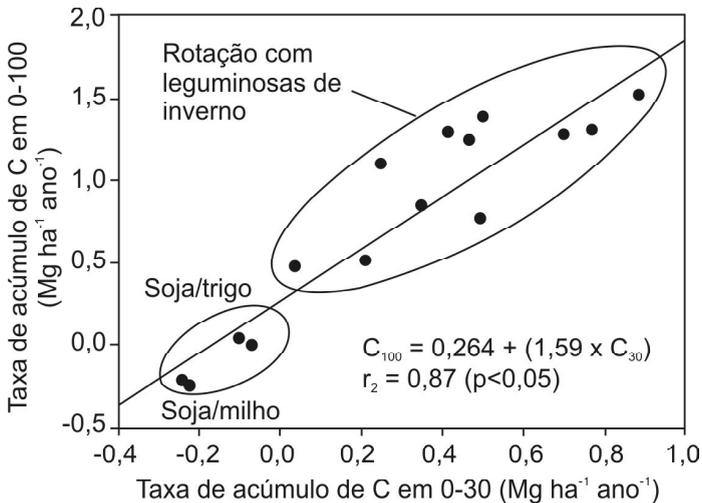
No Brasil Central, a possibilidade de utilizar gramíneas perenes, como as braquiárias, em rotação com cultivos de grãos tem proporcionado aprimoramento do sistema de cultivo pelo aporte elevado de matéria seca ( $> 26 \text{ t ha}^{-1}$ ) (Kluthcouski & Aidar, 2003; Kluthcouski & Stone, 2003). O milho também tem sido utilizado após o cultivo de culturas de grãos de verão, com aportes de matéria seca também elevados ( $> 8 \text{ t ha}^{-1}$ ). Neste caso, destacam-se a melhoria da fertilidade do solo resultante das sucessivas fertilizações para culturas anuais, a adoção do PD, que diminui as perdas de nutrientes por lixiviação e erosão, e, finalmente, a melhoria genética do material cultivado. As culturas de cobertura distinguem-se das principais culturas comerciais pela capacidade de aporte de fitomassa – parte aérea e sistema radicular. No caso das braquiárias e do milho, o sistema radicular é profundo atingindo até, pelo menos, um metro de profundidade (Kluthcouski & Stone, 2003), contribuindo para a estabilização de agregados e proteção do C no solo, além do acúmulo de C abaixo da camada arável do solo.

As raízes apresentam papel fundamental na adição de C ao solo pois apresentam normalmente uma conversão maior do C adicionado em C da MO do solo em comparação à biomassa da parte aérea. Em média, uma proporção de 21,1 % do C adicionado pelas raízes é incorporado na MO do solo ( $k_1 = 0,211$ ), variando de 14,4 a 30 % (Bolinder et al., 1999). Por sua vez, a conversão do C da biomassa aérea em C da MO é de apenas 12,2 % ( $k_1 = 0,122$ ), variando de 7,7 a 23,0 % (Gregorich et al., 1995; Bolinder et al., 1999). A maior conversão do C das raízes deve-se possivelmente à sua localização no interior de agregados de solo e talvez também ao maior teor de lignina em comparação com a biomassa aérea.

Os modelos cinéticos de primeira ordem utilizados para descrever a relação entre o aporte de C e o estoque de C no solo pressupõem um ajuste linear, significando que a eficiência de estocagem de C é mantida constante até alcançar um novo estado estável (equilíbrio dinâmico) (Paustian et al., 1997a; Mielniczuk et al., 2003). Entretanto, salienta-se que o acompanhamento temporal dos experimentos de longa duração tem evidenciado que a relação entre o aporte de C e a mudança de estoque de C deve considerar o estoque inicial deste elemento no solo. Assim, esperava-se ser linear a relação entre o aporte de C e o estoque de C no solo, notadamente quando o estoque inicial é reduzido, situação em que a maioria dos experimentos de longa duração foram implantados. No entanto, para

solos com elevado teor inicial de C, longo histórico de continuado aporte de C ou mesmo aportes muito elevados de C durante períodos curtos (alguns anos), é necessário considerar a possibilidade de saturação de C do solo (Six et al., 2002a; Gulde et al., 2008; Chung et al., 2008; Nicoloso, 2009). Este fato é relevante, pois a maioria dos modelos de dinâmica de C assumem esta relação como sendo linear e desconsideram a ocorrência de um processo de saturação de C no solo, podendo, em algumas situações, ocasionar uma superestimação da capacidade de estocagem de C no solo (Stewart et al., 2007; Chung et al., 2008; Nicoloso, 2009). Esta situação pode ocorrer nas camadas superficiais de solos manejados sob sistemas conservacionistas de longa duração, que se encontram com mais de 30 anos de condução, resultando em provável saturação de alguns dos seus mecanismos de proteção do C (Chung et al., 2008), como será discutido adiante no texto.

Em relação ao impacto dos sistemas de cultura no armazenamento de C em solos em PD, outro aspecto interessante é o papel da utilização de espécies fabáceas para cobertura de solo. Na figura 2, fica evidenciado que o balanço positivo de N é essencial para que ocorra o sequestro de C em solos agrícolas tropicais e subtropicais (Urquiaga et al., 2010). Nestes solos, normalmente a quantidade de suprimento de N é limitada e insuficiente para atender à demanda das culturas de grãos, resultando em uma competição indesejada entre os micro-organismos e as plantas cultivadas.



**Figura 2. Efeito da inclusão de leguminosas com balanço de N positivo para o acúmulo de C no solo.**

Fonte: Adaptado de Boddey et al. (2010).

O balanço positivo de N no agroecossistema tropical e subtropical, notadamente através da fixação biológica de  $N_2$  (FBN) por fabáceas, tem sido considerado pré-requisito para o sequestro de C (Amado et al., 2001; Sisti et al., 2004; Dieckow et al., 2005a; Boddey et al., 2008; Urquiaga et al., 2010). As fabáceas podem ter até 90 % do N acumulado em sua fitomassa como originário da FBN (Rochester & Peoples, 2005). Em Santa Maria, a ervilhaca na média de dois anos teve em torno de 72 % do N da sua fitomassa proveniente da FBN, representando um aporte de  $130 \text{ kg ha}^{-1}$  de N ao agroecossistema (Acosta et al., no prelo). Seo et al. (2006), investigando vários experimentos com resíduos de fabáceas marcados, verificaram que, em média, apenas 15 % do N aportado é recuperado pelo milho cultivado em sucessão, e aproximadamente 55 % do N da fitomassa da ervilhaca tem como destino o solo. Seo et al. (2006) sugeriram que o compartimento do solo onde o  $^{15}\text{N}$  é armazenado é de ciclagem lenta, sendo portanto importante para a estabilização do C no solo.

Segundo Urquiaga et al. (2010), o sistema PD, pela necessidade de manutenção de cobertura do solo, registra, geralmente, um aporte desbalanceado entre C e N ao solo, com predomínio do primeiro elemento. Assim, considerando que a relação C/N da MO estável do solo situa-se em torno de 10, verifica-se um déficit de aporte de N na maioria dos agroecossistemas de produção de grãos brasileiros, limitando a taxa de sequestro de C. A soja, principal cultura de grãos brasileira, além de apresentar baixa quantidade de aporte de C da parte aérea e raiz, mostra fitomassa com baixa relação C/N, o que favorece a sua rápida decomposição sob condições de clima quente e úmido, apresentando ainda um balanço de N nulo ou mesmo negativo, em virtude da elevada exportação nos grãos. Além disto, a rápida mineralização do N dos resíduos desta fabácea estimula o crescimento e desenvolvimento das culturas em sucessão, que, no caso de gramíneas, incrementarão o déficit de N do solo (Alves et al., 2002; Urquiaga et al., 2010). O resultado combinado destes processos é que sistemas com sucessão soja/gramínea de inverno tem limitada capacidade de sequestro de C. Por outro lado, sistemas que incluem fabáceas, como culturas de cobertura na entressafra das culturas de grãos, melhoram o balanço de N e, conseqüentemente, estimulam o incremento de C no solo. Urquiaga et al. (2010) sustentam que, no processo de sequestro de C, a qualidade dos resíduos vegetais é tão importante quanto a quantidade aportada.

A adubação nitrogenada, utilizando fontes minerais, tem-se mostrado menos eficiente em acumular C no solo do que o N proveniente de leguminosas (Lovato et al., 2004; Zanatta et al., 2007), o que pode ser atribuído à rápida disponibilidade do N aplicado, podendo ter um efeito estimulador da

decomposição da MO nativa em solos onde o N é limitante à atividade microbiana (efeito "primming"). Além disso, a produção dos fertilizantes nitrogenados minerais tem elevado custo energético, o que, associado às emissões de óxido nitroso ( $N_2O$ ), pode comprometer o balanço de emissão de GEE. Portanto, do ponto de vista ambiental, o suprimento parcial de N às culturas comerciais através da FBN por fabáceas de cobertura de solo deve ser estimulado.

Em geral, o acúmulo de C em solos sob sistemas de manejo conservacionistas ocorre principalmente nas camadas superficiais do solo. Nesse sentido, estudos recentes têm questionado a amostragem de solo superficial (0-0,20 ou 0-0,30 m) como estratégia para avaliar a mudança de estoque de C no perfil do solo induzida por sistemas de preparo e de cultura (Baker et al., 2007; Boddey et al., 2010). Isso se deve ao fato de que trabalhos conduzidos em solos de clima temperado e com drenagem deficiente têm evidenciado reversão de acúmulo de C em solos sob PD quando camadas subsuperficiais são investigadas, anulando parcial ou totalmente o efeito de sequestro de C nas camadas superficiais (VandenBygaart et al., 2003; Carter, 2005a; Gál et al., 2007; Blanco-Canquil & Lal, 2008; Poirier et al., 2009). Por sua vez, em clima tropical e subtropical, em solos profundos e bem drenados, este efeito não tem sido verificado (Sá et al., 2001; Sisti et al., 2004; Dieckow et al., 2005a; Nicoloso, 2009). Pelo contrário, nestes solos, a amostragem profunda tem ampliado as taxas de sequestro de C. Boddey et al. (2010), avaliando três Latossolos conduzidos por longa duração na região Sul do Brasil, verificaram taxas de sequestro de C sob PD em relação ao PC variando de 0,04 a 0,88 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e de 0,48 a 1,53 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na camada de 0-0,30 m e 0-1,00 m respectivamente. Deste modo, ao investigar 14 tratamentos de três Latossolos, Boddey et al. (2010) verificaram que, ao comparar o PD com o PC, o acúmulo médio de C foi 59 % superior quando a camada de 0-1,00 m foi investigada em relação à de 0-0,30 m (Figura 2).

O processo de acumulação de C em camadas profundas sob sistemas conservacionistas ainda precisa ser mais bem entendido. Os resultados experimentais disponíveis evidenciam a importância da utilização de culturas de cobertura, como pastagens perenes e fabáceas, e a inclusão da cultura do milho nas rotações, visando ao incremento de C em profundidade. Para Wright et al. (2007) e Boddey et al. (2010), a translocação de compostos de C solúvel pode ser importante mecanismo de redistribuição do C no perfil do solo, oriundo da adição superficial de resíduos vegetais em sistemas conservacionistas. A migração de C solúvel no perfil pode constituir importante mecanismo em Latossolos do sul do Brasil em virtude da elevada precipitação pluvial anual (>1.500 mm), solos profundos e de rápida drenagem, boa

estrutura física, preservação e continuidade de bioporos sob sistema PD consolidado, histórico de calagem e adubações, que apresentam alguma mobilidade no perfil, favorecendo o aprofundamento do sistema radicular.

## DINÂMICA E ACÚMULO DE C EM SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

Em áreas de integração lavoura-pecuária (ILP), o aporte de C ao solo via resíduos vegetais ocorre de maneira distinta do verificado em sistemas agrícolas, tanto na superfície quanto no perfil do solo (Salton et al., 2002). O pastejo estimula o crescimento do sistema radicular das pastagens e a sua produção de exsudatos, modificando a proporção parte aérea/raízes e a qualidade do C adicionado ao solo. Souza et al. (2008) observaram que a massa de raízes secas de uma pastagem de aveia preta+azevém na camada de 0-0,10 m de profundidade de um Latossolo aumentou de 94 a 162 % em função do aumento da intensidade de pastejo em comparação com uma área não pastejada. Os autores também verificaram que a relação parte aérea/raízes da pastagem no momento do manejo da palhada para implantação semeadura das culturas de verão foi reduzida de aproximadamente 9,8 na área sem pastejo para 1,2 na área com pastejo mais intenso. Além disso, algumas espécies utilizadas como pastagens na ILP apresentam sistema radicular abundante, profundo e em constante renovação, com destaque para as braquiárias cujas raízes são abundantes até um metro de profundidade (D'Andréa et al., 2004; Santos et al., 2007).

A maior produção de raízes e exsudatos é especialmente importante quanto à dinâmica do C no solo, visto que a retenção no solo do C derivado de raízes é maior do que o do C oriundo da parte aérea (Bolinder et al., 1999; Puget & Drinkwater, 2001). O crescimento e a posterior decomposição de raízes senescentes atuam na formação e estabilização dos agregados de solo, favorecendo a proteção física do C do solo (Six et al., 2004a, Deneff & Six, 2006). Ainda, o crescimento de raízes diretamente no interior dos agregados, adiciona ao solo um C já protegido fisicamente após a senescência destas raízes (Six et al., 2002a). Desta maneira, Six et al. (2002b), revisando trabalhos, observaram que de 1,2 até 6,1 vezes mais C oriundo de raízes é retido como C particulado em agregados de solo do que o C oriundo da parte aérea do milho, trigo e ervilhaca.

Outro aspecto importante na ILP é a ciclagem de C e N promovida pela deposição de fezes e de urina animal na superfície do solo. Depois de cinco

anos do estabelecimento de uma pastagem perene de grama-bermuda (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) após várias décadas de agricultura sob PC nos EUA, Franzluebbbers et al. (2001) observaram que o acúmulo de C na camada de 0-0,06 m de profundidade do solo na área pastejada foi de 1,40 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C, maior do que a taxa de acúmulo verificada na área sem pastejo (0,65 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C), ou do que na área onde a pastagem foi cortada para fenação (0,30 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C), onde houve remoção mais intensa de resíduo da parte aérea da pastagem do que na área pastejada, porém sem a deposição de dejetos animais. Os dejetos animais contêm C oriundo da parte aérea vegetal transformada pela utilização da celulose e materiais lignificados na digestão dos ruminantes, o que contribui para o acúmulo de C quando depositados diretamente sobre o solo (Russelle et al., 2007; Franzluebbbers & Stuedemann, 2008).

Embora ainda escassas no Brasil, pesquisas recentes têm demonstrado o potencial da ILP como dreno de CO<sub>2</sub> atmosférico. No Sul do Brasil, o potencial de acúmulo de C no solo em áreas de ILP é definido, além do método de preparo e do tipo de solo, principalmente pela intensidade de pastejo durante o inverno e o aporte final de C pelas pastagens de inverno e de maneira complementar pelo aporte de C proporcionado pela cultura de grãos utilizada no verão (Nicoloso et al., 2008). Souza et al. (2009) instalaram um experimento de ILP com pastagem de aveia preta+azevém com adubação nitrogenada no inverno e soja no verão em um Latossolo do Planalto Médio do RS, que vinha sendo anteriormente manejado com pastagem de aveia preta sem adubação nitrogenada no inverno e soja no verão sob PD por dez anos. Os tratamentos constaram de quatro alturas de manejo da pastagem de inverno: pastagem mantida sob pastejo com 40, 20 e 10 cm de altura e sem pastejo. Nos primeiros três anos do experimento, os autores verificaram que o acúmulo de C da camada de 0-0,20 m de profundidade do solo foi de 1,16 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C na média dos quatro tratamentos. Embora não houvesse diferença significativa entre tratamentos, notou-se tendência de maiores taxas de acúmulo de C à medida que se aumentava a intensidade de pastejo (0,9 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C para tratamento sem pastejo e 1,5 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C no tratamento de maior intensidade de pastejo). Os autores atribuíram este resultado à maior disponibilidade de N no solo pela adubação nitrogenada de inverno e ao maior aporte de C via raízes nas áreas com maior intensidade de pastejo (Souza et al., 2008, 2009). Nos três anos seguintes, os tratamentos sem pastejo e com altura de manejo de pastagem de 40 e 20 cm mantiveram taxas de acúmulo de C semelhantes as iniciais (0,79 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C), enquanto o tratamento com maior intensidade de pastejo apresentou perda de C (-0,33 Mg ha<sup>-1</sup>

ano<sup>-1</sup> C). Os autores atribuem este resultado à excessiva remoção da parte aérea da pastagem pelo pastejo intenso (Souza et al., 2008).

Em um Argissolo do Planalto Médio do RS, Nicoloso et al. (2008) instalaram um experimento de ILP sob PD com pastagens de aveia preta+azevém no inverno submetidas a três frequências de pastejo rotativo (sem pastejo, pastejo a cada 14 ou 28 dias) e três sistemas de rotação de culturas de verão (monocultura de soja, monocultura de milho e rotação anual de soja e milho) diretamente sobre o campo nativo dessecado. Os autores verificaram que as áreas sem pastejo no inverno acumularam C na camada de 0-0,10 m de profundidade do solo, com taxas variando de 0,19 até 0,30 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C, para a monocultura de soja e milho, respectivamente. Nas áreas com pastejo, a cada 14 dias, houve redução dos estoques de C no solo, com taxas variando de -0,05 a -0,27 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C. Sob intensidades moderadas de pastejo (28 dias), os estoques de C do solo tiveram acúmulo de aproximadamente 0,15 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C na média dos sistemas de culturas de verão que incluíam o milho, e redução de 0,27 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C quando em monocultura de soja. Os autores concluíram que, em áreas de ILP no sul do Brasil, deve-se optar por intensidades moderadas de pastejo e evitar o uso da monocultura de soja no verão a fim de proporcionar acúmulo de C no solo (Nicoloso et al., 2008).

No cerrado Brasileiro, o uso de pastagem de braquiárias é uma opção para acúmulo de C no solo, sendo comparáveis ou muitas vezes superiores aos sistemas exclusivamente agrícolas. D'Andréa et al. (2004) verificaram que um Latossolo de Goiás sob pastagem cultivada com braquiária apresentava estoque de C na camada 0-0,40 m de profundidade do solo 14 % maior do que o solo sob vegetação nativa do cerrado, estoque superior inclusive ao de áreas agrícolas sob PD avaliadas, que apresentavam estoque similar ou até 12 % superior ao solo sob vegetação nativa. Em outro estudo, comparando sistemas de manejo do solo e culturas no Cerrado, Corazza et al. (1999) verificaram que a taxa de sequestro de C de áreas agrícolas, após 15 anos sob PD, foi de 1,43 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C na camada de 0-1,0 m de um Latossolo, enquanto sob PC houve perda de C com taxa de -0,32 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C na mesma camada. No mesmo trabalho, verificaram que o uso de pastagem de braquiária apresentou taxa de acúmulo de C no solo de 0,92 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C após o 18º ano de seu estabelecimento. No entanto, é importante ressaltar que a qualidade da pastagem tem papel preponderante na dinâmica do C no solo. Boddey et al. (2001) observaram que o estoque de C na camada de 0-1,0 m de um solo do sul da Bahia sob pastagem degradada foi cerca de 32 % inferior ao estoque de C de um solo sob pastagem de braquiária bem manejada e 27 % menor do que uma área de mata secundária adjacente.

## MECANISMOS DE ESTABILIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO

A capacidade de proteger e estabilizar o C no solo, além das práticas de manejo adotadas, depende de características intrínsecas do solo. Os três principais mecanismos de proteção do C no solo são: recalitrância bioquímica, estabilização química e proteção física (Jastrow & Miller, 1998). Nos Latossolos oxidicos, destaca-se a estabilização química pela forte interação organomineral (Six et al., 2004a), efeito este notado inclusive sobre as frações mais lábeis da MOS (C particulado) (Razafimbelo et al., 2008). A proteção física (agregação) é considerada o principal mecanismo de estabilização de C em sistemas conservacionistas em solos temperados, bem como na maioria dos solos tropicais e subtropicais (Bayer et al., 2000; Six et al., 2002b; Six et al., 2004a; Dieckow et al., 2005b; Conceição et al., 2008). Por sua vez, a recalitrância bioquímica é relacionada com a composição do material orgânico, mas que tem pouca influência na estabilidade da MO (Dieckow et al., 2009).

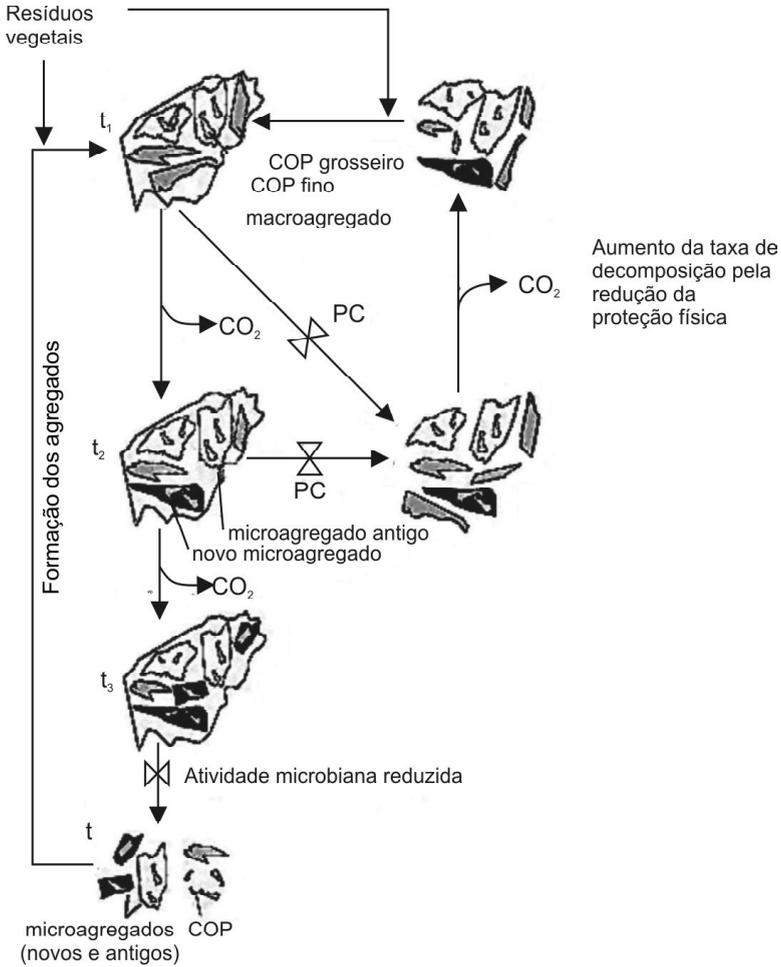
O maior estoque de C em solos sob PD em comparação com o PC, em condições temperadas, está relacionado com a preservação dos agregados pela mínima mobilização do solo (Six et al., 2002a; Chung et al., 2008). Os agregados representam uma barreira física à ação dos decompositores da MOS (Tisdall & Oades, 1982). No clima temperado, a formação de agregados tem sido diretamente associada ao aporte de resíduos vegetais ao solo (Six et al., 2000a). Nicoloso (2009) verificou que o aumento dos estoques de C em um Mollisol (Chernossolo) foi mais bem explicado pela análise conjunta do aporte de C ao solo e da macroagregação do que quando estes fatores foram considerados isoladamente. De acordo com o modelo proposto por Golchin et al. (1994, 1998) e Beare et al. (1994) os macroagregados são formados a partir de um processo pedobiológico no entorno da MO particulada (MOP > 250  $\mu$ m).

A contínua deposição de resíduos vegetais estimula a formação de microagregados (< 250  $\mu$ m) que se unem para formar os macroagregados (Six et al., 2000a). Neste processo, as hifas de fungos, as raízes de plantas e a fauna do solo (minhocas) desempenham importante papel (Six et al., 2002a; Mielniczuk et al., 2003). O conceito de hierarquia dos agregados sustenta que os microagregados altamente estáveis unem-se para formar estruturas menos estáveis denominadas macroagregados, com incremento no teor de C (Edwards & Bremmer, 1967; Tisdall & Oades, 1982). Esta teoria tem sido validada para Argissolos e Chernossolos (Oades & Waters, 1991;

Tisdall, 1991), mas existe considerável controvérsia para os Latossolos (Oades & Waters, 1991; Ferreira et al., 2007). Para esta última classe de solo, o aumento do tamanho dos agregados não é sempre acompanhado pelo incremento do teor de C no interior dos agregados (Zoratelli et al., 2005; Zinn et al., 2007). Este fato deve-se, em parte, ao já naturalmente elevado grau de estabilidade de agregados verificado nos Latossolos mesmo em PC, em relação aos Chernossolos (Nicoloso, 2009). Comparando estas classes de solos, Fabrizzi et al. (2009) e Nicoloso (2009) verificaram que o aumento do estoque de C no solo foi fortemente relacionado com o aumento da estabilidade de micro, meso e macroagregados no Mollisol (Chernossolo), enquanto no Oxisol (Latossolo) esta relação foi mais fraca e significativa apenas para macroagregados. Usualmente, a intensidade da estabilização do C particulado (tempo de residência no solo) ocorre em ordem crescente dos macro para os microagregados, tanto em solos de clima temperado como de clima tropical (Zoratelli et al., 2005; Zinn et al., 2007). A estabilização do C particulado em agregados constitui um processo mais importante para os Chernossolos, uma vez que nos Latossolos apenas uma pequena fração do C do solo encontra-se na forma particulada, independentemente de sua localização (Nicoloso, 2009).

Na figura 3, é apresentado o modelo de agregação proposto por Six et al. (2000b). O processo de formação de macroagregados é dependente do contínuo aporte de C ao solo e, portanto, é regulado pelo sistema de cultura adotado. Six et al. (2000) explicam que, no início, ( $t_1$ ), os macroagregados ( $250-2000 \mu\text{m}$ ) são formados ao redor de resíduos vegetais frescos que então se transformam em C orgânico particulado (COP) grosseiro intramacroagregados (Figura 3). Os resíduos frescos induzem à formação de macroagregados, pois são fontes de C para a atividade microbiana, e à formação de agentes cimentantes biológicos derivados dos micro-organismos (Golchin et al., 1994; Jastrow, 1996; Six et al., 1999). O modelo assume que as taxas de formação de macroagregados no tempo  $t_1$  são similares em PD ou PC, porque a adição de C geralmente é similar entre sistemas de preparo do solo (Six et al., 1999). O COP fino é derivado da decomposição e fragmentação do COP grosseiro entre os tempos  $t_1$  e  $t_2$ ; desta maneira, espera-se que a concentração de COP fino no macroagregado aumente com o tempo de residência no solo. À medida que o COP fino é formado, partículas de argila e produtos microbianos vão aderindo à sua superfície entre os tempos  $t_2$  e  $t_3$ , formando, assim, microagregados oclusos em macroagregados (Six et al., 1998, 1999). Eventualmente, os agentes cimentantes nos macroagregados degradam-se, resultando em perda de sua estabilidade e liberação dos microagregados ( $t_4$ ), que serão as unidades estruturais do próximo ciclo de formação de macroagregados (Tisdall & Oades, 1982). O

modelo também mostra que o aumento da ruptura dos macroagregados, decorrente do preparo do solo, reduz a formação de novos microagregados sob PC em comparação com PD, o que se verifica pelo menor acúmulo de C ocluído em microagregados sob PC do que em PD (Six et al., 1999).



**Figura 3. Modelo conceitual da formação de agregados e proteção física da matéria orgânica em solos submetidos a preparo convencional (PC) e plantio direto (PD).**

Fonte: Adaptado de Six et al. (2000b, 2004).

Seguindo o modelo proposto por Six et al. (2000b, 2004a), a formação de macroagregados (250-2000  $\mu m$ ) ocorre preferencialmente no entorno

da MO particulada recentemente adicionada ao solo. A maior relação C/N da MO particulada oclusa em relação à do restante do solo é um indicativo de que no interior dos agregados ocorre uma proteção diferenciada do C ao ataque microbiano (Zinn et al., 2007). Assim, no interior dos macroagregados, seria encontrado concomitantemente C particulado grosseiro e fino (retrabalhado pelos micro-organismos). Baldock & Skjemstad (2000) e Zinn et al. (2007) sustentam que a MO particulada oclusa não está totalmente protegida da decomposição microbiana, havendo porém uma acentuada redução na sua taxa de decomposição. Em um experimento de longa duração em Passo Fundo (RS), Zoratelli et al. (2005) verificaram efeito expressivo do sistema de preparo no teor de C ocluso nos agregados, caso em que o PD apresentou cerca de três vezes mais C particulado do que o PC. Observando, ainda, o PD no interior dos grandes macroagregados ( $> 2000 \mu\text{m}$ ), o teor de C particulado fino foi 3,5 vezes superior ao do C particulado grosseiro, enquanto sob PC esta relação foi de 2,0 vezes. O incremento da relação entre C particulado fino e C particulado grosseiro ocluso é um indicativo da estabilidade dos agregados (Six et al., 2002a).

Assim, quanto maior esta relação maior será o tempo de residência estimado dos macroagregados (Six et al., 2000b). Six et al. (1999, 2000b) sustentam que sob PD os macroagregados tem um tempo de permanência no solo que pode ser o dobro do PC. Com isto, o C aportado sob PD fica mais protegido da ação dos micro-organismos do que sob PC (Denef et al., 2004; Zoratelli et al., 2007). Nicoloso (2009), observando sob PD o aumento do aporte de C ao solo via rotação de culturas (Latossolo) ou adubação orgânica (Chernossolo), verificou que os macroagregados do solo apresentavam aumento da relação entre COP intra-microagregados e COP extramicroagregados oclusos em macroagregados. O COP fino ocluso no interior do macroagregado gradualmente será estabilizado quimicamente no interior dos microagregados, conferindo-lhe recalcitrância pelo aumento da interação organomineral (Six et al., 1999; Denef et al., 2004; Chung et al., 2008; Nicoloso, 2009). Portanto, a formação e a manutenção de macroagregados constituem um processo-chave para o sequestro de C (Chung et al., 2008). Além disto, no estudo de Zoratelli et al. (2005), foi observado que o sistema PD, quando associado à rotação de culturas, proporciona um incremento adicional na quantidade de C protegido intra-agregados em relação a sistemas com monoculturas. Ainda, os autores reportaram sinergismo entre a utilização de fabáceas, como cultura de cobertura, e o PD resultando em incremento na concentração de C particulado fino ocluso. Este resultado reforça o entendimento de

que a adoção combinada de PD e de culturas de cobertura leguminosas estimula a estabilização do C no solo (Bayer et al., 2000; Amado et al., 2001; Sisti et al., 2004; Diekow et al., 2005; Boddey et al., 2008; Urquiaga et al., 2010).

O mecanismo de estabilização do C particulado fino no interior do agregado, proposto por Six et al. (1998, 1999), tem sido validado tanto para solos temperados como tropicais. Conceição et al. (2008) verificaram que, sob Argissolo e Latossolo Vermelho subtropicais, a proteção física foi responsável por 54 e 23 %, respectivamente, do acúmulo total de C no solo. Zotarelli et al. (2007), avaliando dois Latossolos (Passo Fundo e Londrina), verificaram que, do total de C ocluso em agregados, 80 a 90 % estava associado aos minerais. A predominância de argilominerais 1:1 e óxidos de Fe em Latossolos pode ocasionar a oclusão do C na estrutura granular, resultando em alta estabilidade do C (Six et al., 2000a; Roscoe et al., 2004). Neste caso, a formação de agregados é menos dependente da adição de C (Six et al., 1999; Deneff et al., 2004) do que o verificado em solos temperados, embora esta continue a ser importante (Fabrizzi et al., 2009). Nicoloso (2009) verificou que em um Latossolo de clima subtropical mais de 90 % do C acumulado em macroagregados de solo pelo emprego do PD teria alta estabilidade no solo por ocorrer em frações estabilizadas por recalcitrância, interação organomineral ou C particulado protegido intra-microagregados, enquanto em um Chernossolo de clima temperado cerca de 78 % do acúmulo de C ocorreu nestas frações.

A textura do solo também é importante neste processo, pois com o aumento do teor de argila ocorre um incremento do teor de C ocluso no interior dos agregados (Ikolbl & Kogel-Knabner, 2004). A maior atividade biológica, sobretudo de fungos micorrízicos arbusculares sob PD, representa importante fator de incremento da recuperação de C adicionado nos macroagregados (Wright et al., 1996; Rillig & Mummey, 2006; Six et al., 2006; White & Rice, 2009). A glomalina e outros bioprodutos resultantes da atividade dos fungos micorrízicos arbusculares agem como importante agente cimentante de agregados (Wright & Upadhyaya, 1998; Rice & Angle, 2003; Rillig et al., 2003) e ligam-se aos argilominerais dos microagregados (Simpson et al., 2004). Ambos os processos incrementam a armazenagem de C no solo (White & Rice, 2009). Observa-se, ainda, que o sistema radicular das culturas é importante fator para a formação e estabilização de macroagregados (Gale et al., 2000).

Zinn et al. (2007) avaliaram o controle estrutural e o textural sobre a dinâmica do C em solos do cerrado brasileiro. A hipótese central era de que

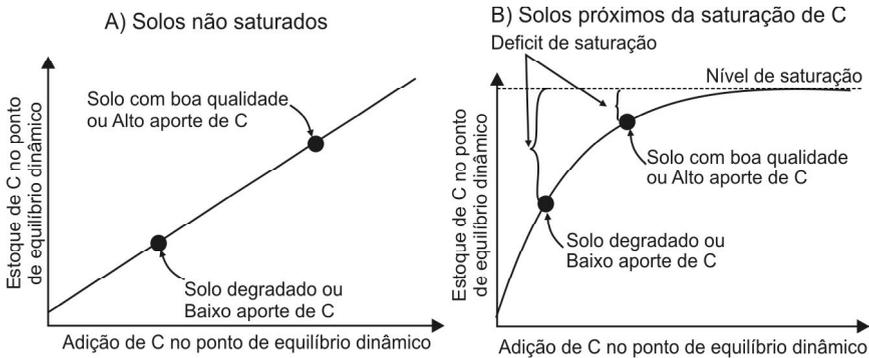
a oclusão da MOS particulada em agregados seria o principal mecanismo de proteção do C, a exemplo do verificado em solos temperados, e que, portanto, o controle estrutural seria o mais importante mecanismo de retenção de C. A conclusão do trabalho foi de que o controle estrutural foi menos importante do que o controle textural e mineralógico, uma vez que a correlação entre C total e C ocluído dentro dos agregados foi fraca. A relação de retroalimentação entre agregação e C total não ocorreu com a intensidade esperada para solos com forte controle textural e mineralógico. Resultados semelhantes foram obtidos posteriormente por Nicoloso (2009). Em que pese isto, o controle estrutural é um importante mecanismo de proteção de C em solos tropicais (Zinn et al., 2007), pois o elevado teor de óxidos de Fe e Al influencia a estabilidade de agregados (Oades & Waters, 1991; Feller et al., 1996).

O teor de silte e de argila tem sido considerado o principal fator que determina a capacidade de proteção do C do solo (Hassink et al., 1997; Six et al., 2002b). Assim, solos arenosos têm menor capacidade de proteção e maior teor de C não protegido (Plante et al., 2006), em parte porque a proteção da MO particulada dentro dos agregados é favorecida pelo incremento do conteúdo da argila (Balesdent et al., 2000). De qualquer forma, para Beare et al. (1994) e Besnard et al. (1996), embora o COP seja considerada a principal fração da MO em solos temperados, para os solos tropicais, a maioria do COP não estaria quimicamente protegida dentro dos agregados. Entretanto, recentemente, verificou-se em um Andisol argiloso de Madagascar que mesmo o C particulado ocluído em macroagregados contaria com algum grau de estabilização por interação organomineral, visto que a quebra dos agregados maiores que 50  $\mu\text{m}$  não resultou em aumento da mineralização do C particulado ocluído (Razafimbelo et al., 2008). Os autores verificaram por meio de microscopia que o C particulado encontrava-se rodeado de partículas de argila aderidas à sua superfície, o que impediria a sua decomposição por micro-organismos. Consequentemente, o controle estrutural é restrito a uma parte da MO particulada e sua estabilização depende fortemente da textura e da mineralogia do solo.

## SATURAÇÃO DE CARBONO NO SOLO

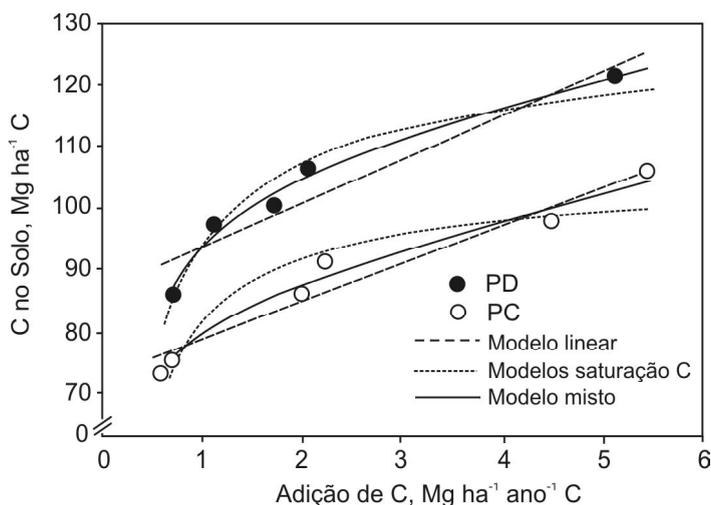
Recentemente, foi introduzido na literatura o conceito de que existe um limite superior de estocagem do C ou limite de saturação de acordo com o nível de adição de resíduos, o qual está em fase de aprimoramento e consolidação. Na figura 4, é ilustrada a situação de déficit de saturação de

C de um solo degradado e de outro com bom aporte de carbono. Tal saturação tem sido observada em vários tipos de solo, textura e clima (Stewart et al., 2009). Este processo ocorre principalmente nas camadas mais superficiais do solo, em virtude do maior aporte de C oriundo de parte aérea vegetal, raízes e outras fontes de C orgânico (Nicoloso, 2009).



**Figura 4. Resposta à adição de C em solos não saturados (a) e solos próximos da saturação por C (b), conforme modelo teórico proposto por Stewart et al. (2007, 2008b).**

Esse novo conceito vem sendo aplicado à interpretação do acúmulo de MO no solo, principalmente em nível internacional. Avaliando onze agroecossistemas, Six et al. (2002a) observaram um ajuste assintótico para a relação adição de C e estoque de C, ao invés do modelo linear. Este modelo indica que a capacidade de proteção de C não se mantém constante indefinidamente. Stewart et al. (2007) avaliaram o modelo linear, o modelo unicompartimental de saturação de C baseado em Six et al. (2002a) e um modelo misto com dois compartimentos de saturação por C. Na figura 5, são apresentados os modelos investigados pelos autores, que concluíram que os modelos que consideram a existência da saturação por C no solo são vantajosos em relação ao modelo linear, especialmente para situações em que o teor de MOS já se encontrava parcialmente recuperado. Nicoloso (2009) verificou em um Mollisol (Chernossolo) da região central dos EUA, que o modelo unicompartimental proposto por Dalal & Mayer (1986) superestimou em 29 e 62% a capacidade prevista de armazenar C, na camada de 0-0,05 m, sob PC e PD, respectivamente, com aporte elevado de adubação orgânica, quando comparado com os estoques medidos no seu ponto de saturação de C.



**Figura 5. Ajuste dos modelos linear, por saturação de C e misto aos estoques de C orgânico total (COT) na camada de 0-10 cm do solo sob Plantio Direto (PD) e Preparo Convencional (PC), considerando a função da adição de C ao solo.**

Fonte: Adaptado de Stewart et al. (2007).

Em um trabalho realizado por Stewart et al. (2008b) com <sup>13</sup>C, constatou-se que quanto maior for o déficit de saturação maior é a capacidade do solo em estabilizar o C adicionado e que, por outro lado, a eficiência de estabilização ( $\Delta C/\Delta C$ -adicionado) também diminui com o incremento da quantidade de C aportada. A diminuição da eficiência estabilização do C em solos com alto teor C, quando comparado com solos de baixo conteúdo de C submetidos aos mesmos tratamentos, tem sido observada em vários estudos (Campbell et al., 1991; Nyborg et al., 1995; Solberg et al., 1997), sendo um forte indicativo da validade do conceito de saturação de C. Assim, os solos com baixo conteúdo de C e degradados podem ser aqueles que têm o maior potencial e eficiência de armazenar C, porque eles estão distantes do seu nível de saturação (Stewart et al., 2008b). Por outro lado, solos com elevado conteúdo de C inicial respondem de forma limitada às práticas de manejo visando ao incremento de C, por já estarem próximos do seu limite de saturação (Hassink, 1996; Stewart et al., 2007, 2008b). Experimentos com diferentes níveis de aporte de C também têm demonstrado que, em alguns tratamentos, após determinado nível ser alcançado, não há incremento de C sugerindo que o solo tornou-se saturado de C (Paustian et al., 1997; Soon, 1998; Huggins et al., 1998; Reicosky et al., 2002; Six et al., 2002a; Stewart et al., 2007; Kool et al., 2007; Gulde et al., 2008).

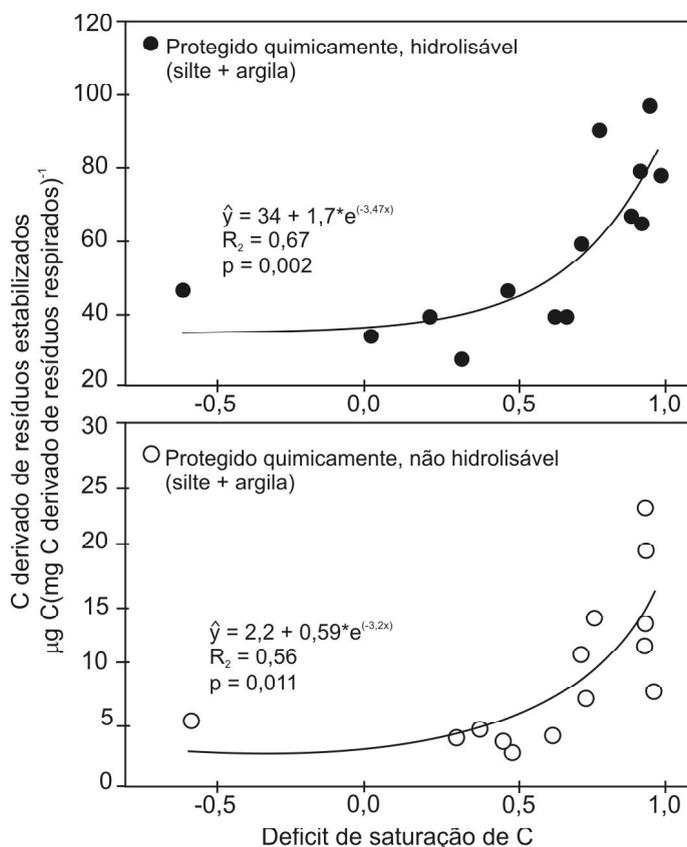
Os limites para estocagem de C têm sido propostos como uma função dos compartimentos específicos: o C não protegido (Six et al., 2000a, b), C associado a argila+silte (Hassink, 1996, 1997; Stewart et al., 2009), C protegido no interior de microagregados e macroagregados (Bayer et al., 2000; Six et al., 2002a; Gulde et al., 2008; Conceição et al., 2008; Nicoloso, 2009) e C protegido bioquimicamente (Baldock & Skjemstad, 2000). O nível de saturação de C dos mecanismos de proteção do C associado a argila+silte e no interior de agregados é medido pela textura e mineralogia. Já a proteção bioquímica depende da qualidade do resíduo aportado (Stewart et al., 2009).

Stewart et al. (2009) estimaram que os mecanismos de proteção química e física do C explicaram entre 55 e 91 % do total de C estabilizado no solo. O C protegido quimicamente (associado às frações de argila e silte), segundo Stewart et al. (2009), contribuiu em média com 27% do total de C estabilizado dos resíduos aportados. A proteção bioquímica foi pequena e a proteção física foi o principal responsável pela estabilização do C aportado via resíduos de trigo, com média de 45 % do total estabilizado. Dentro dos agregados, 50-85 % do C derivado dos resíduos estavam associados às frações hidrolisáveis da argila+silte e uma fração < 16 % estava associada a frações não-hidrolisáveis. Stewart et al. (2009) indicaram um grande aporte de C para saturar o mecanismo de proteção física. Em um experimento com 35 anos de condução, foi observado que os macroagregados pequenos (2000-250  $\mu\text{m}$ ), na camada de 0-5 cm, foram os principais destinos do C aportado via resíduos (Chung et al., 2008).

A velocidade de saturação segundo os mecanismos pode ser diferenciada. Assim pode-se ter a saturação química e bioquímica, enquanto o solo como um todo ainda continua a acumular C (Six et al., 2002a). Assim, o C adicional será protegido fisicamente ou permanecerá não protegido, razão pela qual estaria mais sujeito a mudanças nas práticas de manejo (Stewart et al., 2009). Na figura 6, é apresentada a relação entre o déficit de saturação de C e a atuação pelos mecanismos de proteção química (C hidrolisável associado a silte e argila) e proteção bioquímica (C não-hidrolisável associado a silte e argila). Estes resultados concordam com o anteriormente reportado por diversos autores (Hassink, 1997; Roscoe et al., 2001; Dieckow et al., 2006; Stewart et al., 2008a; Chung et al., 2008).

Uma ordem de prioridade de saturação de C no solo tem sido investigada recentemente. A fração mineral de silte e argila externa aos agregados responde mais rapidamente à adição de C do que a fração mineral intra-agregados. Assim, à medida que a fração mineral livre é saturada, o C ainda continua a ser acumulado na fração mineral dentro dos agregados (Gulde et

al., 2008; Chung et al., 2008; Stewart et al., 2009). Chung et al. (2008) sugeriram que, no interior dos agregados, primeiro ocorre a saturação de C nos microagregados oclusos, para, posteriormente, ocorrer a saturação de C dentro do macroagregado. À medida que os compartimentos químico, bioquímico e microagregados são preenchidos, reforça-se o papel dos sistemas de manejo em conservar os macroagregados e o C acumulado no solo.

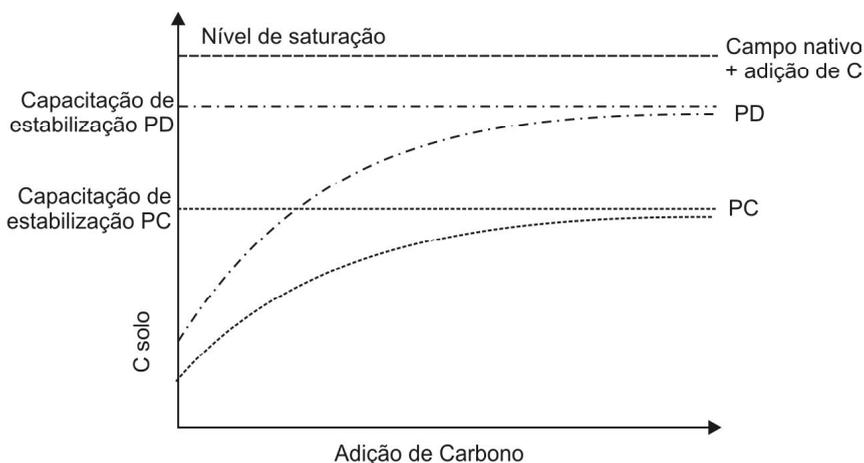


**Figura 6. Relação entre o déficit de saturação de C e a estabilização química (interação organomineral) e bioquímica (recalcitrância) do C.**

Fonte: Adaptado de Stewart et al. (2009)

O não-revolvimento do solo em PD aumenta a estabilidade de agregados (Campos et al., 1995; Castro-Filho et al., 1998; Six et al., 2000a; Beutler et al., 2001; Mikha & Rice, 2004; Pikul et al., 2007; Nicoloso, 2009) e isto pode ampliar o nível de estabilização do C em relação ao sistemas PC (Chung et

al., 2008; Nicoloso, 2009). Resultados de experimentos de longa duração evidenciam que solos com as mesmas propriedades físico-químicas e sujeitos à mesma condição climática podem ter o potencial máximo de saturação de C diferente de acordo com o sistema de manejo adotado (Stewart et al., 2007; Chung et al., 2008; Nicoloso, 2009). Nicoloso (2009) verificou que o estoque de C da camada de 0-0,05 m de um Mollisol (Chernossolo) na sua capacidade efetiva de estabilização (saturação) foi 76 % superior sob PD do que sob PC. Na figura 7, é apresentada esta relação entre o sistema de manejo e o limiar de saturação de C.



**Figura 7. Relação entre sistemas de manejo e o limite de saturação de C determinado pela capacidade de estabilização do C.**

Fonte: Stewart et al. (2007).

Embora o processo de saturação de C limite a capacidade de uma camada de solo em acumular C, isto pode não indicar que o solo como um todo não seja mais capaz de acumular C em seu perfil. Nicoloso (2009) observou que, após a saturação por C da camada de 0-0,05 m de um Mollisol americano (Chernossolo), a camada adjacente começou a acumular C. Este processo foi verificado apenas sob PD, não ocorrendo sob PC.

## INFLUÊNCIA DOS SISTEMAS DE MANEJO NA QUALIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA

É relativamente grande o volume de informações sobre alterações que o manejo do solo promove nos estoques de MO, mas o conhecimento sobre

alterações na qualidade da MO ainda é limitado, principalmente para solos de regiões tropicais e subtropicais. A falta de métodos adaptados e limitações de disponibilidade de instrumentos analíticos, geralmente de custo elevado, são algumas das razões desse conhecimento limitado. Várias técnicas analíticas podem ser empregadas na Ciência do Solo, visando a identificar e a quantificar estruturas moleculares da MO, destacando-se as espectroscópicas tais como: a ressonância magnética nuclear (RMN) (Knicker & Lüdemann, 1995; Kögel-Knabner, 2000), a ressonância paramagnética eletrônica (EPR) (Senesi & Steelink, 1989; Martin-Neto et al., 1994) e a fluorescência induzida por laser (FIL) (Bayer et al., 2002; Milori et al., 2002).

O grande desafio nos estudos de caracterização da MO talvez seja o de elucidar com profundidade as relações entre qualidade e quantidade de MO. Conhecer a qualidade da MO e suas frações é uma forma de melhor entender as funções que ela exerce. Conhecendo o grau de aromaticidade e hidrofobicidade da MO, é possível inferir sobre o seu grau de recalcitrância. A proporção de grupos carboxílicos ou fenólicos pode estar relacionada com a CTC do solo. A hidrofobicidade também poderia sugerir algo sobre a capacidade de retenção de água no solo. Porém, para melhor entender essas relações, as técnicas analíticas desenvolvidas para sistemas geralmente puros da Química ainda necessitam ser mais bem adaptadas aos sistemas heterogêneos, dinâmicos e complexos do solo.

A distribuição da intensidade relativa de sinal de  $^{13}\text{C}$  em espectros de RMN no estado sólido de amostras de solo inteiro da região subtropical do Brasil segue um padrão mais ou menos semelhante (Dick et al., 2005; Dieckow et al., 2005c; Boeni, 2007; Dieckow et al., 2009), sendo O-alquil o grupo predominante, seguido pelo alquil, aromático e carbonil. Interessante observar que o tipo mais abundante (O-alquil) é uma categoria potencialmente mais lábil (menos recalcitrante bioquimicamente) comparado com aromáticos, que estão em menor proporção.

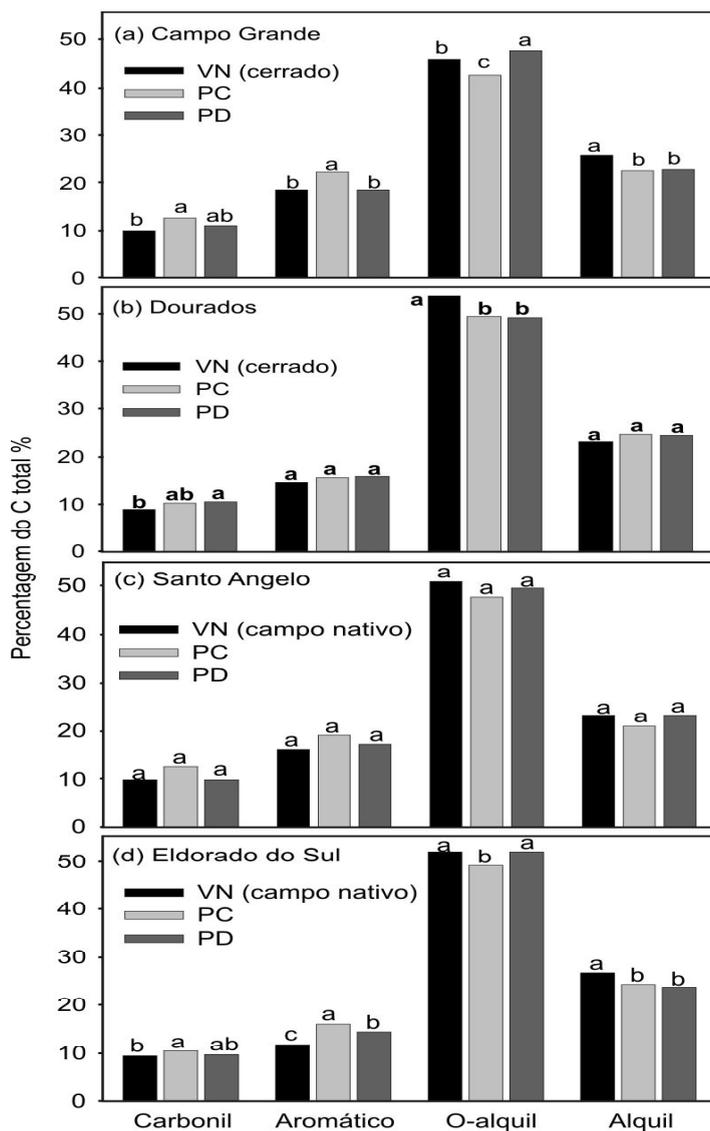
Duas hipóteses são sugeridas para explicar a predominância de O-alquil como o principal constituinte da MO: (i) a interação entre polissacarídeos e as superfícies de óxidos de Fe que constituem uma importante proporção da mineralogia desses solos, e (ii) a composição mineralógica oxidica favorece a formação de microagregados e macroagregados que promovem a oclusão da MO contra o ataque enzimático (Balesdent et al., 2000; Krull et al., 2003; von Lützow et al., 2006). Esses mecanismos supostamente possuem efeito aditivo. Outro ponto a se considerar, contrário a conceitos anteriormente aceitos pela comunidade científica, é que a MO não é constituída principalmente por estruturas aromáticas, mas por uma mistura de outras

estruturas derivadas de carboidratos, lipídios, peptídios e lignina de origem vegetal ou microbiana. Esse ponto tem sido exaustivamente discutido e está relacionado com a substituição da teoria de estrutura macromolecular da MO humificada pela teoria da estrutura supramolecular (Burdon, 2001; Piccolo, 2001).

Mudanças drásticas de uso e manejo como a conversão de cerrado ou campo nativo em lavoura anual com PC têm acarretado significativa alteração na composição da MO em solos tropicais e subtropicais brasileiros (Boeni, 2007; Dieckow et al., 2009). Em Latossolo argilo-arenoso da região do Cerrado (Campo Grande, MS) e em Argissolo argilo-arenoso do sul do Brasil (Eldorado do Sul, RS), o sistema PC diminuiu a concentração de O-alquil e alquil e aumentou a de aromático e carbonil (Figuras 8a e 8d), resultando em maior razão aromático / O-alquil (Figura 8a). Além disso, essa conversão de uso aumentou o índice de humificação HFIL obtido por FIL (Figura 9b) e a concentração de radicais livres semi quinona medidos por EPR (Figura 9c).

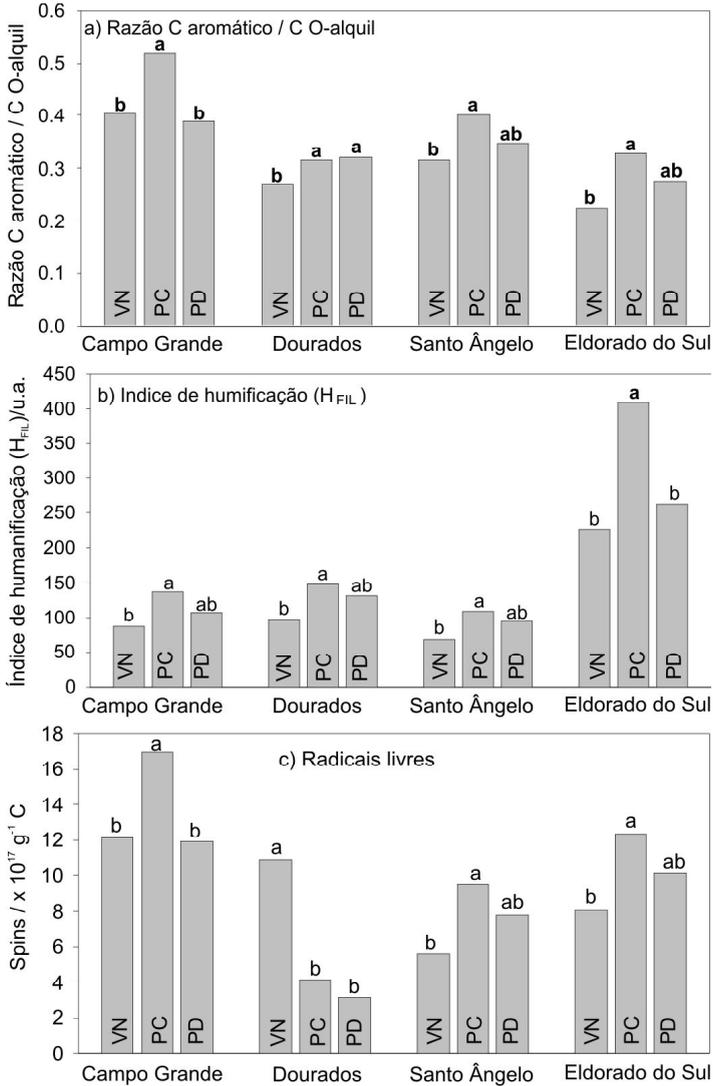
Os resultados evidenciam que a mobilização do solo originalmente sob vegetação nativa favoreceu a mineralização preferencial (mas não completa) de constituintes como polissacarídeos (O-alquil) e lipídios (alquil), aumentando assim a concentração relativa de estruturas mais recalcitrantes como as aromáticas, mas não sua quantidade absoluta. No entanto, com a adoção do PD, houve uma recuperação parcial da composição original da MO (Figuras 8 e 9). Entretanto, esse efeito possivelmente é dependente da textura e mineralogia do solo pois, num Latossolo argiloso (Dourados, MS e Santo Ângelo, RS), a adoção do PD não alterou significativamente a qualidade da MO em comparação com o solo em PC (Figuras 8b,c, 9a-c), apesar de ter havido uma tendência (não-significativa) de aumento nas concentrações de O-alquil e alquil e de diminuição nas concentrações de aromáticos e carbonil, a razão aromático/O-alquil, o índice  $H_{FIL}$ , e a concentração de radicais livres com a adoção do PD no Latossolo subtropical.

O incremento de O-alquil associado com o aumento no estoque de C (dado não apresentado) após a conversão de PC para o PD nos solos de textura mais arenosa (Campo Grande-MS, Eldorado do Sul-RS e uma tendência em Santo Ângelo-RS) (Figura 8) é um indicativo de que a estabilidade bioquímica (recalcitrância, preservação seletiva) constitui um mecanismo pouco importante na estabilização de C nesses solos tropicais e subtropicais. Isso reforça a hipótese de que a proteção física por oclusão, melhorada por agregados mais estáveis, e a interação por superfícies estejam desempenhando o papel mais relevante na estabilização de C nestes solos em PD.



**Figura 8.** Distribuição relativa de diferentes formas de C em amostras de solo inteiro da camada de 0-5 cm, considerando sistemas de preparo (VN, vegetação nativa; PC, preparo convencional; e PD, plantio direto), em dois locais do Cerrado (Campo Grande-MS, Latossolo argilo-arenoso; Dourados-MS, Latossolo argiloso) e em dois locais do Subtrópico brasileiro (Santo Ângelo-RS, Latossolo argiloso; e Eldorado do Sul-RS, Argissolo franco argilo-arenoso). Resultados de RMN no estado sólido. Letras acima das barras comparam o efeito do manejo em cada local - Teste de Tukey  $p < 0,10$ .

Fonte: Adaptado de Dieckow et al. (2009).



**Figura 9. Razão C aromático / C O-alkil obtida por RMN (a), índice de humificação HFIL obtido por FIL e concentração de radicais livres obtidos por EPR (c) na camada de de 0-5 cm, considerando sistemas de preparo (VN, vegetação nativa; PC, preparo convencional; e PD, plantio direto), em dois locais do Cerrado (Campo Grande-MS, Latossolo argilo-arenoso; Dourados-MS, Latossolo argiloso) e em dois locais do Subtrópico brasileiro (Santo Ângelo-RS, Latossolo argiloso; e Eldorado do Sul-RS, Argissolo franco argilo-arenoso). Letras acima das barras comparam o efeito do manejo em cada local - Teste de Tukey  $p < 0,10$ .**

Fonte: Adaptado de Dieckow et al. (2009)

Enquanto mudanças de uso do solo ou de sistema de preparo promovem alterações mais significativas na qualidade da MO, o mesmo não pode ser afirmado com relação aos efeitos de sistemas de culturas em PD, que parecem exercer pequena influência sobre a composição total da MO, apesar de promover significativas alterações no seu estoque (Skjemstad et al., 1986; Oades et al., 1988; Golchin et al., 1995; Dieckow et al., 2005c). Porém, o fato de não se detectarem diferenças não significa que elas não existam; pode ser uma limitação da técnica em não possuir sensibilidade suficiente ou em sofrer interferência de outros fatores, como, por exemplo, a presença de  $Fe^{3+}$  que interfere nos sinais de RMN.

No entanto, sistemas de culturas tendem a alterar a composição da matéria orgânica particular (MOP) numa relação muito próxima com a composição da parte aérea das plantas, mas não o suficiente para que isso seja perceptível na composição da MO total do solo (Oades et al., 1988; Dieckow et al., 2005c). Apesar disso, tal efeito não deve ser desprezado e merece ser investigado com mais profundidade, no sentido de entender melhor o papel da composição das plantas sobre a composição da MOP e, por conseguinte, sobre o acúmulo de C nessa fração. O índice de hidrofobicidade - IH (Spaccini et al., 2002) da parte aérea de plantas parece exercer um controle na decomposição de resíduos e no acúmulo de MOP. O maior IH da parte aérea de guandu (0,42) ajuda a explicar o maior acúmulo de MOP no sistema guandu + milho em relação ao sistema aveia + milho, onde a parte aérea da aveia tem um IH de 0,22 [adaptado de Dieckow et al. (2005)]. O tempo de decomposição de resíduos na superfície do solo também revela relação mais estreita com o IH do que com a relação C:N do resíduo das espécies e demonstra a vantagem que as leguminosas tropicais como mucuna (IH=0,44) e guandu (IH=0,45) apresentam nesse sentido (Carvalho et al., 2009).

Na fração argila, não se observa diferença na composição da MO entre sistemas de culturas, o que pode estar ligado ao fato de ser essa MO associada aos minerais derivada principalmente de produtos microbianos (Oades et al., 1988; Golchin et al., 1995). Portanto, a não ser que as mudanças ocorram na comunidade microbiana e nos seus correspondentes metabólitos e mucilagens, a composição da MO associada aos minerais tende a permanecer a mesma, independentemente da quantidade e qualidade do resíduo cultural adicionado.

## EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA E SUA MITIGAÇÃO EM SOLOS AGRÍCOLAS

Em nível mundial, estima-se que a agricultura contribui com aproximadamente 22 % das emissões totais de  $\text{CO}_2$ , 80 % das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e 55 % das emissões  $\text{CH}_4$ . Porém, no Brasil, como reflexo da importância da agricultura como atividade econômica, estima-se que 75% das emissões de  $\text{CO}_2$ , 94% das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e 91% das emissões de  $\text{CH}_4$  sejam oriundas de atividades agrícolas, incluindo a conversão de florestas para uso agrícola. Essas elevadas emissões de GEE atribuídas à agropecuária nacional suscitam uma polêmica discussão quanto a sua sustentabilidade.

Portanto, em virtude da expressiva contribuição da agropecuária nacional para as emissões de GEE, quaisquer iniciativas para mitigação efetiva destas envolvem, necessariamente, a identificação ou desenvolvimento de sistemas de produção agropecuária com potencial de retenção de  $\text{CO}_2$  atmosférico na MO do solo e de redução das emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  para a atmosfera. Adicionalmente, a agricultura constitui uma atividade flexível, cuja adoção de técnicas ambientalmente favoráveis, além dos benefícios à qualidade do solo, normalmente representam baixo custo e são de adoção rápida, comparativamente com os setores industriais e de energia.

Estudos da emissão de GEE no Brasil concentram-se na região Sudeste e na Amazônia, focando a conversão de florestas em pastagens (Figura 10). Nas regiões Sul e Centro Oeste, que apresentam expressiva área cultivada (~12 milhões hectares na safra de verão) e contribuição significativa na produção nacional de grãos (~60 milhões de toneladas de grãos), as ações de pesquisa são mais recentes, tendo iniciado a partir de 2002. Nessas regiões, a pesquisa tem focado o potencial de práticas conservacionistas (PD, plantas de cobertura, ILP, etc.) em mitigar as emissões dos GEE e, apesar de recente, acredita-se que, com o aumento gradual de pesquisadores envolvidos nessa temática e a intensificação das ações de pesquisa, em poucos anos poderão ser derivados fatores de emissão representativos das nossas condições de solo e de clima. Este aspecto é particularmente importante na elaboração dos inventários nacionais, os quais têm ainda como base fatores de emissão obtidos em outros países.

Nessa seção, será realizada uma breve análise do potencial de algumas práticas de manejo em mitigar as emissões de GEE, com ênfase a resultados de pesquisa obtidos na região sul do Brasil. Não serão abordados os processos envolvidos na produção dos GEE no solo sobre os quais há diversos textos na literatura nacional e internacional.



**Figura 10. Distribuição dos estudos com emissão de gases de efeito estufa no Brasil considerando resultados publicados.**

## Mitigação das emissões de CO<sub>2</sub> e Sequestro de C no solo

Os solos agrícolas podem atuar como dreno ou fonte de C atmosférico, dependendo do sistema de manejo adotado. A redução das emissões de CO<sub>2</sub> à atmosfera e, conseqüentemente, o seu armazenamento na MOS estão relacionados com a adoção de sistemas conservacionistas de manejo. Os sistemas de preparo sem revolvimento do solo, em que são adotados sistemas de culturas com elevado aporte de resíduos vegetais, promovem a mitigação das emissões de CO<sub>2</sub>, o que fica evidente pelo aumento dos estoques de C no solo.

O sistema PD, adotado em diversas regiões do Brasil, totalizando aproximadamente 25 Mha, é uma prática que tem potencial para sequestrar C no solo, quando combinado a sistemas de cultura adequados. As taxas de armazenamento de C no solo (0-20 cm) sob sistema PD no Brasil variam de 0,48 Mg ha<sup>-1</sup> C, no Sul do Brasil, e 0,35 Mg ha<sup>-1</sup> C, no Centro Oeste (Bayer et al., 2006). Ao contrário do que se poderia esperar pelas condições climáticas favoráveis à atividade biológica, as taxas de sequestro (e assim por diante) de C em solos brasileiros são similares ou até mesmo maiores do que aquelas

verificadas em solos de regiões temperadas ( $0,34 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1} \text{ C}$  na camada de 0-30 cm), cujos fatores determinantes da estabilização do C no solo foram detalhadamente analisados anteriormente. Considerando uma taxa média de  $0,41 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1} \text{ C}$  extrapoladas para a área de PD no Brasil, é possível estimar um potencial de mitigação da emissão de  $\text{CO}_2$  equivalente a  $38 \text{ Tg ano}^{-1}$ .

Como destacado anteriormente, os sistemas de ILP têm-se destacado quanto ao seu potencial em promover a retenção de C atmosférico no solo, inclusive em comparação com solos agrícolas sob PD. A elevada produção de fitomassa das espécies forrageiras é, provavelmente, fator determinante para as maiores taxas de sequestro de C no solo com sistema de ILP se comparada com o de sistemas de produção de grãos em PD. Aliado a isso, o pastejo animal, provocando a retirada da parte aérea das plantas estimula o rebrote e o crescimento radicular, contribuindo também para a maior produção de massa de matéria seca das pastagens se comparadas com a de outras espécies vegetais (Muraro, 2005).

## Mitigação de $\text{N}_2\text{O}$

Diversos estudos indicam maiores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em solos sob PD do que em PC, e isso tem sido relacionado com a condição de maior adensamento ou compactação do solo não revolvido, o que teria reflexo negativo na difusão do  $\text{O}_2$ . Apesar das condições potencialmente favoráveis à emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo em PD, estudos realizados em regiões temperadas, tropicais e subtropicais não apresentam resultados conclusivos sobre os efeitos dos sistemas de preparo de solo nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . Zanatta (2009), numa análise baseada em 32 experimentos, observou uma grande variação nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ , cujos valores variam de  $0,3$  a  $9690 \text{ mg m}^{-2} \text{ N}$ , na região temperada, e de  $-7,0$  a  $420,9 \text{ mg m}^{-2} \text{ N}$ , nas regiões tropical e subtropical, não tendo sido verificadas evidências de maiores emissões nos solos sob PD do que em PC.

Por outro lado, estudos recentes têm indicado que a melhoria nas propriedades físicas do solo, especialmente a formação de macroagregados no solo em PD permitem maior difusividade de  $\text{O}_2$  no perfil do solo, minimizando as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ , ao nível daquelas observadas em sistemas naturais (Metay et al., 2007; Jantalia et al., 2008). Six et al. (2004b), numa síntese de estudos, verificaram que solos em PD por longos períodos de tempo ( $>10$  anos) apresentavam menores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em relação aos solos em PC. De modo geral, segundo levantamento realizado por Zanatta (2009), as maiores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo parecem estar relacionadas com solos

com elevados teores de MO (Organossolo, Vertissolo) e com problemas de drenagem (Gleissolo), não sendo nítida a relação com o tipo de preparo.

A adição de resíduos culturais ao solo tem sido relacionada com o aumento das emissões de  $N_2O$  nos solos agrícolas (Baggs et al., 2006). Estudos em experimentos de longa duração no sul do Brasil têm comprovado, nos primeiros dias após o manejo das plantas de cobertura ou comerciais, elevados índices de emissão de  $N_2O$  (Gomes et al., 2009; Escobar et al., 2010), o que decorre da disponibilidade do C e N lábil durante a decomposição dos resíduos, sendo pouco expressivas no decorrer do período de produção. Contudo, maiores aumentos na emissão de  $N_2O$  têm sido verificados pela adição de resíduos de fabáceas ao solo do que de gramíneas, e esse comportamento está relacionado com a composição química dos resíduos (maiores teores de N e menores teores de lignina e polifenóis), que permitem maiores taxas de mineralização do N, culminando em condições favoráveis para a emissão de  $N_2O$ . O tipo de manejo dado ao resíduo vegetal, por sua vez, pode influenciar o comportamento dos resíduos quanto à emissão de  $N_2O$ . A incorporação ao solo dos resíduos de gramíneas favorece a mineralização do N e intensifica as emissões de  $N_2O$  do solo (Gomes, 2006; Zanatta, 2009).

Geralmente, embora os solos cultivados com leguminosas apresentem maior emissão de  $N_2O$  do que se tivessem sob cultivo com gramíneas, a inserção daquelas espécies em sistemas de rotação de culturas pode representar maior taxa de acúmulo de C no solo. O acúmulo de C no solo pode, em muitos casos, constituir uma alternativa viável para mitigar as emissões de GEE. Além disso, as leguminosas, ao adicionar N via fixação simbiótica, reduzem a necessidade de aplicação de fertilizantes nitrogenados minerais, o que tem representado vantagens do ponto de vista econômico e ambiental (Mackenzie et al., 1998; Dusenbury et al., 2008). No entanto, em longo prazo, o maior acúmulo de MO do solo pode resultar em maior disponibilidade de N mineral para suprir os processos de produção de  $N_2O$  (Del Grosso et al., 2005; Gomes et al., 2009).

Nos sistemas em ILP, a principal fonte de  $N_2O$  no solo na fase pastagem é a urina, mas o esterco também contribui para as emissões, porém em menor intensidade (Oenema et al., 2005; Magiero et al., 2010). Isso pode ser explicado pelo fato de que 80-90% do N ingerido pelos animais retorna ao solo via urina e fezes, retorna a maioria pela urina. Nos locais onde a urina é depositada, a concentração de N mineral pode permanecer elevada por até 90 dias, o que pode representar perdas de até 3,8 % do N contido na urina como  $N_2O$  (Oenema et al., 1997). No sul do Brasil, verificaram-se emissões

de  $N_2O$  equivalentes a 0,4 % do N adicionado via urina em Argissolo Vermelho, e o efeito da urina estendeu-se até 30 dias após a aplicação (Magiero et al., 2010). Contudo, no Paraná, sob um Latossolo manejado há 3 anos em ILP, Piva (2010) não verificou aumento da emissão de  $N_2O$  pela aplicação de urina e fezes separadamente ao sistema ILP.

A emissão de  $N_2O$  em solos agrícolas também é altamente favorecida pela aplicação de adubos nitrogenados minerais e orgânicos (Dobbie & Smith, 2003; Gomes, 2006; Jones et al., 2007; Santos, 2009; Denega, 2009; Zanatta et al., 2010). Segundo revisão realizada por Bouwman (1996) de estudos com no mínimo um ano de avaliação, observou-se uma relação linear e positiva entre a quantidade de N aplicado e as emissões de  $N_2O$  do solo. Esta relação definia que a cada 100 kg de N aplicado ao solo 1,25 kg de N eram emitidos para a atmosfera como  $N_2O$ . Este fator de emissão de  $1,25 \pm 1$  % do N aplicado foi subsequentemente adotado pelo Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas - IPCC e passou a ser utilizado para calcular as emissões de  $N_2O$  com base na quantidade de N aplicado no solo, independentemente do tipo de cultura e forma química do adubo. Vários estudos, porém, têm indicado que este fator pode ser bastante variável com o tipo de solo, do ambiente e do manejo de solo e das culturas (Snyder et al., 2007). Recentemente, este valor foi considerado superestimado em diversos estudos, inclusive no Brasil (Gomes, 2006; Jantalia et al., 2008).

A fonte de N mineral (ureia, nitrato ou amônio) também altera as emissões de  $N_2O$ , assim como o modo de aplicação dos fertilizantes nitrogenados. Dobbie & Smith (2003), comparando diferentes fontes de N aplicado ao solo por um período de 2 anos, constataram maiores emissões de  $N_2O$  quando da aplicação de nitrato de amônio em relação à ureia, principalmente quando combinado a solos úmidos. Neste sentido, fertilizantes amoniacais e amídicos representaram boas alternativas para reduzir as emissões de  $N_2O$  em condições de solo úmido (Zanatta et al., 2010). Esse estudo no RS, que compara diferentes fontes de fertilizantes nitrogenados num Gleissolo, também indicou que o uso de fertilizantes de liberação controlada e de inibidores enzimáticos reduz as emissões de  $N_2O$  ao nível daquelas sem aplicação de N. O atraso na disponibilidade ou o aumento do tempo de baixa e continuada disponibilidade de N permite maior eficiência na absorção de fertilizante pelas plantas e redução do N mineral disponível para os processos de nitrificação e desnitrificação. Uma síntese de estudos com o uso de diferentes inibidores de nitrificação mostrou que as emissões de  $N_2O$  podem ser reduzidas em até 96 % (33-96 %), dependendo do fertilizante e da cultura (Snyder et al., 2009).

Outra forma de reduzir as emissões de  $N_2O$  para a atmosfera pode ser a substituição parcial da adubação nitrogenada pela utilização de leguminosas. No Sul do Brasil, o uso dessas espécies resulta numa redução da recomendação de N em até  $50 \text{ kg ha}^{-1}$ , sem que haja redução do rendimento da cultura. Entretanto, são poucos estudos que têm comparado o potencial de redução das emissões de  $N_2O$  com o fornecimento de N por fabáceas e por fertilizantes minerais. No sul do Brasil, dois estudos mediram esses efeitos (Quadro 1). Quando o N foi aplicado via resíduos de ervilhaca no primeiro ano, foram medidas emissões de  $N_2O$  três vezes menores do que pela aplicação de ureia. No entanto, no segundo ano, quando este estudo foi repetido e houve chuvas acima da média logo após o manejo da planta de cobertura, a diferença em favor dos resíduos de ervilhaca foi de apenas 14%. A forma de N aplicado (mineral ou orgânico) influi na liberação de N no solo e na taxa de produção de  $N_2O$ . A liberação mais lenta do N contido no resíduo vegetal comparativamente com o N inorgânico, provavelmente, permite que o N mineral seja gradativamente absorvido pelas plantas em desenvolvimento e reduz assim o potencial de emissão de  $N_2O$  do solo.

**Quadro 1. Emissões de  $N_2O$  em duas safras agrícolas no RS, comparando-se as fontes de N mineral ou via resíduos vegetais de leguminosas, dose  $180 \text{ kg ha}^{-1}$  N**

Safra agrícola	N via resíduos vegetais ervilhaca	N via uréia	Diferença
	----- $N_2O$ , $\text{mg m}^{-2}$ N -----		----- % -----
Safra 2004/05	33	100	77
Safra 2007/08	146	170	14

Fonte: Adaptada de Gomes (2006) e Zanatta (2009).

## Mitigação da emissão de $CH_4$

Dentre os usos agrícolas, a lavoura de arroz é a principal fonte de  $CH_4$  para atmosfera, e estratégias para a redução da emissão deste gás devem envolver necessariamente alteração no tipo de preparo de solo, nas práticas de cultivo do arroz, especialmente no manejo da água de irrigação, adubação e na utilização de cultivares geneticamente melhorados. A magnitude das emissões de  $CH_4$  em solos alagados é influenciada pela disponibilidade de substratos orgânicos, sendo a taxa de produção de  $CH_4$  aumentada com a

adição de restos culturais, exsudatos radiculares e MO do solo. Resíduos vegetais em solos alagados aumentam a emissão de  $\text{CH}_4$  por reduzirem o potencial de oxirredução do solo e por servirem de fonte substrato à metanogênese. Neste sentido, a incorporação de resíduos culturais no solo amplia o potencial de emissão de  $\text{CH}_4$  em comparação com sua manutenção na superfície do solo (Costa, 2005).

Costa et al. (2008), num estudo pioneiro no sul do Brasil, avaliaram a emissão de  $\text{CH}_4$  por três safras agrícolas consecutivas em PD e PC (Quadro 2). Na média das safras, a emissão sazonal de metano no solo em PC foi de  $28 \text{ g m}^{-2} \text{ CH}_4$ , com os sistemas PD e cultivo mínimo emitiram 25 % menos  $\text{CH}_4$  nesse mesmo período. Provavelmente, o revolvimento da camada arável, além de incorporar resíduos vegetais, facilita o crescimento de raízes do arroz em profundidade no solo, o que, de certa forma, aumenta a disponibilidade de fontes de C orgânico para a produção de  $\text{CH}_4$ . Ao localizar resíduos vegetais e exsudatos radiculares em zonas mais profundas e reduzidas do solo sob inundação, intensifica a condição que permite a maior produção e emissão de  $\text{CH}_4$ .

**Quadro 2. Emissão sazonal de metano em lavouras de arroz irrigado sob sistemas de preparo de solo tradicional e conservacionista. IRGA, Cachoeirinha, RS**

Manejo de solo	2002-03	2003-04	2004-05	Média
	----- $\text{g H}_4 \text{ m}^{-2} \text{ C}$ -----			
Sistema tradicional	33	38	14	28
Sistema conservacionista	22	36	6	21

Sistema tradicional= preparo convencional nos três anos; Sistema conservacionista= plantio direto em 2002/03 e 2003/04, e cultivo mínimo em 2004/05.

Fonte: Adaptado de Costa et al. (2008).

O manejo da água de irrigação também apresenta potencial de redução das emissões de  $\text{CH}_4$  em sistemas de arroz irrigado. Estudos comprovaram que a adoção de nível tecnológico avançado, que prevê maior critério no manejo da água, resulta em redução das emissões de  $\text{CH}_4$ . A esse respeito, drenagens periódicas, principalmente na fase reprodutiva da cultura, resultam em menor emissão de  $\text{CH}_4$  (Bayer, C., dados não publicados), em virtude da redução do potencial de oxirredução do solo. Entretanto, Lima et al. (2008), avaliando formas de manejo de água contínua ou intermitente no interior de SP, não verificaram diferenças entre os valores acumulados de  $\text{CH}_4$  em três safras consecutivas.

Outra forma de mitigação da emissão de  $\text{CH}_4$  dos cultivos de arroz é o uso de cultivares com menor potencial de emissão de  $\text{CH}_4$ . Esta característica está relacionada com dois aspectos da planta: exsudação radicular e morfologia da planta (número de perfilhos, tamanho dos aerênquimas, volume e porosidade de raízes). Quanto menor a exsudação radicular, provavelmente menor será a taxa de emissão de  $\text{CH}_4$ . Em adição, quanto menor o número de perfilhos, o volume radicular e o diâmetro dos aerênquimas, menores serão as emissões de  $\text{CH}_4$ . O desafio reside em incluir essas características nos programas de melhoramento genético, visando ao alto potencial produtivo e à baixa emissão de  $\text{CH}_4$ .

## MODELAGEM DA MATÉRIA ORGÂNICA E DE GASES DE EFEITO ESTUFA

Além de permitir a simulação de cenários futuros de uso e manejo de solo e do impacto das mudanças climáticas, o acoplamento da modelagem a SIGs permite regionalizar a informação referente ao impacto dos sistemas de uso e manejo nos estoques de C, o que representa uma ascensão da escala experimental (pontual) para nível regional (ou nacional). Essa regionalização da informação pode ser feita a partir de várias abordagens. A mais simples é aquela que utiliza informações de inventários já existentes, como nos levantamentos de solos com bases de dados completas disponíveis (dados analíticos dos perfis e mapas de solos derivados). Exemplos desta aplicação incluem o levantamento de estoques de C de solos no Brasil (Bernoux et al., 2003), para a Amazônia (Moraes et al., 1995) e para o Rio Grande do Sul (Tornquist et al., 2009a), e, no âmbito internacional, as avaliações de estoques nos EUA (Eve et al., 2002), China (Wang et al., 2003) e Bélgica (Lettens et al., 2004). A principal dificuldade e limitação recorrente desta abordagem reside na carência de bases de dados de solos apropriadas e completas. Usualmente, utilizam-se dados compilados de bases parciais, com procedimentos metodológicos diferentes, como a profundidade de amostragem, as técnicas analíticas empregadas e densidade de amostragem (número de amostras por classe de solo). Estoques de C no solo mais representativos e confiáveis poderiam ser obtidos a partir da amostragem sistemática de solos, resultando em bases de dados desenvolvida para este fim (IPCC, 2006; Stolbovoy et al., 2006). Aspectos práticos, como o tempo requerido para o desenvolvimento, a capacitação de pessoal e os custos envolvidos no desenvolvimento destes inventários, limitam sua aplicação.

## Modelagem pontual e espacializada

Quando há necessidade de relacionar estoques originais (históricos) de C no solo com os atuais ou testar o impacto de cenários climáticos ou de uso, manejo dos solos no potencial de acúmulo de C, *modelos de simulação* podem complementar os estudos com bases de dados e amostragem dos solos com vantagens evidentes. Modelos de simulação são ferramentas aplicáveis para integrar dados e relações empíricas estabelecidas na pesquisa científica que permitam simular estoques de nutrientes e fluxos nos agroecossistemas (Krull et al., 2003). Izaurre et al. (2001) indicam que a modelagem pode: a) permitir as estimativas de efeitos de mudanças climáticas, usos e manejos do solo; b) possibilitar extrapolação regional da distribuição dos estoques de C no solo observados localmente; c) quantificar as mudanças temporais e espaciais dos estoques.

Modelos da dinâmica do C no solo são particularmente úteis no estudo das interações entre as mudanças de manejo do solo e ambientais nos estoques de C porque permitem a integração do conhecimento atual sobre a dinâmica da MO no solo. A alternativa de se empregarem modelos empíricos, como os modelos de regressão, tradicionalmente utilizados nas Ciências Ambientais e Ciência do Solo, apresenta limitações na extrapolação para paisagens agrícolas em estudos regionais (Turner et al., 2001).

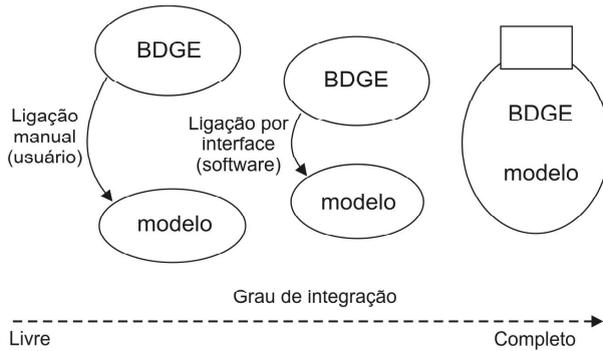
Existem dezenas de modelos propostos para simulação de processos do solo, dos quais grande parte trata da dinâmica do C e do N (Shaffer et al., 2001; GCTE-SOMNET, 2007). Conforme Paustian (2001) e Six et al. (2002a), estes modelos apresentam alguns pressupostos básicos comuns:

- o C no solo é dividido em diferentes compartimentos conceituais, que são similares, porém não equivalentes ou diretamente comparáveis com as frações obtidas pelos métodos de caracterização e fracionamento;
- estes compartimentos são definidos por diferentes taxas de mineralização e, ou, pelo tempo médio de permanência do C no solo, e diferentes relações C/N;
- a decomposição é representada matematicamente por modelo cinético de primeira ordem, descrito por funções exponenciais, cujos parâmetros são determinados em situações explicitamente definidas de clima, solo e sistema de manejo.

A maior parte dos modelos da dinâmica do C no solo foi concebida para simulações pontuais, aplicáveis a parcelas experimentais ou locais "virtuais" representativos de uma situação ambiental regional média-temperatura, precipitação pluvial e atributos do solo são normalmente obtidas em áreas de estudo bem delimitadas espacialmente: estações meteorológicas, parcelas experimentais ou pontos de coleta em levantamentos de campo. Os modelos de simulação, como Century, RothC, EPIC e DNDC, utilizam a estruturação de "parâmetros agregados", na qual as variáveis de entrada e parâmetros referem-se a um ponto abstrato, que sintetiza os atributos do local ou região de estudo. Porém, a aplicação da modelagem pontual ou genérica para uma região apresenta importantes limitações por não considerar explicitamente a variabilidade espacial intrínseca da maioria dos atributos biogeoquímicos na paisagem (Turner et al., 2001). Por exemplo: os processos descritos em um ponto (escala grande) não são necessariamente os mesmos que predominam em outras escalas; a extrapolação regional a partir de uma redução de escala (*upscaling*) do ponto para seu entorno assumido como homogênea constitui uma simplificação às vezes bastante grosseira da realidade da paisagem, que é intrinsecamente complexa e variável; quando disponível, a utilização de informação espacialmente explícita para modelagem é laboriosa, pois os modelos mais conhecidos não permitem a incorporação da variabilidade espacial.

Estimativas mais exatas da distribuição dos estoques e dinâmica do C no solo em escala regional requerem novas abordagens que possibilitem incorporar simultaneamente aspectos variáveis, tais como: formas do relevo, sistemas de manejo de solos, taxas de erosão do solo e deposição de sedimentos, e mesmo mudanças em parâmetros climáticos. A *modelagem dinâmica espacialmente explícita* – também chamada de modelagem georreferenciada (Burke et al., 1990) – utiliza o geoprocessamento, materializado em Sistemas de Informações Geográficas (SIG) que explicitam modelos da paisagem nos quais se incluem geomorfologia, levantamentos de solo, de uso do solo, acoplado aos modelos pontuais de dinâmica do C orgânico como o Century. Neste contexto, os dados de inventários e os resultados da modelagem consistem bases de dados geoespaciais ou geograficamente explícitas (BDGE).

Conforme Jørgensen & Bandorocho (2001), a integração espaço-temporal de modelos dinâmicos com SIG situa-se conceitualmente entre duas situações opostas (Figura 11).



**Figura 11. Formas e graus de integração de modelos de simulação e bases de dados espacialmente explícitas (Jørgensen & Bandorocho, 2001).**

Fonte: Adaptado de Norgaard, 2004).

O *acoplamento livre* é quando o modelo de dinâmica de C no solo utiliza informações de uma base de dados geoespacial (BDGE) externa, separada estruturalmente. Os dados (variáveis de entrada para o modelo) são carregados manualmente ou por um aplicativo (interface gráfica) de extração e inserção. Esta forma de implementação é a mais comum justamente pela simplicidade, facilidade de desenvolvimento e ampla aplicabilidade. A desvantagem principal é a dificuldade de expansão do número de simulações, pois a aplicação é laboriosa, sendo mais viável para base de dados de tamanho reduzido, em áreas geográficas restritas ou escalas pequenas. Um exemplo desta aplicação foi o estudo de dinâmica do C em solos no norte do Sudão, no qual a extração das variáveis de entrada para simulações Century foi feita manualmente a partir da base de dados geoespacial (Ardö & Olsson, 2003). Já no *acoplamento completo*, o modelo e a BDGE são integrados estruturalmente em um SIG. A principal vantagem desta abordagem é a possibilidade de se ter maior controle sobre a base de dados, as simulações e, principalmente, a visualização posterior na forma de mapas. A desvantagem encontra-se na maior complexidade, pois a aplicação vai requerer conhecimentos de programação, gerenciamento de base de dados e SIG.

Burke et al. (1990) realizaram uma aplicação inicial de simulação espaço-temporal com o modelo Century em um estudo da dinâmica do C das pradarias do nordeste do Estado do Colorado, EUA. As variáveis de entrada para o Century foram extraídas de um SIG, contendo os planos de informação clima e solos, resultando em 160 combinações diferentes (diferentes unidades de simulação), o que configura um acoplamento livre como definido acima. Os estoques de C no solo, a produtividade primária e os fluxos gasosos de N simulados foram inseridos no SIG para geração de mapas regionais, os quais foram comparados

com dados independentes de levantamentos de campo. Esta abordagem conseguiu detectar boa parte da variabilidade regional dos atributos estudados. Outra aplicação espacialmente explícita, utilizando o acoplamento livre, foi o VEMAP (Vegetation-Ecosystem Modeling and Analysis Project), na qual foram testados Century e outros modelos biogeoquímicos quanto à capacidade de identificar impactos das mudanças climáticas sobre os biomas da América do Norte. A partir da criação de uma base de dados geoespacial de solos, clima e vegetação, foram extraídas as variáveis de entrada para simulações de cenários futuros desenvolvidos a partir de modelos climáticos (Melillo et al., 1995). Donigian Jr. et al. (1995) examinaram cenários atuais e alternativos de sistemas de manejo de solos sobre as emissões de CO<sub>2</sub> e sequestro de C no solo. Nesta aplicação de acoplamento livre de modelo e BDGE, as variáveis de entrada para o Century foram extraídas de uma BDGE de clima e solos e os cenários atuais enquanto futuros de sistemas agrícolas foram obtidos de modelo de alocação de uso do solo a partir de cenários agrícolas e econômicos alternativos.

Uma situação intermediária de acoplamento associou os modelos Century e RothC a um SIG, com a criação de uma interface específica desenvolvida para automatizar a extração das variáveis de entrada da BDGE requeridas pelos modelos, permitindo assim múltiplas simulações sequenciais, seguidas da extração das variáveis de saída para visualização gráfica, análise quantitativa e interpretação (Falloon et al., 1998; Falloon et al., 2002). Van Wesemael et al. (2004) procederam de forma similar na avaliação das mudanças de estoques de C no solo em regiões da Bélgica. Norgaard (2004) adotou a interface iCentury (CARD, 2010) executando o Century 4.0 para estudar a evolução dos estoques de C em solos do Senegal. Após as simulações, as variáveis de saída de interesse foram exportadas para o SIG (ArcGIS®) para produção e visualização de mapas e totalização de estoques de C no solo.

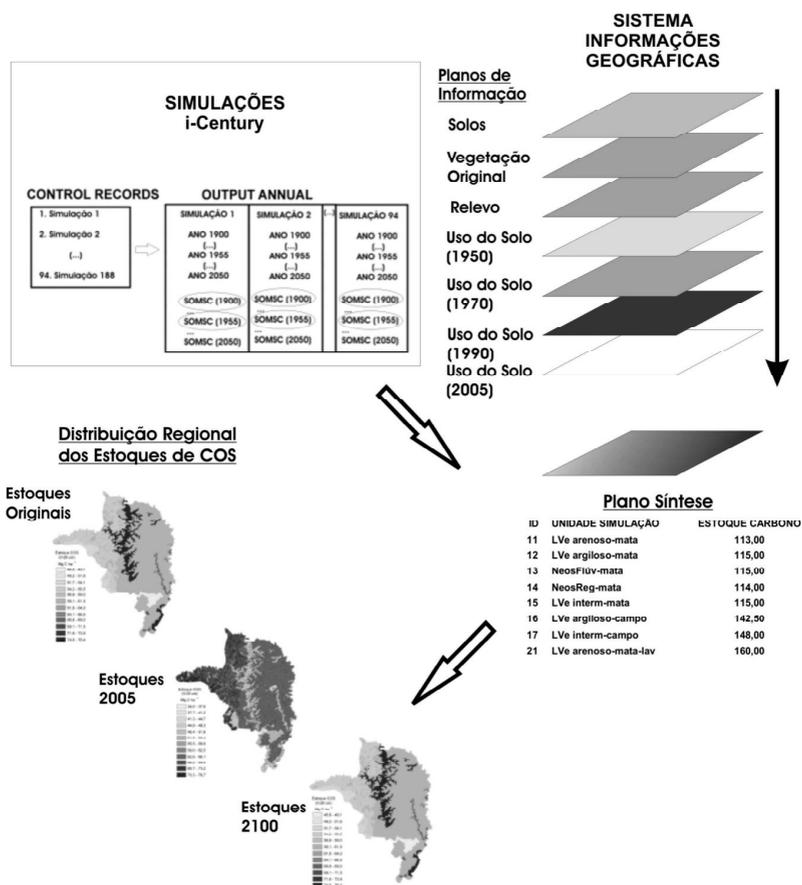
Tornquist et al. (2009b,c) utilizaram essencialmente o mesmo sistema de Norgaard (2004) para simulações da evolução dos estoques de C no solo na região de Ibirubá, RS, desde o início da agricultura em 1900 até 2050. Foi criada uma base de dados geoespacial na escala 1:50.000 com informações de solo, uso do solo e relevo. O modelo Century foi calibrado com os estoques de C no solo obtidos pela amostragem de solos sob vegetação nativa (mata subtropical e campos) e em lavouras antigas da região. Dois cenários gerais de manejo de solo foram simulados: cenário "Atual (business as usual)", reproduzindo a situação corrente, com média adição anual de biomassa pelas culturas ao solo, e cenário "Melhorado", com adições médias de biomassa pelas culturas cerca de 30 % maiores que o cenário "Atual". Foram realizadas 188 simulações, para cada combinação solo-vegetação original-relevo e ano de início da agricultura, utilizando o Century 4.0 via interface *iCentury* (CARD,

2010). Os estoques de C do solo na base de dados de simulações foram inseridos no SIG através de consultas em SQL (Structured Query Language) (Figura 12). Esta abordagem permitiu visualizar e analisar com precisão as dimensões (espacial e temporal) da dinâmica do C no solo em escala regional. Por exemplo, as simulações preditivas indicaram que o cenário "Melhorado" permitiria ultrapassar em 26 % o estoque original total regional anterior a agricultura até 2100. A análise estatística das simulações e dados observados revelaram que a calibração do modelo Century realizada possibilitou uma performance apenas regular, em particular nos Latossolos Vermelhos originalmente sob pastagens naturais. Estes resultados foram atribuídos principalmente à falta de uma calibração robusta do modelo (por exemplo, utilizando dados de experimento de longo prazo em classe de solos similares), a amostragem de solos insuficiente em algumas classes e usos do solo bem como a simplificação das práticas de manejo nos cenários construídos.

O GEFSOC Modeling System<sup>®</sup> (Milne et al., 2006, 2007) apresenta-se como a aplicação que mais se aproxima de um sistema ou método amplamente recomendado e disponível, diretamente aplicável em escalas compatíveis a estudos regionais. O sistema permite a integração de base de dados georreferenciada para simulações de C no solo com os modelos Century e RothC, além da aplicação do método do IPCC para avaliação de mudanças de estoque. Considerando que o desenvolvimento deste sistema foi apoiado pelo GEF (Global Environmental Facility) sob recomendação do IPCC, pode-se especular que venha a ser adotado como padrão para este tipo de estudo. Entretanto, o sistema requer validação em escalas maiores antes de ser amplamente recomendado.

Utilizando essa recém-criada ferramenta, Cerri et al. (2007) simularam as alterações nos estoques de C do solo para toda a região da Amazônia Legal (aproximadamente 5.000.000 km<sup>2</sup>) em virtude das mudanças no uso da terra para os anos de 1990, 2000, 2015 e 2030. As principais mudanças no uso da terra consideradas nos cenários prospectivos foram a conversão de vegetação nativa (floresta ou cerrado) em pastagem e a conversão de pastagem e, ou, cerrado em agricultura intensiva, principalmente com o cultivo de soja sob sistema PD. Em geral, os estoques de C do solo diminuíram com a conversão das áreas em agricultura intensiva, com uma média de 7 % de perda de C para os primeiros 20 cm de solo. Os modelos de simulação RothC, Century e o modelo empírico do IPCC predisseram estoques totais de 32 Pg, 27 Pg e 27 Pg de C, respectivamente, para toda a extensão da Amazônia Legal, para a camada de 0-20 cm do solo. Tais resultados indicam coincidência entre dois dos métodos de avaliação (Century e IPCC), porém elevada discrepância com relação ao modelo de simulação RothC. Uma

discussão abrangente sobre esse e outros aspectos relativos às simulações do total de mais de 360.000 combinações de fatores de solo, clima, uso da terra e práticas de manejo agrícolas é abordada no referido artigo científico.



**Figura 12. Formas e graus de integração de modelos de simulação e bases de dados espacialmente explícitas (Jørgensen & Bandorochio, 2001).**

Fonte: Adaptado de Norgaard, (2004).

Simulações baseadas em produtos de sensoriamento remoto (MODIS) na escala mensal para uso e cobertura da terra na Amazônia Brasileira foram efetuadas utilizando-se o modelo NASA-CASA por Potter et al. (2009). Os principais resultados da pesquisa apontam que as variações no clima, cobertura da terra e queima da vegetação florestal propiciaram emissão de C nas taxas de 0,5 a 1 Pg ano<sup>-1</sup> C para toda a Amazônia Brasileira durante o período 2000-2002.

Ainda relacionado com a mudanças no uso da terra, Kurz et al. (2009) apresentaram melhorias recentemente implementadas no Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector (CBM-CFS3) que mostra nessa nova versão os procedimentos do Tier 3 recomendados pelo IPCC. As principais adaptações efetuadas relacionam-se i) a expansão da representação da MO do solo, particularmente associada à adição de um novo algoritmo usado na inicialização dos compartimentos de C no solo antes da simulação propriamente dita, ii) a mudança nos dados de entrada requeridos para a simulação do crescimento da biomassa vegetal, iii) a melhora na predição de biomassa abaixo do solo (sistema radicular) e iv) a adaptação de variáveis de decomposição da MO do solo, manejo da floresta, fogo e bioperturbações (sobretudo relacionadas com insetos). Os autores mencionam que a versão atual do modelo está disponível gratuitamente e que, apesar de ter sido desenvolvida para o Canadá, a natureza flexível do CBM-CFS3 permite sua adaptação para outras condições edafoclimáticas.

O modelo Environmental Policy Integrated Climate (EPIC) foi utilizado por Apezteguia et al. (2009) para simular a dinâmica do C em solos da região central da Província de Córdoba, na Argentina. Os autores compararam as simulações com os dados medidos de uma cronosequência composta por vegetação nativa e áreas agrícolas sob PD e PC sob cultivo de soja e milho. De maneira geral o EPIC demonstrou adequada capacidade de simular a dinâmica do C no solo, simulando valores de 44,1 Mg ha<sup>-1</sup> contra os 38,4 Mg ha<sup>-1</sup> observados como perda de C durante os 40 anos após conversão de vegetação nativa em agricultura. Tais valores representam perdas de 44 % do conteúdo total de C que o solo originalmente continha. Todavia, os autores apontam que, se práticas de manejo agrícola, tais como o PD na palha associada à rotação de culturas forem adotadas, os solos da Província de Córdoba podem atuar como um dreno de CO<sub>2</sub> atmosférico.

O modelo CQESTR foi utilizado no Brasil por Leite et al. (2009), com vistas em avaliar seu desempenho em simular as alterações nos estoques de C do solo sob adoções de práticas de manejo conservacionistas (PD) e convencionais (PC com aração e gradagens sucessivas). O modelo estimou adequadamente os estoques de C na camada de 0-20 cm tanto para a região Sudeste ( $r = 0,94$ ,  $p < 0,01$ ) como para a região Nordeste ( $r = 0,88$ ,  $p < 0,05$ ), quando dados medidos foram contrastados com os resultados das simulações. Adicionalmente, o modelo efetuou a predição de C emitido para atmosfera na ordem de 0,36 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (PD) e 1,05 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (PC) para os solos da área de estudo na região Sudeste do País e de 0,30 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e 0,82 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente, para solos em PD e PC na região Nordeste do Brasil.

## Modelagem de Gases de Efeito Estufa

O DAYCENT (Daily Century) é uma recente derivação do modelo Century (Parton et al., 1987). O modelo simula fluxos de C e N entre solos, atmosfera e biomassa, em passo diário, via submodelos de água, produção vegetal, decomposição da MO no solo e na superfície (littera), mineralização de nutrientes, emissões de N pela desnitrificação e nitrificação e oxidação de  $\text{CH}_4$ . Os fluxos de N devidos à desnitrificação e nitrificação são determinados pela concentração de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ , umidade, temperatura e textura do solo, assim como a disponibilidade de frações lábeis de C (Parton et al., 2001). Dentre vários avanços recentes deste modelo em relação ao Century original, destacam-se o uso de sequências de manejo com frequência diária e a implementação de um submodelo de crescimento vegetal relacionado com os graus-dia cumulativos acima de temperatura basal.

Informações agronômicas e dados ambientais foram utilizados por Del Grosso et al. (2009) para desenvolver uma estimativa global para as emissões de GEE de solos agrícolas com o modelo DayCent. O estudo revela a importância do Brasil no contexto da produção agropecuária e, em consequência, na emissão de GEE (Quadro 3).

**Quadro 2. Simulação com DayCent para balanço global/regional médio com destaque para resultados para o Brasil (1991-2000) de N em agroecossistemas com milho, trigo e soja**

Região	Adição		Perda	
	N fertilizante	N fixado	$\text{N}_2\text{O}$	$\text{NO}_3$ lixiviado
	----- x1000 t ano <sup>-1</sup> N -----			
Global	54,4	9.53	1.15	32.2
USA	16,5	5.54	0.22	7.7
Rússia*	9.6	0.03	0.24	5.5
China	6.3	0.65	0.12	3.0
Europa Ocidental	6.3	0.02	0.11	3.8
Europa Oriental	2.7	0.02	0.05	1.8
<i><u>Brasil</u></i>	<i><u>0.8</u></i>	<i><u>1.77</u></i>	<i><u>0.04</u></i>	<i><u>1.2</u></i>
Índia	2.0	0.30	0.10	3.0

\* incluindo países da antiga União Soviética.

Fonte: Adaptado de DelGrosso et al., 2009.

## Outros modelos para GEE

O DNDC (Denitrification/Decomposition Model) foi desenvolvido para prever as emissões de GEE e o sequestro de C em solos agrícolas de sequeiro. O modelo consiste em submodelos integrados que tratam dos processos fundamentais entre os fatores ambientais e manejo do solo que determinam a emissão de GEE e decomposição da MO no solo (Li et al., 2004). Uma versão mais recente (DNDC 8.6) foi criada para simular agroecossistemas inundados, como do arroz irrigado, pela inserção de algoritmos que modelam os processos anaeróbios do solo.

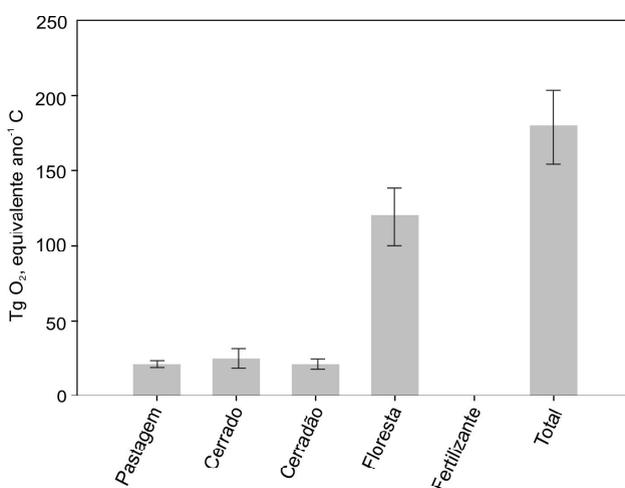
## Aplicação de modelagem de GEE no Brasil - o Terrestrial Ecosystem Model

Já existe quantidade importante de estudos envolvendo medições e estimativas dos fluxos de GEE em diversas regiões do Brasil (Costa et al., 2008; Jantalia et al., 2008; Gomes et al., 2009; Zanatta, 2009, Escobar et al., 2010; Figueiredo et al., 2010). Entretanto, as iniciativas de modelagem das emissões de GEE dos solos agrícolas ainda são incipientes.

Estudo recente buscou estimar as emissões de GEE oriundas de ecossistemas nativos e agrossistemas implantados após desmatamento no Estado do Mato Grosso (Galford et al., 2010), local onde tal conversão mostrou-se bastante intensa. Para tanto, foram utilizados dados oriundos de censo agropecuário (na escala de municípios) e informações provenientes de sensoriamento remoto (produto do MODIS) que foram integrados por meio do modelo de simulação Terrestrial Ecosystem Model (TEM).

Inicialmente, estimou-se o balanço líquido de C para o Estado do Mato Grosso durante o período de 1901 a 2006. Os resultados obtidos indicam que, para o final do referido período, aproximadamente 221.000 km<sup>2</sup> (do total de 925.000 km<sup>2</sup> do Estado), haviam sido convertidos de vegetação nativa para áreas sob pastagem e cerca de 90.000 km<sup>2</sup> para áreas de cultivo agrícola (Galford et al., 2010). Através da aplicação do modelo TEM foi possível relatar uma emissão acumulada de 4.8 Pg C para a atmosfera, sendo 80 % oriundos da conversão de floresta e 20 % de Cerrado. Para o mesmo período de tempo, foi estimado que a vegetação nativa remanescente acumulou 0,3 Pg C em virtude do fenômeno de "fertilização com CO<sub>2</sub> atmosférico". Dessa maneira, a emissão líquida de gases do efeito estufa para o Estado do Mato Grosso, durante o período de 1901 a 2001, foi de 4,5 Pg C.

A emissão líquida de C para o Estado do Mato Grosso desde o ano de 2000 foi estimada em média de  $176 \text{ Tg ano}^{-1} \text{ C}$  (Figura 13), que equivale a mesma ordem de magnitude das emissões do Brasil com relação ao setor queima de combustível fóssil. Grande parte dessas emissões estão associadas à expansão de culturas agrícolas, com maior ênfase para a cultura da soja. Foram também simuladas as fixações de C no solo advindas da adoção de práticas conservacionistas (tais como o cultivo mínimo e PD), além das emissões associadas à aplicação de fertilizantes nitrogenados, porém o balanço de C entre as mencionadas fixações e emissões pelos fertilizantes foi praticamente nulo.



**Figura 13. Emissão líquida, anual, de carbono para o Estado do Mato Grosso, considerando a expansão agrícola obtida pela simulação do modelo TEM.**

Fonte: Adaptado de Galford et al. (2010).

Quanto aos avanços futuros na temática da modelagem, dois aspectos são prioritariamente críticos para o entendimento adequado da dinâmica do C e dos fluxos de GEE em sistemas agrícolas brasileiros: disponibilidade de dados espacialmente representativos dos estoques de C no solo medidos sob condições de campo e maior quantidade de informações sobre os fluxos de GEE. Ainda não se conta com estimativas para os fluxos de GEE para solos em âmbito regional com medições diretas em campo. Entretanto, como já comentado anteriormente, há vários estudos em andamento em escala local sob condições específicas de solo, clima e vegetação. Haverá necessidade da análise conjunta dos dados gerados nestas iniciativas. Tal atividade, que, a priori, parece trivial, na verdade apresenta considerável

complexidade dada a heterogeneidade de interações entre os fatores associados às emissões e absorções de gases na interface solo-planta-atmosfera. Com relação aos estoques de C no solo, as bases de dados existentes, as quais não foram desenvolvidas com ênfase em dinâmica do C, geralmente apresentam informações sobre os teores de C do solo, mas os valores de densidade do solo, essenciais para o cálculo de estoques, são sempre escassos. Para contornar tal situação, equações de pedotransferência têm sido desenvolvidas por vários pesquisadores, nas quais as propriedades do solo, usualmente analisadas e listadas nos levantamentos pedológicos, são utilizadas para estimar a densidade do solo, a partir de modelos de regressão múltipla (Benites et al., 2007). Desta forma, atributos como granulometria, teor de C, pH em água, e outras características físicas ou químicas comumente encontrados na literatura em descrições de solo podem ser utilizados para estimar suas densidades. Portanto, a ampliação do desenvolvimento de equações de pedotransferência específicas para cada região/sistema do País é uma alternativa interessante para contornar a ausência dessa informação para perfis de solos contidos em base de dados georreferenciados. Outra importante etapa para se estimar os estoques de C dos solos refere-se ao ajuste vertical de profundidade. Este tipo de ajuste tem sido utilizado em estudos e estimativas de estoques de C que apresentam como fonte de informação bases de dados pedológicos, onde frequentemente as camadas amostradas não mostram a mesma profundidade, impossibilitando, desta forma, a comparação entre os dados. A técnica de padronização de profundidade mais interessante baseia-se na variação e distribuição vertical do C e, por meio de integração entre as camadas superior e inferior, permite estimar o C do solo em qualquer profundidade intermediária (Arrouays & Péliissier, 1994; Bernoux et al., 1998). A vantagem deste método, desde que se tenham os valores de densidade do solo, é a possibilidade de expressar os resultados em quantidade de C por unidade de área, grandeza que vem sendo chamada de "densidade de C no solo", expressa normalmente em  $\text{kg m}^{-2} \text{ C}$ .

Já com relação à dimensão temporal do C no solo, observou-se que os resultados de diversos estudos da dinâmica da MO em ecossistemas de clima temperado foram as principais fontes de dados utilizadas nos modelos de simulação da dinâmica do C e N no solo. Após seu desenvolvimento inicial, diversos modelos foram aplicados a ecossistemas de clima tropical. No entanto, os resultados obtidos indicam a necessidade de uma adaptação dos modelos existentes às características específicas de clima e solos tropicais que alteram, direta ou indiretamente, a dinâmica da MO no solo.

Todavia, o grande desafio é efetuar tais adaptações sem tornar os modelos mais complexos e nem aumentar a quantidade de dados de entrada necessários para as simulações, condição que poderia inviabilizar as aplicações dos modelos modificados.

Alguns dos aspectos a serem considerados para os solos sob clima tropical são, por exemplo, os altos teores de óxidos de Fe, que ampliam a estabilidade química da MO do solo. Na dinâmica de utilização de nutrientes pelas plantas, os modelos desenvolvidos em clima temperado pressupõem limitação por N, enquanto a limitação por P também pode ser importante em solos tropicais e subtropicais.

A produção de biomassa vegetal, por sua vez, altera diretamente o aporte de material orgânico ao solo. Em certas regiões dos trópicos, condições climáticas favoráveis à manutenção de uma rica macro, meso e microfauna do solo durante todo o ano influenciam a ciclagem de nutrientes contidos nos resíduos vegetais. A diversidade e a atividade biológica podem ser fatores importantes a serem incorporados às simulações.

Outro aspecto importante, de caráter intrínseco dos modelos discutidos, está relacionado com as camadas fixas (geralmente 0-20 ou 0-30 cm de profundidade) nas quais são simulados os processos de entrada, transformação e saída de material orgânico do solo. Apesar de não triviais, modificações nas estruturas e códigos fontes dos modelos permitiriam simulações da dinâmica da matéria orgânica de maneira mais flexível e otimizada para diferentes aplicações. Por exemplo, os efeitos benéficos de acúmulo de MO observados nas camadas mais superficiais do solo (0-5 ou 0-10 cm de profundidade) oriundos da adoção de sistemas de manejo conservacionista (como o PD) em comparação com o PC. De forma similar, referência recente a acúmulo de C em camadas mais profundas do solo, abaixo daquelas usualmente amostradas e modeladas (Boddey et al., 2010), reforça esta necessidade de uma estruturação dinâmica para a profundidade de modelagem.

Adicionalmente, deve-se ressaltar que mais importante do que estabelecer um nível de exatidão a ser atingido pelos resultados das pesquisas de caráter regional ou nacional, a análise de incerteza pode servir para indicar os principais aspectos/tipos de determinações que necessitam, em futuras pesquisas, ser mais bem estudados. Ou seja, a inclusão de análises de incerteza poderá indicar as áreas mais prioritárias de estudo e guiar as decisões sobre escolhas de métodos mais apropriados para futuras pesquisas.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pesquisa em MO no Brasil avançou expressivamente nos últimos 20 anos. O impacto de sistemas de uso e manejo no estoque de C do solo tem sido bem caracterizado, sendo um desafio a análise conjunta das informações obtidas em diferentes solos e condições de clima. Os estudos em MO avançaram para o uso de técnicas de fracionamento físico permitindo identificar e quantificar a magnitude dos principais mecanismos de estabilização do C em solos tropicais e subtropicais brasileiros. Futuros avanços são previstos a partir da introdução do conceito de saturação da capacidade de estabilização do C pelo solo, cuja pesquisa envolverá a inserção de técnicas mais detalhadas de fracionamento físico e também de marcação isotópica. A espectroscopia será também uma ferramenta importante ao avanço no entendimento dos mecanismos de estabilização do C no solo, além da avaliação do impacto de sistemas de uso e manejo na qualidade da MO do solo.

A pesquisa da emissão de GEE em sistemas agropecuários é bastante recente no Brasil, sendo, até poucos anos, praticamente restrita às regiões Norte (Amazônia) e Sudeste. As primeiras ações de pesquisa foram desenvolvidas em 2002, na região Sul, e, a partir de 2003, na região Centro-Oeste (Cerrado). Atualmente, podem-se contabilizar aproximadamente 20 ações de pesquisa nessa temática na região Sul, enquanto, na região do Cerrado, este número ainda é mais restrito. O número de pesquisadores atuando nessa temática tem crescido gradualmente, cujo foco tem sido a avaliação do potencial de práticas agrícolas, envolvendo preparos de solo, sistemas de cultura, fontes orgânicas e minerais de N, na mitigação das emissões de GEE nos sistemas agrícolas regionais. Na cultura do arroz irrigado, a pesquisa está avançando, e os primeiros fatores de emissão regional já estão sendo derivados e poderão ser utilizados brevemente na elaboração do inventário da emissão de CH<sub>4</sub> na cultura do arroz irrigado no Brasil. Estima-se que isso também possa ser realizado para outras culturas e sistemas de produção em poucos anos a partir da intensificação das ações de pesquisa nessa temática.

A modelagem da MO e de GEE requer especial atenção e estímulo no âmbito da pesquisa nacional. É uma etapa essencial que deverá ser trilhada na continuidade da pesquisa experimental. A partir do seu acoplamento com SIGs, permite a espacialização e regionalização da informação, além da simulação de cenários futuros de uso e manejo do solo. A simulação da MO e GEE para diferentes combinações edafoclimáticas a partir de um modelo devidamente parametrizado permite informações que nunca poderão ser fornecidas pela pesquisa em escala experimental. A pesquisa em modelagem

da MO, utilizando modelos multicompartimentais, tem menos de 10 anos e relativamente poucos grupos de pesquisa atuam nessa temática no Brasil. Por sua vez, a modelagem em GEE está numa fase bastante inicial e apenas as primeiras ações de pesquisa vêm sendo desenvolvidas tanto na região Sul como no Sudeste. Dada a complexidade dos fatores envolvidos na produção e emissão dos GEE, grandes dificuldades são esperadas, mas a parametrização de modelos de simulação de GEE representará um grande passo para a adequada quantificação das emissões nos sistemas agropecuários brasileiros.

Particularmente na pesquisa e modelagem em GEE, ações de pesquisa deverão ser intensificadas em relação aos sistemas agropecuários, basicamente em relação à emissão entérica de CH<sub>4</sub> em sistemas pecuários e de integração lavoura-pecuária. Escassas ações de pesquisa foram desenvolvidas nessa temática, as quais se restringem às regiões Centro-Oeste e Sudeste do Brasil. No sul do Brasil, grupos de pesquisa estão se estruturando nesse sentido e os primeiros resultados deverão começar a ser obtidos em breve.

## LITERATURA CITADA

- ACOSTA, J.A.A.; AMADO, T.J.C.; NEERGAARD, A.; VINTHER, M.; SILVA, L.S. & NICOLOSO, R.S. Role of 15N-Labeled hairy vetch and mineral nitrogen fertilization on plant nutrition and maize yield under no-tillage system. *R. Bras. Ci. Solo* (no prelo).
- ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R.M. & URQUIAGA, S. Soybean benefit to a subsequent wheat cropping system under zero tillage. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NUCLEAR TECHNIQUES IN INTEGRATED PLANT NUTRIENT, WATER AND SOIL MANAGEMENT, Vienna, 2002. Proceedings... Vienna, IAEA, 2002. p.87-93.
- AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; ELTZ, F.L.F. & BRUM, A.C. 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.
- APEZTEGUIA, H.P.; IZAURRALDE, R.C. & SERENO, R. Simulation study of soil organic matter dynamics as affected by land use and agricultural practices in semiarid Cordoba, Argentina. *Soil Tillage Res.*, 102:101-108, 2009.
- ARDÖ, J. & OLSSON, L. Assessment of soil organic carbon in semi-arid Sudan using GIS and the CENTURY model. *J. Arid Environ.*, 54:633-651, 2003.
- ARROUAYS, D. & PELISSIER, P. Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant Soil*, 160:215-223, 1994.
- BAGGS, E.M.; CHEBII, J. & NDUFA, J.K. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. *Soil Tillage Res.*, 90:69-76, 2006.

- BAKER, J.M.; OCHSNER, T.E.; VENTEREA, R.T. & GRIFFIS, T.J. Tillage and carbon sequestration - What do we really know? *Agric. Ecosys. Environ.*, 118:1-4, 2007.
- BALDOCK, J.A. & SKJEMSTAD, J.O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Org. Geochem.*, 31:697-710, 2000.
- BALESDENT, J.; CHENU, C. & BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res.*, 53:215-230, 2000.
- BAYER, C. Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas de manejos de solos. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1996. 240p. (Tese de Doutorado)
- 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 Tillage Res.*, 54:101-109, 2000.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; SAAB, S.D.; MILORI, D.M.P. & BAGNATO, V.S. Tillage and cropping system effects on soil humic acid characteristics as determined by electron spin resonance and fluorescence spectroscopies. *Geoderma*, 105:81-92, 2002.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. & DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil Tillage Res.*, 86:237-245, 2006.
- 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.
- BENITES, V.M.; MACHADO, P.L.O.A.; FIDALGO, E.C.C.; COELHO, M.R. & MADARI, B.E. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil. *Geoderma*, 139:90-97, 2007.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; VOLKOFF, B. & JOLIVET, C. Bulk Densities of Brazilian Amazon Soils Related to Other Soils Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62:743-749, 1998.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B. & CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:888-896, 2003.
- BESNARD, E.; CHENU, C.; BALESDENT, J.; PUGET, P. & ARROUAYS, D. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *Eur. J. Soil Sci.*, 47:495-503, 1996.
- BEUTLER, A.N.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; PEREIRA FILHO, I.A. & CRUZ, J.C. Agregação de Latossolo Vermelho distrófico típico relacionada com o manejo na região dos cerrados no estado de Minas Gerais. *R. Bras. Ci. Solo*, 25:129-136, 2001.
- BLANCO-CANQUI, H. & LAL, R. No-tillage and soil-profile carbon sequestration: An on-farm assessment. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:693-701, 2008.
- BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R.; OLIVEIRA, O.C. & URQUIAGA, S. Potencial para acumulação e seqüestro de carbono em pastagens de Brachiaria. In: LIMA, M.A.; CABRAL, O.M.R. & MUGUEZ, J.D.G., orgs. Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2001. p.213-229.
- BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; ZOTARELLI, L.; AIMÉE, O.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. & AMADO, T.J.C. Nutrient mining or carbon sequestration? BFN inputs can make the difference. In: DAKORA, F.D. Biological nitrogen fixation: Towards poverty alleviation through sustainable agriculture. Dordrecht, Springer, 2008. p.11-14.

- BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; CONCEIÇÃO, P.C.; ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H.P.; DENARDIN, J.E.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; ALVES, B.J.R. & URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Glob. Change Biol.*, 16:784-795, 2010.
- BOENI, M. Proteção física da matéria orgânica em Latossolos sob sistemas com pastagens na região do Cerrado Brasileiro. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007. 136p. (Tese de Doutorado)
- BOLINDER, M.A.; ANGERS, D.A.; GIROUX, M. & LAVERDIERE, M.R. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea mays* L.). *Plant Soil*, 215:85-91, 1999.
- BONO, A.; ALVAREZ, R.; BUSCHIAZZO, D.E. & CANTET, R.J.C. Tillage effects on soil carbon balance in a semiarid agroecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:1140-1149, 2008.
- BOUWMAN, A.F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 46:53-70, 1996.
- BURDON, J. Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? *Soil Sci.*, 166:752-769, 2001.
- BURKE, I.; SCHIMEL, D.S.; YONKER, C.M.; PARTON, W.J.; JOYCE, L.A. & LAUENROTH, W.K. Regional modeling of grassland bio-geochemistry using gis. *Land. Ecol.*, 4:45-54, 1990.
- CAMPBELL, C.A.; BOWREN, K.E.; SCHNITZER, M.; ZENTNER, R.P. & TOWNLEY-SMITH, L. Effect of crop rotations and fertilization on soil organic matter and some biochemical properties of a thick Black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.*, 71:377-387, 1991.
- CAMPOS, B.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J. & PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. *R. Bras. Ci. Solo.*, 19:121-126, 1995.
- CARTER, M.R. Long-term tillage effects on cool-season soybean in rotation with barley, soil properties and carbon and nitrogen storage for fine sandy loams in the humid climate of Atlantic Canada. *Soil Tillage Res.*, 81:109-120, 2005.
- CARVALHO, A.M.; BUSTAMANTE, M.M.C.; ALCÂNTARA, F.A.; RESCK, I.S. & LEMOS, S.S. Characterization by solid-state CPMAS <sup>13</sup>C NMR spectroscopy of decomposing plant residues in conventional and no-tillage systems in Central Brazil. *Soil Tillage Res.*, 102:144-150, 2009.
- CASTRO-FILHO, C.; MUZILLI, O. & PODANOSCHI, A.L. Estabilidade de agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. *R. Bras. Ci. Solo.*, 22:527-538, 1998.
- CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.; BATJES, N.H.; MILNE, E. & CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. *Agric. Ecosys. Environ.*, 122:58-72, 2007.
- CENTER FOR AGRICULTURAL AND RURAL DEVELOPMENT - CARD. Iowa State University. iCentury. Contém software, informações técnicas e conjunto de dados. Disponível em <[http://www.public.iastate.edu/~tdc/i\\_century\\_main.html](http://www.public.iastate.edu/~tdc/i_century_main.html)>. Acesso em: 25 jun. 2010.

- CHAVEZ, L.F.; AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; LA SCALA, N.J.; ESCOBAR, L.F.; FIORIN, J.E. & CAMPOS, B.H. Carbon dioxide efflux in a Rhodic Hapludox as affected by tillage systems in Southern Brazil. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:325-334, 2009.
- CHUNG, H.; GROVE, J.H. & SIX, J. Indications for soil carbon saturation in a temperate agroecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:1132-1139, 2008.
- CONCEIÇÃO, P.C.; BOENI, M.; DIECKOW, J.; BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio em estudos de proteção física da matéria orgânica do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:541-549, 2008.
- CORAZZA, E.J.; SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. & GOMES, A.C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:425-432, 1999.
- COSTA, F.S. Estoques de carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro. Porto Alegre, Universidade federal do Rio Grande do Sul, 2005. 145p. (Tese de Doutorado)
- COSTA, F.S.; ZANATTA, J.A. & BAYER, C. Emissões de gases do efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., eds. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2. Porto Alegre, Metropole, 2008. p.545-559.
- D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N. & GUILHERME, L.R.G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. *Pesq. Agropec. Bras.*, 39:179-186, 2004.
- DALAL, R.C. & MAYER, R.J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. I. Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. *Austr. J. Soil Res.*, 24:281-292, 1986.
- DEL GROSSO, S.J.; MOSIER, A.R.; PARTON, W.J. & OJIMA, D.S. DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N<sub>2</sub>O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA. *Soil Tillage Res.*, 83:9-24, 2005.
- DEL GROSSO, S.J.; OJIMA, D.S.; PARTON, W.J.; STEHFEST, E.; HEISTEMANN, M.; DEANGELO, B. & ROSE, S. Global scale DAYCENT model analysis of greenhouse gas emissions and mitigation strategies for cropped soils. *Global Planet. Change*, 67:44-50, 2009.
- DENEF, K. & SIX, J. Contributions of incorporated residue and living roots to aggregate-associated and microbial carbon in two soils with different clay mineralogy. *Eur. J. Soil Sci.*, 57:774-786, 2006.
- DENEF, K.; SIX, J.; MERCKX, R. & PAUSTIAN, K. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:1935-1944, 2004.
- DENEGA, G.L. Emissão de óxido nitroso e dióxido de carbono após aplicação de dejetos de suínos e bovinos em um Argissolo. Santa Maria, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009. 92p. (Tese de Mestrado)
- DERPSCH, R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. & HONGWEN, L. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *J. Agric. Biol. Eng.*, 3:1-25, 2010.
- DICK, D.P.; GONÇALVES, C.N.; DALMOLIN, R.S.D.; KNICKER, H.; KLAMT, E.; KÖGEL-KNABER, I.; SIMÕES, M.L. & MARTIN-NETO, L. Characteristics of soil organic matter of different Brazilian Ferralsols under native vegetation as a function of soil depth. *Geoderma*,

- 124:319-333, 2005.
- DIECKOW, J.; BAYER, C.; CONCEICAO, P.C.; ZANATTA, J.A.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D.B.M.; SALTON, J.C.; MACEDO, M.M.; MIELNICZUK, J. & HERNANI, L.C. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 60:240-249, 2009.
- DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; GONZALEZ-VILA, F.J.; KNICKER, H. & BAYER, C. No-till cropping systems and N fertilisation 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. & KOGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil Tillage Res.*, 81:87-95, 2005.
- DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P. & KOGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilisation. *Plant Soil*, 268:319-328, 2005.
- DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P. & KÖGEL-KNABNER, I. Composition of organic matter in a subtropical Acrisol as influenced by land use, cropping and N fertilization, assessed by CPMAS <sup>13</sup>C NMR spectroscopy. *Eur. J. Soil Sci.*, 56:705-715, 2005c.
- DOBBIE, K.E. & SMITH, K.A. Impact of different forms of N fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions from intensive grassland. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 67:37-46, 2003.
- DONIGIAN JR., A.S.; PATWARDHAN, A.S.; JACKSON, R.B.; BARNWELL JR., T.O.; WEINRICH, K.B. & ROWELL, A.L. Modeling the impacts of agricultural management practices on soil carbon in the central U.S. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE E. & STEWART, B.A., eds. *Soil management and greenhouse effect*. Boca Raton, CRC Press, 1995. p.121-135.
- DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, Soil Science Society of America, 1994. p.3-22. (Publication, 35).
- DUSENBURY, M.P.; ENGEL, R.E.; MILLER, P.R.; LEMKE, R.L. & WALLANDER, R. Nitrous oxide emissions from a northern great plains soil as influenced by nitrogen management and cropping systems. *J. Environ. Qual.*, 37:542-550, 2008.
- EDWARDS, A.P. & BREMNER, J.M. Microaggregates in soil. *J. Soil. Sci.*, 18:64-73, 1967.
- 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.
- EVE, M.D.; SPEROW, M.; PAUSTIAN, F. & FOLLET, R.F. National-scale estimation of changes in soil carbon stocks on agricultural lands. *Environ. Poll.*, 116:431-438, 2002.
- FABRIZZI, K.P.; RICE, C.W.; AMADO, T.J.C.; FIORIN, J.; BARBAGELATA, P. & MELCHIORI, R. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: Effect of native and agroecosystems. *Biogeochemistry*, 18:147-163, 2009.
- FALLOON, P.D.; SMITH, P.; SMITH, J.U.; SZABÓ, J.; COLEMAN, K. & MARSHALL, S. Regional estimates of carbon sequestration potential: Linking the rothamsted carbon model to

- GIS databases. *Biol. Fert. Soils*, 27:236-241, 1998.
- FALLOON, P.; SMITH, P.; SZABÓ, J. & PÁSZTOR, L. Comparison of approaches for estimating carbon sequestration at the regional scale. *Soil Use Manag.*, 18:164-174, 2002.
- FELLER, C.; ALBRECHT, A. & TESSIER, D. Aggregation and organic matter storage in kaolinitic and smectitic tropical soils. In: CARTER, M.R. & STEWART, B.A., eds. *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Boca Raton, Lewis Publication, 1996. p.309-359.
- FERREIRA, F.P.; AZEVEDO, A.C.D.; DALMOLIN, R.S.D. & GIRELLI, D. Carbono orgânico, óxidos de ferro e distribuição de agregados em dois solos derivados de basalto no Rio Grande do Sul - Brasil. *Ci. Rural*, 37:381-388, 2007.
- FIGUEIREDO, E.; PANOSSO, A.; ROMÃO, R. & LA SCALA, N. Greenhouse gas emission associated with sugar production in southern Brazil. *Carbon Balance Manag.*, 5:3-12, 2010
- FRANZLUEBBERS, A.J. & STUEDEMANN, J.A. Early response of soil organic fractions to tillage and integrated crop-livestock production. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:613-625, 2008.
- FRANZLUEBBERS, A.J.; STUEDEMANN, J.A. & WILKINSON, S.R. Bermudagrass management in the southern Piedmont USA: I. Soil and surface residue carbon and sulfur. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:834-841, 2001.
- GAL, A.; VYN, T.J.; MICHELI, E.; KLADIVKO, E.J. & MCFEE, W.W. Soil carbon and nitrogen accumulation with long-term no-till versus moldboard plowing overestimated with tilled-zone sampling depths. *Soil Tillage Res.*, 96:42-51, 2007.
- GALE, W.J.; CAMBARDELLA, C.A. & BAILEY, T.B. Surface residue and root-derived carbon in stable and unstable aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:196-201, 2000.
- GALFORD, G.; MELLILO, J.M.; MUSTAR, J.; CERRI, C.E.P. & CERRI, C.C. The Amazon frontier of land-use change: Croplands and consequences for greenhouse gas emissions. *Earth Interactions*, 2010 (in press)
- GCTE-SOMNET. Global Change and Terrestrial Ecosystems Soil Organic Matter Network. The official GCTE Soil Organic Matter Network Database. Disponível: em <[http:// http://www.rothamsted.ac.uk/aen/somnet/index.htm](http://www.rothamsted.ac.uk/aen/somnet/index.htm)>. Acesso em: 25 jun. 2010.
- GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; VENDRUSCOLO, E.R.O.; CUBILLA, M.; NICOLOSO, R.S.; FRIES, M.R.. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:325-334, 2003.
- GOLCHIN, A.; BALDOCK, J.A. & OADES, J.M. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F. & STEWART, B.A., eds. *Soil processes and the carbon cycle*. Boca Raton, CRC Press, 1998. p.245-266. (Advances in Soil Science)
- GOLCHIN, A.; CLARKE, P.; OADES, J.M. & SKJEMSTAD, J.O. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soils. *Austr. J. Soil Res.*, 33:975-993, 1995.
- GOLCHIN, A.; OADES, J.M.; SKJEMSTAD, J.O. & CLARKE, P. Soil structure and carbon cycling. *Austr. J. Soil Res.*, 32:1043-1068, 1994.
- GOMES, J. Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo. Recife, Universidade Federal

- do Rio Grande do Sul, 2006. 126p. (Tese de Doutorado)
- GOMES, J.; BAYER, C.; DE SOUZA COSTA, F.; CÁSSIA PICCOLO, M.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B. & SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil Tillage Res.*, 45:36-44, 2009.
- GREGORICH, E.G.; ELLERT, B.H. & MONREAL, C.M. Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural <sup>13</sup>C abundance. *Can. J. Soil Sci.*, 75:161-167, 1995.
- GULDE, S.; CHUNG, H.; AMELUNG, W.; CHANG, C. & SIX, J. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:605-612, 2008.
- HASSINK, J. Preservation of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:487-491, 1996.
- HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil*, 191:77-87, 1997.
- HOBBS, P.R. Conservation agriculture: What is it and why is it important for future sustainable food production? *J. Agric. Sci.*, 145:127-137, 2007.
- HUGGINS, D.R.; BUYANOVSKY, G.A.; WAGNER, G.H.; BROWN, J.R.; DARMODY, R.G.; PECK, T.R.; LESOING, G.W.; VANOTTI, M.B. & BUNDY, L.G. Soil organic C in the tallgrass prairie-derived region of the Corn Belt: Effects of long-term crop management. *Soil Tillage Res.*, 47:219-234, 1998.
- IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. National Greenhouse Gas Inventories Programme. Technical Support Unit. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, 2006.
- IZAURRALDE, R.C.; HAUGEN-KOZYRA, K.H.; JANS, D.C.; MCGILL, W.B.; GRANT, R.F. & HILEY, J.C. Soil C dynamics: Measurement, simulation and site-to-region scale-up. In: LAL, R. & KIMBLE, J. M., eds. *Assessment methods of soil carbon*. Boca Raton, CRC Press, 2001. p.553-575.
- JANTALIA, C.P.; DOS 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.
- JASTROW, J.D. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 28:665-676, 1996.
- JASTROW, J.D. & MILLER, R.M. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: Feedbacks through organomineral associations. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F. & STEWART, B.A., eds. *Soil processes and the carbon cycle*. Boca Raton, CRC Press, 1998. p.207-223.
- JONES, S.K.; REES, R.M.; SKIBA, U.M. & BALL, B.C. Influence of organic and mineral N fertiliser on N<sub>2</sub>O fluxes from a temperate grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 121:74-83, 2007.
- JØRGENSEN, S.E. & BANDOROCHIO, G. *Fundamentals of ecological modelling*. 3.ed. Amsterdam, Elsevier, 2001. (Developments in Environmental Modelling, 21)
- KLUTHCOUSKI, J. & AIDAR, H. Implantação, condução e resultados obtidos com o sistema santa fé. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L.F. & AIDAR, H., eds. *Integração lavoura-*

- pecuária. Santo Antônio de Goiás, Embrapa Arroz e Feijão, 2003. p.407-459.
- KLUTHCOUSKI, J. & STONE, L.F. Desempenho de culturas anuais sobre palhada de Brachiaria. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L.F. & AIDAR, H., eds. Integração lavoura-pecuária. Santo Antônio de Goiás, Embrapa Arroz e Feijão, 2003. p.500-522.
- KNICKER, H. & LÜDEMANN, H.D. <sup>15</sup>N and <sup>13</sup>C CPMAS and Solution NMR studies of <sup>15</sup>N enriched plant material during 600 days of microbial degradation. *Org. Geochem.*, 23:329-341, 1995.
- KÖGEL-KNABNER, I. Analytical approaches for characterizing soil organic matter. *Org. Geochem.*, 31:609-625, 2000.
- KOLBL, A. & KOGEL-KNABNER, I. Content and composition of free and occluded particulate organic matter in a differently textured arable Cambisol as revealed by solid-state C-13 NMR spectroscopy. *J. Plant Nutr. Soil Sci. Z.*, 167:45-53, 2004.
- KONG, A.Y.; SIX, J.; BRYANT, D.C.; DENISON, R.F. & van KESSEL, C. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69:1078-1085, 2005.
- KOOL, D.M.; CHUNG, H.; TATE, K.R.; ROSS, D.J.; NEWTON, P.C.D. & SIX, J. Hierarchical saturation of soil carbon pools near a natural CO<sub>2</sub> spring. *Global Change Biol.*, 13:1282-1293, 2007.
- KRULL, E.S.; BALDOCK, J.A. & SKJEMSTAD, J.O. Importance of mechanisms and processes of the stabilisation of soil organic matter for modelling carbon turnover. *Funct. Plant Biol.*, 30:207-222, 2003.
- KURZ, W.A.; DYMOND, C.C.; WHITE, T.M.; STINSON, G.; SHAW, C.H.; RAMPLEY, G.J.; SMYTH, C.; SIMPSON, B.N.; NEILSON, E.T.; TROFYMOW, J.A.; METSARANTA, J. & APPS, M.J. CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecol. Mod.*, 220:480-504, 2009.
- LEITE, L.F.C.; DORAISWAMY, P.C.; CAUSARANO, H.J.; GOLLANY, H.T.; MILAK, S. & MENDONÇA, E.S. Modeling organic carbon dynamics under no-tillage and plowed systems in tropical soils of Brazil using CQESTR. *Soil Tillage Res.*, 102:118-125, 2009.
- LETTENS, S.; ORSHOVEN, J.V.; WESEMAEL, B.V.; VOS, B. & MUYS, B. Stocks and fluxes of soil organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. *Geoderma*, 127:11-23, 2004.
- LI, C.; MOSIER, A.; WASSMANN, R.; CAI, Z.; ZHENG, X.; HUANG, Y.; TSURUTA, H.; BOONJAWAT, J. & LANTIN, R. Modeling greenhouse gas emissions from rice-based production systems: Sensitivity and upscaling. *Global Biogeochem. Cycles*, 18:GB1043, 2004.
- LIMA, M.A.D.; FRIGHETO, R.T.S.; PESSOA, M.C.P.Y. & LIGO, M.A.V. Emissão de metano em sistemas de produção de arroz irrigado: Quantificação e análise. Brasília, Embrapa, 2008.
- LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C. & VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e o rendimento do milho em sistemas de manejo. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:175-187, 2004.
- MACKENZIE, A.F.; FAN, M.X. & CADRIN, F. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.*,

27:698-703, 1998.

- MAGIERO, E.C.; TOMAZI, M.; ASSMANN, J.M.; BAGATINI, T.; BAYER, C. & CARVALHO, P.C.F. Emisión de óxido nítrico con la aplicación de estiercol y orina de ovinos en el Sur de Brasil. Bastión de Carmen, Colonia, Uruguay, 2010. CD-ROOM (Reunion Técnica: Dinámica de las propiedades del suelo bajo diferentes usos y manejos)
- MARTIN-NETO, L.; ANDRIULO, A.E. & TRAGHETTA, D.G. Effects of cultivation on ESR spectra of organic matter from soil size fractions of a Mollisol. *Soil Sci.*, 157:365-372, 1994.
- MELILLO, J.M.; BORCHERS, J.; CHANEY, H.F.; FOX, S.; HAXELTINE, A.; JANETOS, A.; KICKLIGHTER, D.W.; KITTEL, T.G.F.; MCGUIRE, A.D.; MCKEOWN, R.; NEILSON, R.; NEMANI, R.; OJIMA, D.S.; PAINTER, T.; PAN, Y.; PARTON, W.J.; PIERCE, L.; PITELKA, L.; PRENTICE, C.; RIZZO, B.; ROSENBLOOM, N.A.; RUNNING, S.; SCHIMEL, D.S.; SITCH, S.; SMITH, T. & WOODWARD, I. Vegetation-ecosystem modeling and analysis project: comparing biogeography and biogeochemistry models in a continental scale study of terrestrial ecosystem responses to climate change and CO<sub>2</sub> doubling. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 9:407-437, 1995.
- 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 Goiania (Cerrados, Brazil). *Geoderma*, 141:78-88, 2007.
- MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F.M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F.F. & DEBARBA, L. Manejo de solos e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v.3.p.209-248.
- MIKHA, M.M. & RICE, C.W. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:809-816, 2004.
- MILNE, E.; ALADAMAT, R.; BATJES, N.H.; BEMOUX, M.; BHATTACHARYYA, T.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P.; COLEMAN, K.; EASTER, M.; FALLOON, P.; FELLER, C.; GICHERU, P.; KAMONI, P.; KILLIAN, K.; PAL, D.K.; PAUSTIAN, K.; POWLSON, D.S.; RAWAJFIH, Z.; SESSAY, M.; WILLIAMS, S. & WOKABI, S. National and sub-national assessments of soil organic carbon stocks and changes: The GEFSOC Modelling System. *Agric. Ecosys. Environ.*, 122:3-12, 2007.
- MILNE, E.; EASTER, M.; CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K. & WILLIAMS, S. Assessment of soil organic carbon stocks and change at national scale. Wageningen, UNEP/University of Reading/GEF, 2006. 172p.
- MILORI, D.; MARTIN-NETO, L.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. & BAGNATO, V.S. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. *Soil Sci.*, 167:739-749, 2002.
- MORAES, J.L.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; KICKLIGHTER, D.; NEILL, C.; STEUDLER, P.A. & SKOLE, D.L. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon Basin. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59:244-247, 1995.
- MURARO, M.R. Componentes físicos do sistema de raízes pastagens de inverno formada pelo consórcio aveia e azêvem no sistema de integração lavoura-pecuária. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2005. 176p. (Tese de Doutorado)
- NICOLOSO, R.S. Mecanismos de estabilização do carbono orgânico do solo em agroecossistemas de clima temperado e sub-tropical. Santa Maria, Universidade Federal

- de Santa Maria, 2009. 108p. (Tese de Doutorado)
- NICOLOSO, R.S.; LOVATO, T.; AMADO, T.J.C.; BAYER, C. & LANZANOVA, M.E. Balanço de carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:2425-2433, 2008.
- NORGAARD, A. Spatial modelling of organic carbon by linking Century and GIS. 2004. Copenhagen, Universidade de Copenhagen, 2004.170p. (Tese de Mestrado)
- NYBORG, M.; SOLBERG, E.D.; MALHI, S.S. & IZAURRALDE, R.C. Fertilizer N, crop residue, and tillage alter soil C and N content in a decade. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E. & STEWART, B.A., eds. *Advances in soil science: Soil management and greenhouse effect*. Boca Raton, CRC Press, 1995. p.93-100.
- OADES, J.M.; GILLMAN, G.P. & UEHARA, G. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M. & UEHARA, G., eds. *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. Honolulu, Hawaii Press, 1989. p.69-95.
- OADES, J.M. & WATERS, A.G. Aggregate hierarchy in soils. *Austr. J. Soil Res.*, 29:815-828, 1991.
- OADES, J.M.; WATERS, A.G.; VASSALLO, A.M.; WILSON, M.A. & JONES, G.P. Influence of management on the composition of organic matter in a Red-Brown Earth as shown by <sup>13</sup>C nuclear magnetic resonance. *Austr. J. Soil Res.*, 26:289-299, 1988.
- OENEMA, O.; VELTHOF, G.L.; YAMULKI, S. & JARVIS, S.C. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use Manag.*, 13:288-295, 1997.
- OENEMA, O.; WRAGE, N.; VELTHOF, G.L.; van GROENIGEN, J.W.; DOLFING, J. & KUIKMAN, P.J. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 72:51-65, 2005.
- PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V. & OJIMA, D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51:1173-1179, 1987.
- PARTON, W.J.; HOLLAND, E.A.; DEL GROSSO, S.J.; HARTMAN, M.D.; MARTIN, PARTON, W.J.; HOLLAND, E.A.; DEL GROSSO, S.J.; HARTMAN, M.D.; MARTIN, R.E.; MOSIER, A.R.; OJIMA, D.S. & SCHIMEL, D.S. Generalized model for NO<sub>x</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from soils. *J. Geophys. Res.*, 106:17403-17420, 2001.
- PAUSTIAN, K. Modelling soil organic matter dynamics. Global challenges. In: REES, R.M.; BALL, B.C.; CAMPBELL, C.D. & WATSON, C.A., eds. *Sustainable management of soil organic matter*. Oxford, CABI Publishing, 2001. p.43-53.
- PAUSTIAN, K.; ANDRÉN, O.; JANZEN, H.H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; TIESSEN, H.; van NOORDWIJK, M. & WOOMER, P.L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use Manag.*, 13:230-244, 1997a.
- PAUSTIAN, K.; COLLINS, H.P. & PAUL, E.A. Management controls on soil carbon. In: PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K.A.; ELLIOTT, E.T. & VERNON COLE, C., eds. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. Boca Raton, CRC Press, 1997b. p.15-49.
- PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. *Soil Sci.*, 166:810-832, 2001.
- PIKUL, J.L.; OSBORNE, JR.; ELLSBURY, C. & RIEDELL, W. Particulate organic matter and

- water-stable aggregation of soils under contrasting management. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71:766-776, 2007.
- PIVA, J. Emissões de metano e óxido nitroso em Latossolo sob sistemas de preparo e integração lavoura pecuária. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2010. 84p. (Tese de Mestrado)
- PLANTE, A.F.; RICHARD, T.C.; CATHERINE, E.S.; PAUSTIAN, K. & SIX, J. Impact of soil texture on the distribution of soil organic matter in physical and chemical fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70:287-296, 2006.
- POIRIER, V.; ANGERS, D.A.; ROCHETTE, P.; CHANTIGNY, M.H.; ZIADI, N.; TREMBLAY, G. & FORTIN, J. Interactive effects of tillage and mineral fertilization on soil carbon profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 73:255-261, 2009.
- POTTER, C.; KLOOSTER, S. & GENOVESE V. Carbon emissions from deforestation in the Brazilian Amazon region predicted from satellite data and ecosystem modeling. *Biogeosci. Discuss.*, 6:3031-3061, 2009.
- PUGET, P. & DRINKWATER, L.E. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from leguminous green manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:771-779, 2001.
- RAZAFIMBELO, T.M.; ALBRECHT, A.; OLIVER, R.; CHEVALLIER, T.; CHAPUIS-LARDY, L. & FELLER, C. Aggregate associated-C and physical protection in a tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. *Soil Tillage Res.*, 98:140-149, 2008.
- REICOSKY, D.C.; EVANS, S.D.; CAMBARDELLA, C.A.; ARMARAS, R.R.; WILTS, A.R. & HUGGINS, D.R. Continuous corn with moldboard tillage: Residue and fertility effects on soil carbon. *J. Soil Water Conserv.*, 57:277-284, 2002.
- RICE, C.W. & ANGLE, J.S. A role for genetically modified organisms in soil carbon sequestration. In: ROSENBERG, N.J.; METTING, F.B. & IZAURRALDE, R.C., eds. *Applications of biotechnology to mitigation of greenhouse warming*. Columbus, Battelle Press, 2003. p.61-73.
- RILLIG, M.C. & MUMMEY, D.L. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytol.*, 171:4-53, 2006.
- RILLIG, M.C.; RAMSEY, P.W.; MORRIS, S. & PAUL, E.A. Glomalin, an rbuscularmycorrhizal fungal soil protein, responds to land-use change. *Plant Soil*, 253:293-299, 2003.
- ROCHESTER, I. & PEOPLES, M. Growing vetches (*Vicia villosa* Roth) in irrigated cotton systems: Inputs of fixed N, N fertilizer savings and cotton productivity. *Plant Soil*, 271:251-264, 2005.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; van LAGEN, B. & VELTHORST, E. Transformations in occluded light fraction organic matter in a clayey oxisol; evidence from <sup>13</sup>C-CPMAS-NRM and <sup>d13</sup>C signature. *R. Bras. Ci. Solo*. 28:811-818, 2004.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J. & VASCONCELLOS, C.A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the C-13/C-12 isotopic ratio in a Cerrado's oxisol. *Geoderma*, 104:185-202, 2001.
- RUSSELLE, M.P.; ENTZ, M.H. & FRANZLUEBBERS, A.J. Reconsidering integrated crop-livestock systems in North America. *Agron. J.*, 99:325-334, 2007.
- SÁ, J.C.M.; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R.; VENSKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C. & FEIGL, B.E. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:1486-1499, 2001.

- SALTON, J.C.; FABRÍCIO, A.C.; MACHADO, L.A.Z. & OLIVEIRA, H. Pastoreio de aveia e compactação do solo. *R. Plantio Direto*, 69:32-34, 2002.
- SANTOS, G.F. Emissão de óxido nitroso e mineralização do carbono de plantas de cobertura e de dejetos de suínos e bovinos em plantio direto de mamona. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2009. 100p. (Tese de Mestrado)
- SANTOS, R.S.M.; OLIVEIRA, I.P.; MORAIS, R.F.; URQUIAGA, S.C.; BODDEY, R.M. & ALVES, B.J.R. Componentes da parte aérea e raízes de pastagens de *Brachiaria* spp. em diferentes idades após a reforma, como indicadores de produtividade em ambiente de cerrado. *Pesq. Agropec. Trop.*, 37:119-124, 2007.
- SENESE, N. & STEELINK, C. Application of ESR spectrometry to the study of humic substances. In: HAYES, M.H.B.; MACCARTHY, P.; MALCOLM, R.L. & SWIFT, R.S., eds. *Humic substances II*. New York, John Wiley, 1989. p.373-408.
- SEO, J.; MEISINGER, J.J. & LEE, H. Recovery of nitrogen-15-labeled hairy vetch and fertilizer applied to corn. *Agron. J.*, 98:245-254, 2006.
- SHAFFER, M.A.; MA, L. & HANSEN, S. Introduction to simulation of carbon and nitrogen dynamics in soils. In: SHAFFER, M. A.; MA, L.; HANSEN, S., eds. *Modelling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Boca Raton, Lewis, 2001. p.1-10.
- SIMPSON, R.T.; FREY, S.D.; SIX, J.; THIET, R.K. Preferential accumulation of microbial carbon in aggregate structures of no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 1249-1255, 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 Tillage Res.*, 76:39-58, 2004.
- SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S. & DENEFF, K. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res.*, 79:7-31, 2004a.
- SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E. & PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil*, 241:155-176, 2002a.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:1350-1358, 1999.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. & COMBRINK, C. Soil structure and organic matter. I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:681-689, 2000a.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.*, 32:2099-2103, 2000b.
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S.M.; SÁ, J.C.A. & ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - effects of no-tillage. *Agronomie*, 22:755-775, 2002b.
- SIX, J.; FREY, S.D.; THIET, R.K. & BATTEN, K.M. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70:555-569, 2006.
- 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 practised in the long term. *Global Change Biol.*, 10:155-160, 2004b.

- SKJEMSTAD, J.O.; DALAL, R.C. & BARRON, P.F. Spectroscopic investigations of cultivation effects on organic matter of Vertisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50:354-359, 1986.
- SNYDER, C.S.; BRUULSEMA, T.W. & JENSEN, T.L. Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management - A literature review. Norcross, IPNI, 2007.
- SNYDER, C.S.; BRUULSEMA, T.W.; JENSEN, T.L. & FIXEN, P.E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agric., Ecosys. Environ.*, 133:247-266, 2009.
- SOLBERG, E.D.; NYBORG, M.; IZAURRALDE, R.C.; MALHI, S.S.; JANZEN, H.H. & MOLINA-AYALA, M. Carbon storage in soils under continuous cereal grain cropping: N fertilizer and straw. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F. & STEWART, B.A., eds. *Management of carbon sequestration in soil*. Boca Raton, CRC Press, 1997. p.235-254.
- SOON, Y.K. Crop residue and fertilizer management effects on some biological and chemical properties of a Dark Grey Solod. *Can. J. Soil Sci.*, 78:707-713, 1998.
- SOUZA, E.D.; COSTA, S.E.V.G.A.; LIMA, C.V.S.; ANGHINONI, I.; MEURER, E.J. & CARVALHO, P.C.F. Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistemas de integração agricultura-pecuária submetidos a diferentes intensidades de pastejo em plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:1273-1282, 2008.
- SOUZA, E.D.; COSTA, S.E.V.G.A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F.; ANDRIGUETI, M. & CAO, E. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1829-1836, 2009.
- SPACCINI, R.; PICCOLO, A.; CONTE, P.; HABERHAUER, G. & GERZABEK, M.H. Increased soil organic carbon sequestration through hydrophobic protection by humic substances. *Soil Biol. Biochem.*, 34:1839-1851, 2002.
- STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Soil C saturation: Concept, evidence, and evaluation. *Biogeochemistry*, 86:19-31, 2007.
- STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Soil C saturation: linking concept and measurable C pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:379-392, 2008a.
- STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Soil carbon saturation: evaluation and corroboration by long-term incubations. *Soil Biol. Biochem.*, 40:1741-1750, 2008b.
- STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. *Soil Biol. Biochem.*, 41:357-366, 2009.
- STOLBOVOY, V.; MONTANARELLA, L.; FILIPPI, N.; SELVARADJOU, S-K.; PANAGOS, P. & GALLEGO, J. Soil sampling protocol to certify the changes of organic carbon stock in mineral soils of European union. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Community, 2005. 12p.
- TISDALL, J.M. Fungal hyphae and structural stability of soils. *Austr. J. Soil Res.*, 29:729-743, 1991.
- TISDALL, J.M. & OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33:141-163, 1982.

- TORNQUIST, C.G.; GIASSON, E.; MIELNICZUK, J.; CERRI, C.E.P. & BERNOUX, M. Soil organic carbon stocks of Rio Grande do Sul, Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 73:975-982, 2009a.
- TORNQUIST, C.; MIELNICZUK, J. & CERRI, C.E.P. Modeling soil organic carbon dynamics in Oxisols of Ibirubá (Brazil) with the Century Model. *Soil Tillage Res.*, 105:33-43, 2009b.
- TORNQUIST, C.G.; GASSMAN, P.W.; MIELNICZUK, J.; GIASSON, E. & CAMPBELL, T. Spatially explicit simulations of soil C dynamics in Southern Brazil: Integrating century and GIS with i\_Century. *Geoderma*, 150:404-414, 2009c.
- TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. & O'NEILL, R.V. Introduction to Landscape Ecology. In: TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. & O'NEILL, R.V., eds. *Landscape ecology in theory and practice*. New York, Springer, 2001. p.1-23.
- URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; JANTALIA, C.P. & BODDEY, R.M. Variações nos estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa em solos das regiões tropicais e subtropicais do Brasil: Uma análise crítica. *Inf. Agron.*, 130:12-21, 2010.
- van WESEMAEL, B.; LETTENS, S.; ROELANDT, C. & van ORSHOVEN, J. Changes in soil carbon stocks from 1960 to 2000 in the main Belgian cropland areas. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 8:133-139, 2004.
- VANDENBYGAART, A.J.; GREGORICH, E.G. & ANGERS, D.A. Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of canadian studies. *Can. J. Soil Sci.*, 83:363-380, 2003.
- von LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; MATZNER, E.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B. & FLESSA, H. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *Eur. J. Soil Sci.*, 57:426-445, 2006.
- WANG, S.; TIAN, H.; LIU, J. & PAN, J. Pattern and change of soil organic carbon storage in China: 1960s-1980. *Tellus*, 55B:416-427, 2003.
- WEST, O.T. & POST, W.M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:1930-1946, 2002.
- WHITE, P. & RICE, C.W. Tillage effects on microbial and carbon dynamics during plant residue decomposition. *Soil Bio Biochem.*, 73:138-145, 2009.
- WRIGHT, A.L.; DOU, F. & HONS, F.M. Crop species and tillage effects on carbon sequestration in subsurface soil. *Soil Sci.*, 172:124-131, 2007.
- WRIGHT, S.F.; FRANKEE-SNYDER, M.; MORTON, J.B. & UPADHYAYA, A. Time-course study and parcial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. *Plant Soil*, 181:193-203, 1996.
- WRIGHT, S.F. & UPADHYAYA, A. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil*, 198:97-107, 1998.
- ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; VIEIRA, F.C.B. & MIELNICZUK, J. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. *Soil Tillage Res.*, 94:510-519, 2007.
- ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; VIEIRA, F.C.B.; GOMES, J. & TOMAZI, M. Fluxos de óxido nitroso e de metano em Gleissolo influenciados pela aplicação de fertilizantes nitrogenados no

Sul do Brasil. R. Bras. Ci. Solo, 2010.(In Press)

- ZANATTA, J.A. Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009. 79p. (Tese de Doutorado)
- ZINN, Y.L.; LAL, R.; BIGHAM, J.M. & RESCK, D.V. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the brazilian cerrado: Soil structure. Soil Sci. Soc. Am. J., 71:1215-1224, 2007.
- ZOTARELLI, L.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. & SIX, J. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. Soil Tillage Res., 95:196-206, 2007.
- ZOTARELLI, L.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; TORRES, E.; SANTOS, H.P.; PAUSTIAN, K.; BODDEY, R.M. & SIX, J. Impact of tillage and crop rotation on aggregate-associated carbon in two oxisols. Soil Sci. Soc. Am. J., 69:482-491, 2005.

