

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio Ambiente
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira

*Magda A. Lima
Robert M. Boddey
Bruno J. R. Alves
Pedro L. O. de A. Machado
Segundo Urquiaga*

Editores Técnicos

*Embrapa
Brasília, DF
2012*

FIDALGO, E. C. C.; BENITES, V. M.; MACHADO, P. L. O. A.; MADARI, B. E.; COELHO, M. R.; MOURA, I. B.; LIMA, C. X. **Estoque de carbono nos solos do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007. 26 p. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 121).

HOWARD, P. J. A.; LOVELAND, P. J.; BRADLEY, R. I.; DRY, F. T.; HOWARD, D. M.; HOWARD, D. C. The carbon content of soil and its geographical distribution in Great Britain. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 11, p. 9-15, 1995.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de biomas do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004b. 1 mapa, color. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/mapas_murais/>. Acesso em: 17 nov. 2006.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de solos do Brasil**. Rio de Janeiro, 2001. 1 mapa, color. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 17 nov. 2006.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004a. 1 mapa, color. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/>. Acesso em: 17 set. 2010.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change; UNEP. United Nations Environment Programme; OECD. Organization for Economic Co-Operation and Development; IEA. International Energy Agency. **Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Paris, FR, 1997. v. 3.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2001: synthesis report: third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Programme**. Hayama: IGES, 2006.

MANRIQUE, L. A.; JONES, C. A. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, p. 476-481, 1991.

SCHROEDER, P. E.; WINJUM, J. K. Assessing Brazil's carbon budget: 1. Biotic carbon pools. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, NL, v. 75, p. 77-86, 1995.

SISTEMA brasileiro de classificação de solos. Brasília, DF: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOHANN, 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 and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 76, p. 39-58, 2004.

SMITH, P.; POWLSON, D. S.; GLENDINNING, M. J.; SMITH, J. U. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. **Global Change Biology**, Oxford, v. 4, p. 679-685, 1998.

STATSOFT. **STATISTICA for Windows**. Version 5.5. Tulsa, 1999. Software.

TOMASELLA, J.; HODNETT, M. G. Estimating soil water retention characteristics from limited data in Brazilian Amazonia. **Soil Science**, Baltimore, v. 163, p. 190-202, 1998.

Estoques de carbono nos solos do Brasil

Quantidade e mecanismos de acúmulo e preservação

Robert M. Boddey, Bruno J. R. Alves, Segundo Urquiaga, Cláudia P. Jantalia, Ladislau Martin-Neto, Beata E. Madari, Débora M. B. P. Milori, Pedro L. O. de A. Machado

Resumo: o incremento dos estoques de carbono do solo sob uso agrícola representa uma importante estratégia para mitigar as emissões de gases causadores do efeito estufa, especialmente no caso do Brasil, em que o setor contribui com mais de 20% das emissões totais do País. Os resultados de pesquisas realizadas no âmbito da Rede Agrogases da Embrapa confirmaram o benefício da técnica de plantio direto na palha para acumular C no solo, porém essa acumulação é dependente de um balanço de N positivo para o sistema, ou seja, as entradas de N devem superar as quantidades exportadas nos produtos colhidos e as perdas por diferentes processos do solo. Essa conclusão também se estende às pastagens. A introdução de leguminosas fixadoras de N₂ em sistema de adubação verde em rotação de culturas, ou em consórcio em pastagens, permite balancear o sistema com N, promovendo a produção primária e a acumulação de C no solo. No caso das pastagens, o controle da carga animal tem efeito sobre as perdas, e se bem realizado pode contribuir para manutenção da produção vegetal e ganhos de C no solo. A magnitude com que o incremento de C ocorre em solos tropicais, mais profundos, é melhor avaliada quando as amostragens do solo são feitas até 1 m de profundidade, contrapondo as estimativas globais que se limitam a camadas mais superficiais do solo (0 cm–20 cm ou 0 cm–30 cm). Os estudos realizados com a cultura de cana-de-açúcar mostraram apenas tendências de que a eliminação da queima pode aumentar os estoques de C do solo. São apresentados resultados sobre as formas e mecanismos de proteção do C no solo, incluindo-se as frações químicas e físicas, no primeiro caso, avaliadas por técnicas espectroscópicas, e, no segundo, pela densidade e por tamanho de partícula.

Palavras-chave: carbono, matéria orgânica do solo, pastagens, solos tropicais, Brasil.

Introdução

As atividades agrícolas nas regiões tropicais e subtropicais do Brasil têm demonstrado ser altamente dependente da matéria orgânica para sua sustentabilidade, em virtude das inter-relações entre as características físicas, químicas e biológicas e o C do solo. Nesse contexto, o sequestro de C, processo natural de transferência do CO₂ atmosférico através da fotossíntese para a matéria orgânica do solo (MOS), passa a ser muito mais importante em razão da necessidade de recuperar solos e ecossistemas

degradados, melhorar a qualidade da água, aumentar a biodiversidade e a produtividade agrícola para alcançar níveis adequados de segurança alimentar (LAL, 2006). Os sistemas produtivos atualmente em uso, no entanto, nos diferentes tipos de solo e clima nas áreas agrícolas brasileiras, frequentemente contribuíram com menos C ao solo em relação aos ecossistemas naturais uma vez que o revolvimento do solo com arados, etc., estimulam a degradação da MOS e a liberação do C do solo na forma de CO₂.

O acúmulo do C do solo é controlado pela taxa da deposição de resíduos adicionados ao solo e a taxa de sua decomposição. Em solos de alta fertilidade natural os estoques do C do solo sob a vegetação nativa são frequentemente perto da capacidade máxima daquele solo de armazenar C (CHUNG et al., 2008). Em alguns ecossistemas, entretanto, a fertilidade natural do solo é baixa, e a produção primária vegetal é limitada de tal forma que após a aplicação de calcário e adubos químicos aos sistemas agrícolas, pastagens ou florestas plantadas, a produção primária poderia superar significativamente aquela da vegetação nativa. Esse fenômeno é mais comum nas áreas de solos altamente intemperizados das regiões tropicais; e, no Brasil, o exemplo mais importante é na área do Cerrado (CORAZZA et al., 1999; JANTALIA et al., 2007).

Quando ocorre uma perda de C do solo após a conversão de um ecossistema natural à utilização agrícola, etc., é em razão da influência de vários fatores:

- Mudança de espécies vegetais: espécies perenes retornam maiores quantidades de C ao solo, principalmente na forma de raízes, em relação a espécies anuais.
- Alteração na taxa de decomposição: o revolvimento do solo aumenta o contato dos resíduos vegetais com o solo, o que associado às alterações nos regimes hídrico e térmico e ao aumento no uso de fontes minerais de nitrogênio, aumenta a taxa de decomposição do C do solo.

- Erosão e estrutura do solo: o cultivo da camada superficial promove a quebra dos agregados do solo favorecendo o processo erosivo.

Quando o uso da terra é alterado, o estoque de C começa a mudar até que um novo equilíbrio seja alcançado. O novo estado de equilíbrio do C do solo é atingido quando a taxa de decomposição do C orgânico do solo é igual à taxa de entrada de C na forma de resíduos vegetais. O ponto de equilíbrio é difícil de estimar em razão da influência de fatores como a recalitrância cada vez maior da fração remanescente não decomposta e a regulação da quantidade e da diversidade do componente biológico do solo que é fortemente dependente da oferta de substrato.

Diversos mecanismos químicos (complexidade química intrínseca dos compostos de C, complexação com fração mineral ou interação organomineral) e físicos (grau de agregados) podem proteger os diferentes compartimentos da MOS da ação dos microrganismos decompositores (PICCOLO; MBAGWU, 1999). Esses mecanismos podem determinar que moléculas da mesma composição e complexidade constituem as diferentes frações da MOS. Além de determinar quanto de C orgânico está no solo, é relevante identificar o grau de estabilidade do material orgânico em que está associado, já que disso dependerá de quanto tempo o C estará sequestrado no solo. A agregação do solo (união das partículas primárias para formarem agregados) está condicionada a vários processos no solo. Partículas primárias são unidas por interações eletrostáticas mediadas pela MOS formando microagregados. Esses são então unidos pela ação das raízes e hifas de fungos ou por compostos orgânicos, produtos da decomposição microbiana de resíduos vegetais, formando macroagregados. Resíduos vegetais e compostos orgânicos são incorporados intra e entre agregados adquirindo diferentes graus de proteção contra a decomposição. A humificação é um processo de estabilização da MOS que demanda mais tempo para contribuir para o C sequestrado, mas por outro lado pode assegurar sua permanência por mais tempo no solo.

Neste capítulo são apresentados resultados de estudos do impacto da utilização de diferentes manejos do solo nas mudanças de estoques de carbono nos solos brasileiros. São apresentados também resultados de estudos que avaliaram práticas agrícolas que têm potencial de promover o acúmulo de C, tais como: o plantio direto, integração lavoura-pecuária em plantio direto, pastagens produtivas e sistemas agroflorestais. Primeiramente serão abordados assuntos relacionados à avaliação de estoques de C em culturas anuais sob preparo convencional e sistemas conservacionistas. Em seguida serão abordados os sistemas de produção de cana-de-açúcar. Os estudos em áreas sob pastagem foram divididos em biomas pela diversidade existente de uso e manejo dessa atividade agropecuária em cada região. Finalmente são discutidos os mecanismos de proteção do C em agregados do solo e a caracterização da MOS em diferentes frações no solo.

Mudanças nos estoques do carbono do solo em função do seu manejo

Culturas anuais: plantio direto versus plantio convencional

No âmbito da rede Agrogases, foram realizados na região Sul dez estudos em experimentos de médio e longo prazo com o objetivo de avaliar o impacto do manejo do solo com os sistemas de plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) sobre o acúmulo de C no solo. A maioria dos solos pertencia à classe dos Latossolos do tipo vermelho ou amarelo, com livre drenagem, porém com textura diferenciada. A primeira observação marcante é o impacto da composição das rotações de culturas no acúmulo de C no solo quando comparados os sistemas PD e PC (Tabela 1). Os resultados sugerem que dois fatores interdependentes têm forte influência no potencial de sistemas de rotação de culturas em acumular C no solo: o rendimento total das culturas e a quantidade de resíduos culturais que

retornam ao sistema, e a presença de um balanço de N positivo no sistema de culturas. Um terceiro fator importante na determinação dos estoques de C é a profundidade de amostragem.

O acúmulo de carbono no solo e a deposição de resíduos culturais

A quantidade de resíduos culturais depositados no solo depende do rendimento das culturas e da proporção da matéria seca total removida do campo na forma de produtos agrícolas. No caso do plantio convencional, os resíduos são enterrados até a profundidade da penetração do arado; já no plantio direto esses resíduos ficam na superfície do solo, e por isso só os primeiros poucos centímetros do solo são enriquecidos com C derivado desse material. O acúmulo do C, no entanto, ocorre sob o manejo de plantio direto principalmente em razão do não revolvimento do solo, o que evita a destruição dos agregados do solo e conseqüentemente inibe a mineralização da MOS (oxidação de compostos orgânicos com a liberação de CO₂). Os mecanismos responsáveis pela “estabilização” do C no solo são discutidos no item Mecanismos de estabilização e proteção da MOS deste capítulo. Assim, consideraremos que o C dos resíduos da parte aérea das culturas contribui para o acúmulo de C apenas na camada superficial do solo.

O acúmulo de C nas camadas mais profundas do solo é derivado do sistema radicular das culturas no sistema. A presença dos resíduos vegetais tem grande importância na redução dos processos erosivos do solo, na preservação da umidade e no regime térmico do solo, reduzindo a ocorrência de altas temperaturas, fator extremamente importante nas condições de campo em muitas regiões do Brasil.

A qualidade dos resíduos vegetais, influenciada em grande parte pela relação C/N, pode estar associada à relação positiva entre a matéria seca de resíduos produzidos anualmente em sistemas de rotação e as diferenças de estoque de C no solo nos sistemas de PD e PC.

Tabela 1. Resumo dos estudos em experimentos de longo prazo que compara rotações/seqüências de culturas manejadas sob plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) com respeito das mudanças de estoques de C no solo.

Localização	Solo	Rotação/seqüência de culturas	Tempo (anos)	Prof. (cm)	Diferença PD-PC ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)	Prof. (cm)	Diferença PD-PC ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)
1. Lages (SC)	Cambissolo Húmico álico	Milho/soja, feijão, trigo, aveia ⁽³⁾	8	20	8,5		
2. Eldorado do Sul (RS)	Argissolo Vermelho distrófico	Aveia/milho	9	30	4,6		
		Aveia + ervilhaca/ milho + caupi			6,4		
3. Santa Maria (RS)	Latossolo Vermelho distrófico	Aveia preta + ervilhaca/milho	8	20	0,7 ⁽³⁾		
		Azevém + ervilhaca/milho			1,24 ⁽³⁾		
		Mucuna + milho			5,42 ⁽³⁾		
		Feijão bravo + milho			0,65 ⁽³⁾		
4. Passo Fundo (RS) ⁽²⁾	Latossolo Vermelho distrófico	Trigo/soja	13	30	-1,3		0,5
		Trigo/soja – ervilhaca/milho			5,4	100	16,9
		Trigo/soja-aveia/ Soja-ervilhaca/milho			9,1		16,7
		Aveia/milho sem N			1,7 ⁽⁴⁾		2,9 ⁽⁴⁾
5. Eldorado do Sul (RS)	Argissolo Vermelho distrófico	Aveia/milho com N	17	17,5	4,3 ⁽⁴⁾		7,2 ⁽⁴⁾
		Labiab + milho sem N			13,9 ⁽⁴⁾	107,5	20,3 ⁽⁴⁾
		Labiab + milho com N			18,6 ⁽⁴⁾		29,4 ⁽⁴⁾
		Guandu + milho sem N			13,4 ⁽⁴⁾		28,4 ⁽⁴⁾
		Guandu + milho com N			20,5 ⁽⁴⁾		33,2 ⁽⁴⁾
		Aveia/milho sem N			6,8		
		Aveia/milho com N			3,2		
6. Eldorado do Sul (RS)	Argissolo Vermelho distrófico	Ervilhaca/milho sem N	13	30	6,3		
		Ervilhaca/milho com N			5,8		
		Aveia + ervilhaca/milho + caupi sem N			7,2		
		Aveia + ervilhaca/milho + caupi com N			7,7		

Continue...

Tabela 1. Continuação.

Localização	Solo	Rotação/seqüência de culturas	Tempo (anos)	Prof. (cm)	Diferença PD-PC ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)	Prof. (cm)	Diferença PD-PC ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)
7. Cruz Alta (RS) ⁽²⁾	Latossolo Vermelho distrófico	Trigo-soja	17	30	-4,1	100	-3,8
		Trigo/soja – ervilhaca/milho			3,6		8,8
8. Londrina (PR) ⁽²⁾	Latossolo Vermelho distrófico	Tremoço/Milho-aveia/soja-trigo/soja	6	20	0,58	80	1,05
		Trigo/soja					
9. Londrina (PR) ⁽²⁾	Latossolo Vermelho distrófico	Trigo/soja	15	50	8,7		
		Tremoço/milho-aveia/soja-trigo/soja-trigo/soja			3,4		
10. Londrina (PR) ⁽²⁾	Latossolo Vermelho distrófico	Aveia/milho-aveia/soja-trigo/soja-tremoço/milho-aveia/soja	5	40	3,6		
		Aveia/soja-tremoço/milho-aveia/soja-trigo/soja-tremoço/milho			5,9		
		Aveia/soja-trigo/soja-tremoço/soja-tremoço/milho			-2,0		
		Aveia/soja-trigo/soja-tremoço/milho-aveia/milho-trigo/milho					

⁽¹⁾ Indica que não houve diferença entre manejo de PD e PC.

⁽²⁾ Experimentos conduzidos por pesquisadores membros da rede Embrapa Agrogases.

⁽³⁾ Ordem das seqüências das culturas não fornecida.

⁽⁴⁾ A referência é pousio/milho sob PD.

Fonte: 1. Bayer e Bertol (1999); 2. Bayer et al. (2000b); 3. Amado et al. (2001); 4. Sisti et al. (2004); 5. Diekow et al. (2005); 6. Lovato et al. (2004); 7. Jantalia (2005); 8. Zotarelli et al. (2005); 9. Franchini et al. (2006); 10. Franchini et al. (2007).

O acúmulo do carbono no solo e o balanço de N

O N utilizado em sistemas agrícolas tem sua origem em duas fontes principais: o fertilizante sintético e a fixação biológica de nitrogênio (FBN). O N do fertilizante é mais susceptível do que a FBN às perdas imediatas promovidas por processos como a volatilização de amônia, a lixiviação ou a desnitrificação. O fertilizante, todavia, apresenta como vantagem o fato de o produtor poder programar a aplicação de acordo com os momentos de maior demanda das culturas. O balanço de N de um sistema de rotação de culturas é determinado pelo somatório das adições, fertilizante e a FBN, menos o N exportado no produto agrícola e o N perdido por diferentes processos. A soja é a principal cultura de grãos no Brasil, razão pela qual é componente obrigatório na maioria dos sistemas de rotação de culturas no PD, porém o N exportado nos grãos corresponde a aproximadamente 75% do N da parte aérea. Resultados da quantificação da FBN em soja em áreas de produção comercial e em vários experimentos, incluídos na Tabela 1, mostram que raramente a proporção de N derivado da FBN na cultura excede 80% (ALVES et al., 2003, 2006; HUNGRIA et al., 2006). Desse modo, o balanço de N da cultura da soja, na maioria dos casos, tende a neutralidade, ou quando positivo não é suficiente para suprimir a adubação em outras culturas do sistema. Por isso, em sistemas de rotação de culturas em que a soja é a única leguminosa, o estoque de C no solo sob PD em poucos casos é maior do que no PC (ver sítios 4, 7 na Tabela 1).

Em muitos estudos com rotações de culturas, quando outra leguminosa além da soja faz parte do sistema de rotação, como as leguminosas de inverno que se associam eficientemente a bactérias fixadoras de N atmosférico, o balanço do N torna-se positivo. Para que o aumento de MOS seja efetivo foi determinante que a cultura seguinte fosse cultivada sobre seus resíduos (normalmente o milho). Outro ponto em comum nestes estudos (JANTALIA, 2005; LOVATO et al., 2004; SISTI et al., 2004) (ver sítios 4, 6 e 7 na Tabela 1) foi que os ganhos de C sob rotações foram observados em PD após vários anos (13 ou mais) da adoção do sistema, em relação ao PC. Os resultados de Diekow et al. (2005) também demonstraram que a adição de N fertilizante

e a inclusão de leguminosas beneficiaram tanto na produção de resíduos culturais como no aumento de C do solo no longo prazo (17 anos). O mesmo comportamento não foi observado em sistemas de rotação de culturas que não contêm leguminosas. A diferença nos estoques do C do solo entre PD e PC sob a rotação lablab (*Lablab purpureum*)/milho aumentou de 13,9 Mg C ha⁻¹ para 18,6 Mg C ha⁻¹ quando foi adicionado 150 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ no milho (sítio 5). Para a rotação guandu (*Cajanas cajan*)/milho, esse aumento foi de 13,4 Mg C ha⁻¹ para 20,5 Mg C ha⁻¹ com a adição da mesma quantidade de N fertilizante. No sistema de rotação com aveia no inverno e milho no verão e sem aplicação de N, o estoque do C no solo (0 cm–100 cm) diminuiu por 7,2 Mg C ha⁻¹; porém, com a aplicação média anual de 150 kg N ha⁻¹ ao milho, a queda foi reduzida a 4,1 Mg C ha⁻¹.

A qualidade da biomassa vegetal adicionada ao solo, particularmente em relação ao teor de N, exerce papel relevante no incremento do estoque de C do solo, porém pode não ser o fator determinante. Franchini et al. (2007) observaram diferenças entre sistemas de manejo do solo apenas na rotação com maior proporção de leguminosas, com o estoque de C, na camada até 40 cm, no PD sendo de 74 Mg ha⁻¹ e no PC de 68 Mg ha⁻¹. Após cinco anos, essa diferença de 6 Mg ha⁻¹ determinou uma taxa de acúmulo de C de 1,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, no PD. As diferenças de estoque, entretanto, foram relacionadas mais a um decréscimo no estoque de C sob o PC do que propriamente pelo aumento do estoque de C no plantio direto. Desse modo, o incremento no fornecimento de N proveniente das leguminosas também pode aumentar a taxa de decomposição de C sob as condições de PC.

Profundidade de amostragem

Numa revisão global de 276 experimentos de longo prazo comparando sistemas de plantio direto, cultivo reduzido e plantio convencional, West e Post (2002) observaram um aumento médio de 570 kg C ha⁻¹ (57 g m⁻²) ano⁻¹ no estoque de C do solo quando comparados os sistemas com menor revolvimento do solo (plantio direto e cultivo reduzido) com o plantio

convencional. Baker et al. (2007), entretanto, avaliando os resultados desse trabalho, observaram que em nenhum dos estudos a amostragem de solo foi mais profunda do que 30 cm, e em 60% deles a profundidade foi menor do que 20 cm. Esses autores ainda observaram que nos estudos onde os solos foram amostrados até maiores profundidades (especialmente aqueles conduzidos no Canadá) (VANDENBYGAART et al., 2003), os estoques de C foram maiores no PC, sugerindo que o aparente acúmulo preferencial de C nos solos sob PD era um artefato da profundidade de amostragem.

Resultados semelhantes foram encontrados em estudos pioneiros na região do Cerrado (CENTURION et al., 1985; CORAZZA et al., 1999). Alguns grupos de pesquisa da rede Embrapa Agrogases e outros, conduziram estudos em que os solos foram amostrados até 100 cm ou mais de profundidade (BODDEY et al., 2010; DIEKOW et al., 2005; JANTALIA, 2005; JANTALIA et al., 2007; SISTI et al., 2004; ZOTARELLI et al., 2005). Nesses estudos, foram observados maiores estoques de C no PD em relação ao PC quando o solo foi amostrado até 17,5 cm; 20 cm ou 30 cm (dependendo do estudo), sendo as diferenças aumentadas significativamente quando solo foi amostrado até 80 cm ou mais (ver sítios 9, 10, 11 a 16, 24 e 25; Tabela 1). Boddey et al. (2010) encontraram em 10 comparações de PC com PD em que foi incluída uma leguminosa em consórcio com milho ou no inverno antes do milho um aumento na diferença entre os estoques do C de 60% em média, quando o solo foi amostrado até 100 cm em vez da profundidade recomendada pelo IPCC (2006) de 30 cm.

Esse conjunto de resultados contradiz a conclusão de Baker et al. (2007) de que a mudança de PC para PD ou outro sistema de cultivo reduzido não traria benefícios em termos de aumentos de estoques do C no solo (sequestro do CO₂ atmosférico). Uma das possíveis razões para essas diferentes conclusões pode estar em características físicas diferentes entre estas regiões (América do Norte x região Sul). Os Latossolos de drenagem livre da região Sul do Brasil permitem um enraizamento mais profundo. Já

na região do Cerrado, a concentração das chuvas no verão e a presença de níveis tóxicos de alumínio ou deficiência de Ca nas camadas mais profundas do solo (GOEDERT et al., 1985; RITCHEY et al., 1980) limitam o crescimento das raízes das culturas. Essa pode ser uma possível causa para a ausência de diferença nos estoques de C do solo quando comparados o PD e PC, quando os solos foram amostrados até 100 cm, como relatado por Centurion et al. (1985) e Corazza et al. (1999). Além da drenagem, na região Sul o uso agrícola do solo por um período maior de tempo em relação ao Cerrado pressupõe a aplicação de maiores quantidades de calcário e maior capacidade de troca de cátions, isso provavelmente determina condições mais favoráveis para o desenvolvimento mais profundo das raízes de culturas como aveia e milho. Esse fato pode ajudar a entender por que os estoques de C sob PD são, pelo menos, os mesmos de solos sob PC, mas ainda não esclarece por que os estoques do C em profundidade são maiores do que sob PC.

O fato de termos uma grande área na região Sul dedicada a rotações de culturas sob PD (estimado em mais de 12 M ha hoje) (FEBRAPDP, 2010), acarreta importantes consequências. Nos sistemas de rotação onde foram incluídas outras leguminosas além de soja, e milho ou aveia, a avaliação do impacto da introdução de PD no acúmulo do C no solo deve levar em consideração, pelo menos, as camadas de solo até 80 cm de profundidade. Esses resultados também mostram o maior potencial da região Sul em relação às regiões de clima e solo, para o sequestro de C no solo no sistema PD.

Cana-de-açúcar

No Brasil mais da metade da área destinada à cultura da cana-de-açúcar é para a produção de bioetanol (hoje aproximadamente 27 bilhões de litros por ano), para uso na forma hidratada (95% etanol) ou misturada à gasolina (24%) em veículos leves (carros e caminhonetes). Atualmente, aproximadamente 40% de todo combustível utilizado em veículos leves é proveniente de etanol. Estudos recentes têm demonstrado que para produzir nove unidades de energia de bioetanol é requerida apenas uma

unidade de energia de combustível fóssil, balanço energético 9:1 (BODDEY et al., 2008; MACEDO, 1998), sendo essa relação extremamente favorável.

Com aumentos do preço do óleo cru no mercado internacional, o bioetanol de cana está se tornando extremamente atrativo, o que combinado com o recente desenvolvimento de motores "FlexFuel" bicombustível (etanol hidratado ou gasolina) indica que o consumo de bioetanol vai crescer significativamente e com ele a área cultivada com cana-de-açúcar no Brasil.

A avaliação do impacto da expansão da área de cana-de-açúcar sobre os estoques de C requer mais informações. A cultura da cana-de-açúcar provavelmente deverá se expandir sobre as áreas planas sob pastagens de baixa produtividade ou degradadas. Existem, no entanto, poucos estudos sobre o impacto dessa mudança do uso da terra sobre os estoques de C.

Um estudo realizado por Campos (2003), no nordeste do Espírito Santo, avaliou o efeito da conversão de uma área desmatada em 1980 que foi mantida sob pastagem por 10 anos e foi posteriormente cultivada com cana-de-açúcar por 12 anos, enquanto outra área foi mantida sob pasto (22 anos após desmatamento). Todas as áreas do estudo (mata, pastagem e cana-de-açúcar) eram adjacentes e sob o mesmo tipo de solo (Latosolo, 80% de areia). O estoque de C observado nos primeiros 100 cm de profundidade sob área de mata foi de 62,0 Mg ha⁻¹, de 50,9 Mg ha⁻¹ na área de cana-de-açúcar e de 70,8 Mg ha⁻¹ no pasto. O pasto (*Brachiaria decumbens*) foi mantido sem nenhuma adubação. Embora a cana-de-açúcar tenha sido fertilizada (a soqueira recebeu 80 kg N ha⁻¹), a redução dos estoques de C provavelmente foi associada ao cultivo intensivo usado no estabelecimento da cultura e nas duas posteriores renovações em intervalos de cinco anos. Esses resultados demonstram que, em solos arenosos, as operações de cultivo acarretam perdas significativas no estoque de C do solo.

Em anos recentes, um novo manejo é a colheita da cana crua (verde) que vem crescendo nas áreas de cana-de-açúcar. Desde os anos 1940 até recentemente, a cana-de-açúcar era queimada imediatamente antes da

colheita para facilitar a colheita manual. Desde a década passada existe uma pressão crescente das agências ambientais, especialmente em São Paulo, para abandonar a queima pré-colheita para reduzir a poluição ambiental. Até o momento, não existem estudos de longo prazo (acima de 10 anos) em São Paulo sobre o impacto da colheita da cana verde sobre os estoques de C. A equipe da Embrapa Agrobiologia, entretanto, estabeleceu em 1983, em Pernambuco, um experimento para avaliar os efeitos da colheita da cana verde versus a cana queimada, da fertilização com N (0 kg N ha⁻¹ e 80 kg N ha⁻¹) da cana planta e da soqueira e da adição anual de 80 m³ ha⁻¹ de vinhaça sobre os rendimentos da cana, a acumulação de N pela cultura e os estoques de C no solo (RESENDE et al., 2006). Todos os tratamentos sempre foram colhidos manualmente. Os dados mostram que a cana crua apresentou produtividade maior do que a cana queimada, sendo as diferenças de 24% (12,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) para o primeiro ciclo (1983–1992) e de 45% (16 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) para o segundo ciclo (1992–1999). Em relação ao estoque de C, os dados mostram que após 16 anos, na camada até 20 cm, houve um aumento de 4,28 Mg ha⁻¹ de C na cana crua em relação à cana queimada, ou um aumento médio de 270 kg C ha⁻¹ ano⁻¹.

Outro estudo sobre o impacto da queima na produção de cana-de-açúcar foi realizado em 1989 na Usina Lagrisa, Linhares, Espírito Santo, também com colheita manual. Em 2003, o solo sob esse experimento foi amostrado até 100 cm de profundidade e avaliaram-se os estoques de C e N do solo (PINHEIRO et al., 2010). O rendimento da cana não diferiu entre os tratamentos. Após 14 anos, no entanto, os estoques de C foram 13 Mg C ha⁻¹ maior onde a palha foi conservada, uma média de quase 1 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Nesse estudo o canavial não foi renovado durante os 14 anos, o que poderia explicar porque a diferença em estoques de C do solo foi maior que no estudo anterior conduzido em Pernambuco (RESENDE et al., 2006).

Estudos sobre o efeito de curto prazo (4 anos) dessa prática foram realizados em Latossolo Vermelho, próximo de Ribeirão Preto (SP), em áreas de colheita mecanizada (LUCA et al., 2008). Foram observados incrementos

no estoque de C até 40 cm de profundidade em relação às áreas queimadas, com valores que variaram entre 4,8 Mg ha⁻¹ e 7,8 Mg ha⁻¹. Com base nesses dados, os autores estimaram que houve um acúmulo de 1,2 kg C ha⁻¹ ano⁻¹ a 1,9 kg C ha⁻¹ ano⁻¹, em um período sem replantio. Quando a cana é replantada, o solo é revolvido até uma profundidade aproximada de 40 cm, com máquinas pesadas e potentes, incorporando os resíduos, o que acelera os processos de mineralização da MOS. Por essa razão, a taxa de acúmulo de C deve ser menor do que 1 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ se um período de tempo maior, incluindo as operações de replantio, for considerado.

Acumulação de carbono em solos sob pastagens de brachiaria

Bioma Floresta Amazônica

O desmatamento da Floresta Amazônica é um assunto que gera grande preocupação entre ecologistas e outros especialistas, no mundo inteiro. Uma situação muito comum é o desmatamento seguido pela instalação de pastagens, principalmente de espécies de *Brachiaria* spp. Atualmente, nos pastos dessa região, existe uma predominância de duas espécies, *B. humidicola* e *B. brizantha*. Levantamentos feitos por pesquisadores da Embrapa Amazônia Ocidental e do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa) sugerem que existem entre 20 e 24 milhões de hectares (Mha) de *Brachiaria* spp. nessa região (FEARNSIDE; BARBOSA, 1998). O desmatamento, geralmente, tem o objetivo principal de assegurar a posse da terra, sendo a produção pecuária de importância secundária. Por isso, em muitos casos, as pastagens, embora bem estabelecidas, apresentam baixas taxas de lotação de bovinos. Em algumas regiões, no final da época das chuvas, sobra forragem em oferta; e, na época seca, as pastagens são queimadas (OLIVEIRA et al., 2001), o que leva a perda de nutrientes na forma de aerossóis e por lixiviação, além de grandes perdas de N e S em formas gasosas.

Desde os anos 1980 estão sendo realizados vários estudos no programa Large Scale Brazilian Atmosphere Project (LBA) em diferentes regiões da Amazônia. Essa cooperação envolve pesquisadores da França e dos Estados Unidos com instituições brasileiras, como o Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (Inpa), o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), o Centro de Energia Nuclear na Agricultura (Cena) e a Escola Superior Luiz Queiroz (Esalq – Universidade de São Paulo). Alguns desses estudos foram sobre as mudanças de estoques de C em solos durante o processo de desmatamento, seguido pela instalação das pastagens. Como esses estudos não foram conduzidos pela rede Agrogases da Embrapa, somente um resumo dos resultados mais importantes são apresentados na Tabela 2.

Os dados apresentados permitem concluir que, se as pastagens forem conduzidas em manejos de fertilidade e de carga animal adequados, isso pode aumentar os estoques de C no solo em relação à floresta original após 10 anos da conversão. Se as pastagens, entretanto, não forem adubadas, e as taxas de lotação animal serem altas, ou o fogo ser utilizado com muita frequência para “limpar” as pastagens, isso resultará na degradação das pastagens com a consequente redução dos estoques de C no solo em relação à floresta original.

Bioma Mata Atlântica

Não existem estimativas confiáveis da extensão das pastagens plantadas com gramíneas de origem africana no bioma Mata Atlântica. Boddey et al. (2006) chegaram a uma estimativa de 20 Mha baseando-se no Censo Agropecuário de 1995–1996 (IBGE, 2006).

Neste bioma, ainda existem poucos trabalhos sobre a influência do estabelecimento de pastagens nos estoques de C no solo. Um trabalho foi realizado por membros da rede Agrogases da Embrapa em experimento de médio prazo (9 anos) (TARRÉ et al., 2001). O estoque de C até 30 cm de profundidade foi monitorado em três épocas diferentes do experimento: no início (1988), e após 6 e 9 anos do estabelecimento (1994 e 1997).

Tabela 2. Estimativas⁽¹⁾ de mudanças de estoques do carbono do solo após o desmatamento e a instalação de pastagens de *Brachiaria* spp. no bioma Floresta Amazônica.

Sítio	Idade da pastagem (anos)	Profundidade de amostragem (cm)	Estoque do carbono no solo (kg C ha ⁻¹)	
			Mata	Pastagem
1. Manaus (AM)	2	20		
	8	30	90	98
2. Fazenda Nova Vida (RO)	2	10	12	12
	4	10	12	17
	8	10	12	15
	11	10	12	14
	19	10	12	16
3. Fazenda Nova Vida (RO)	5	30	35	46
	81	30	33	72
	41	30		47
4. Fazenda Nova Vida (RO)	81	30	27	50
	7		116	116
5. Paragominas (PA)	12	100	116	123
	17		116	126
6. Fazenda Vitória Paragominas (PA)	Degradada	100	109	93

⁽¹⁾ Todas as estimativas foram baseadas em comparações dos estoques do C nos solos sob as pastagens em comparação com aqueles no solo em área vizinhas de mata primária (técnica de "cronossequências"), e o método de determinação de C foi combustão via seca.

Fonte: 1. Choné et al. (1991); 2. Feigl et al. (1995); 3. Moraes et al. (1996); 4. Neill et al. (1997); 5. Koutika et al. (1997); 6. Nepstad et al. (1994).

O experimento foi conduzido no extremo sul da Bahia e comparou pastagens consorciadas (*B. humidicola* com *Desmodium ovalifolium*) e com *B. humidicola* em monocultura, sujeitas a pastejo contínuo com três taxas de lotação de bovinos de corte: 2, 3 e 4 animais ha⁻¹. A incorporação de C da pastagem foi determinada pela análise da mudança da relação isotópica do C da MOS (13C/12C). Após seis anos, aproximadamente 30% do C derivado da floresta foi perdido (9,1 Mg C ha⁻¹), tendendo a se estabilizar posteriormente. De 1988 até 1997 o C derivado da *Brachiaria* (Cdb) aumentou em 13,9 Mg C ha⁻¹ sob as pastagens de *B. humidicola*, e não foi diferente significativamente entre

as taxas de lotação. Amostras foram retiradas de todas as pastagens até uma profundidade de 100 cm em 1997, e não foi encontrada nenhuma contribuição significativa do Cdb nas camadas abaixo de 40 cm. Até a profundidade de 30 cm houve um maior acúmulo de C no solo sob as pastagens consorciadas com *D. ovalifolium* do que sob as pastagens de *B. humidicola* em monocultura. Os autores estimaram que, em média, a taxa de acumulação de C no solo (0 cm–100 cm) sob as pastagens consorciadas foi de 1,17 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, quase o dobro da taxa de acumulação observada no solo sob as pastagens de *B. humidicola* em monocultura (0,66 Mg C ha⁻¹).

O trabalho realizado por Campos (2003), citado anteriormente, avaliou áreas adjacentes de mata e pasto por 22 anos, e outras que foram convertidas no plantio de cana-de-açúcar após 10 anos de pastagem.

Avaliando os resultados, conclui-se que após 22 anos de pastagem houve um aumento significativo no estoque (0 cm–100 cm) de C do solo (8,8 Mg C ha⁻¹) em comparação com a mata original (62,0 Mg C ha⁻¹). Na área que foi pastagem por 10 anos, seguida por 12 anos de cana-de-açúcar, no entanto, o estoque de C do solo foi de 50,9 Mg C ha⁻¹, sendo 18% menor do que aquele sob a mata original (Figura 1). Com os dados de abundância de 13C foi possível avaliar a dinâmica do C derivado da floresta, da *Brachiaria* e da cana-de-açúcar nessa cronossequência. Sob a pastagem, após 20 anos, o C derivado da floresta diminuiu em 9%; mas onde o solo foi intensivamente revolvido sob a cultura de cana, a quantidade do C derivado da mata original diminuiu em 35%. A redução no estoque de C da MOS sob a cana-de-açúcar, em comparação com a braquiária, ocorreu pela decomposição da MOS original da mata. Como as áreas apresentaram as mesmas quantidades de resíduos culturais, essa maior decomposição foi provocada pela aração e pelo sulcamento. Após a implantação da cana-de-açúcar, o canal foi renovado duas vezes, com aração profunda e sulcos de 40 cm de profundidade. Isso significa que o solo nessa área sofreu uma grande perturbação física (revolvimento).

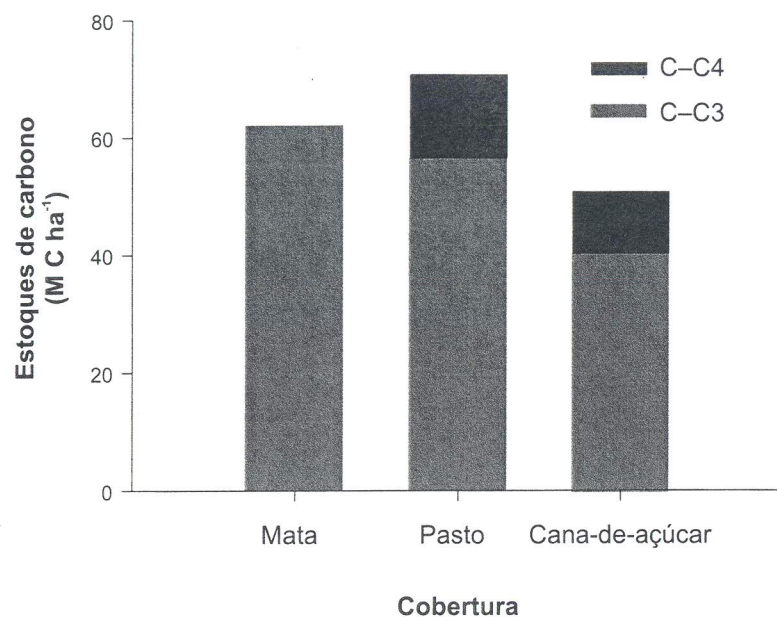


Figura 1. Estoque de carbono até a profundidade de 1 m, e quantidades derivadas da vegetação da floresta (C-C3) e das culturas C4 (C-C4), em solo sob a cobertura de mata secundária, sob uma pastagem de *Brachiaria brizantha* de 22 anos de idade, e sob uma área que foi de pastagem de *B. decumbens* por 10 anos seguida por cana-de-açúcar por 12 anos. Usina Alcon, Município de Conceição da Barra (ES).

Fonte: Campos (2003).

Bioma Cerrado

Em um levantamento detalhado, baseado no Censo do IBGE em 1995, Sano et al. (2000) estimaram que existia 49,5 M ha de pastagens plantadas (principalmente de *Brachiaria* spp.) no bioma Cerrado, o que equivale a 25% da área total deste bioma. No entanto, ainda existem poucos estudos sobre as mudanças de estoques de C no solo sob pastagens nessa região.

Corazza et al. (1999) estudaram o estoque de C no solo sob uma pastagem de *Brachiaria decumbens*, numa área de Latossolo Vermelho Escuro, na estação experimental da Embrapa Cerrados em 1976. Em 1982, a área foi preparada com uma aração e duas gradagens e cultivada com

soja, sendo a pastagem restabelecida em 1983. Amostras de solo foram retiradas da pastagem e de uma área de Cerrado nativo, em camadas de solo entre 0 cm e 100 cm de profundidade. A densidade aparente de cada camada foi determinada, e o estoque de C foi calculado, porém sem a correção pela equivalência de massa no perfil. O solo (0 cm–100 cm) sob a pastagem tinha 150 Mg C ha⁻¹, 16,6 Mg C ha⁻¹ a mais do que sob a vegetação do Cerrado. A taxa de acúmulo foi, em média, 0,92 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ durante os 18 anos desde o estabelecimento da pastagem, porém estes valores devem estar superestimados uma vez que não foi feita a correção pela massa do solo contido no perfil. Dados sobre a taxa de lotação dos bovinos não foram fornecidos, mas os autores relataram que na época de amostragem a pastagem estava degradada.

Em outro estudo realizado por Silva et al. (2004), na mesma estação experimental da Embrapa Cerrados, foram comparados os estoques de C sob Cerrado e em 6 pastagens, consorciadas ou não com leguminosas. O estoque de C foi calculado conforme realizado por Corazza et al. (1999), sem informações sobre a data de estabelecimento das pastagens. Sob algumas pastagens houve acúmulo no estoque de C de até 13 Mg ha⁻¹ em relação ao observado no Cerrado nativo. Várias observações foram feitas pelos autores: as pastagens de *B. brizantha* e *Paspalum atratum* (tratamentos 6 e 7) não foram pastejadas, sendo áreas de produção de sementes. As leguminosas dos consórcios (tratamentos 4 e 5) não sobreviveram até a época da amostragem, o que faz com que essas pastagens sejam semelhantes às não consorciadas, no final do estudo. A pastagem de *B. decumbens* foi descrita como degradada na época da amostragem.

Os autores destacaram que somente as pastagens que receberam adubação com P e K e com baixas (ou zero) taxas de lotação animal acumularam quantidades significativas de C no perfil do solo. Como essas práticas de manejo são raramente adotadas no Bioma Cerrado, concluíram que na maioria das vezes é pouco provável que os estoques de C sob pastagens de *Brachiaria* e outras sejam maiores do que sob a vegetação nativa.

Em trabalhos com cronossequências (áreas mantidas sob vegetação nativa próximas a áreas alteradas), é essencial avaliar se parâmetros físicos entre outros são similares, para que a cronossequência seja assim validada. Isso significa examinar as propriedades do solo sobre as diferentes vegetações (vegetação nativa e pastagens) para verificar a possibilidade dos estoques de C no solo na época da implantação das pastagens serem iguais ou próximos. Muitos estudos conduzidos em regiões tropicais e subtropicais mostraram que existe uma estreita relação positiva entre a porcentagem de silte+argila no solo e seu conteúdo de C total (FELLER et al., 1991; JONES, 1973; LEPSCH et al., 1982, 1994; TALINEAU et al., 1980). Num estudo com amostras de 65 solos (0 cm–20 cm), com argilas de baixa atividade, provenientes da África, Antilhas, Brasil e Sul da Índia, Feller et al. (1991) observaram um alto coeficiente de correlação ($r = 0,87^{***}$) entre a quantidade de silte+argila e a concentração do C total. Por essa razão a quantidade de silte+argila é utilizada como um indicador do conteúdo original de C nos solos das diferentes cronossequências.

Recentemente um estudo de estoques de C no solo sob pastagens produtivas, pastagens degradadas e a mata nativa buscou validar cronossequências em quatro sítios sob vegetação de Cerrado (BRAZ et al., 2010). A localização, tipo do solo e o histórico de uso da terra de cada sítio se encontram na Tabela 3.

Entre esses sítios, os estoques de C no solo, conforme esperado, foram maiores onde foi maior o teor de argila (Fazenda Paloto) (Tabela 4). Ainda nesses sítios, os estoques de C até 40 cm ou 100 cm foram maiores onde foram implantadas e mantidas produtivas as pastagens de *Brachiaria*. Os estoques de C sob as pastagens degradadas foram menores do que sob as pastagens produtivas, mas ainda se mantiveram acima daqueles sob a mata nativa. Em várias dessas áreas, a pastagem produtiva apresentou um estoque de C no solo maior do que aquele sob a mata nativa.

Tabela 3. Localização, tipo do solo e a história do uso da terra dos quatro sítios no bioma Cerrado, onde foram avaliados os estoques de carbono em cronossequências de pastagens produtivas e degradadas em comparação com a mata nativa adjacente.

Localização	Histórico
Solo	
Teor de argila	
Fazenda Ribeirão Chapadão do Sul (MS) Latossolo Vermelho 11%	Área desmatada em 1980 para implantação de pastagens de <i>B. decumbens</i> . Em 1991 uma parte da área foi plantada com soja por quatro anos para posterior implantação de uma pastagem de <i>B. brizantha</i> ("pastagem produtiva"). A pastagem mais antiga em estágio de degradação
Fazenda Paraíso Penápolis (SP) Latossolo Vermelho Amarelo 16%	Área desmatada em 1985 para implantação de pastagens de <i>B. decumbens</i> . Em 1996, parte da área foi plantada com cana-de-açúcar para posterior regeneração da pastagem de <i>B. decumbens</i> ("pastagem produtiva"). A pastagem mais antiga em estágio de degradação
Fazenda Carumbézinho Itaporã (MS) Latossolo Vermelho Escuro 46%	Área desmatada em 1985 para implantação de pastagens de <i>B. decumbens</i> . Em 1998 calcário foi aplicado em parte da área e uma pastagem de <i>B. brizantha</i> ("pastagem produtiva") foi instalada. A pastagem mais antiga em estágio de degradação
Fazenda Paloto Luz (MG) Latossolo Vermelho Escuro 67%	Café e outras culturas foram cultivadas nesta área desde os anos 1930. A área foi subsequentemente abandonada e uma pastagem natural de capim gordura (<i>Melinis minutiflora</i>) e jaraquá (<i>Hyparrhenia rufa</i>) se formou. Nos anos 1970 foi instalada na área uma pastagem de <i>B. decumbens</i> . Em 1995, calcário e fosfato de rocha foram aplicados em parte da área, e uma pastagem de <i>B. brizantha</i> ("pastagem produtiva") foi instalada. A pastagem mais antiga em estágio de degradação

Fonte: Braz et al. (2010).

Nesse estudo também foi avaliado o C derivado da mata original que foi sendo parcialmente decomposto e substituído pelo C derivado da *Brachiaria* (Figuras 2 e 3). Sob as pastagens mantidas produtivas, o C derivado da *Brachiaria* foi encontrado até a profundidade máxima de amostragem (100 cm). No solo sob as pastagens degradadas, entretanto, o

Tabela 4. Estoques corrigidos de carbono do solo (Mg C ha^{-1}), até as profundidades de 40 cm e 100 cm, nas cronossucessões do Chapadão do Sul, Penápolis, Itaporã e Luz, sob vegetação de mata nativa, pastagem produtiva e pastagem degradada.

Sítio	Estoque até 40 cm		
	Mata nativa	Pastagem produtiva	Pastagem degradada
Fazenda Ribeirão Chapadão do Sul (MS)	34,3	38,2	29,7
Fazenda Paraíso Penápolis (SP)	27,8	33,6	32,4
Fazenda Carumbézinho Itaporã (MS)	51,8	56,8	nd
Fazenda Paloto Luz (MG)	70,7	84,3	77,4
Estoque até 100 cm			
Fazenda Ribeirão Chapadão do Sul (MS)	57,1	62,6	53,1
Fazenda Paraíso Penápolis (SP)	55,6	62,0	60,5
Fazenda Carumbézinho Itaporã (MS)	83,3	95,4	nd
Fazenda Paloto Luz (MG)	117,0	164,6	138,0

nd: dados não disponíveis.

Fonte: Braz et al. (2010).

C derivado da *Brachiaria* foi observado apenas até a profundidade de 50 cm. Os resultados obtidos nesse estudo sob vegetação de Cerrado permitiram obter as seguintes conclusões: 1) Pastagens mantidas produtivas com baixas taxas de lotação animal e com adições modestas de fertilizantes (P, K e calcário) podem acumular quantidades do C nos solos bem maiores do que sob a mata nativa original, especialmente em solos mais ricos em argila; 2) Sob essas pastagens uma proporção considerável de C da

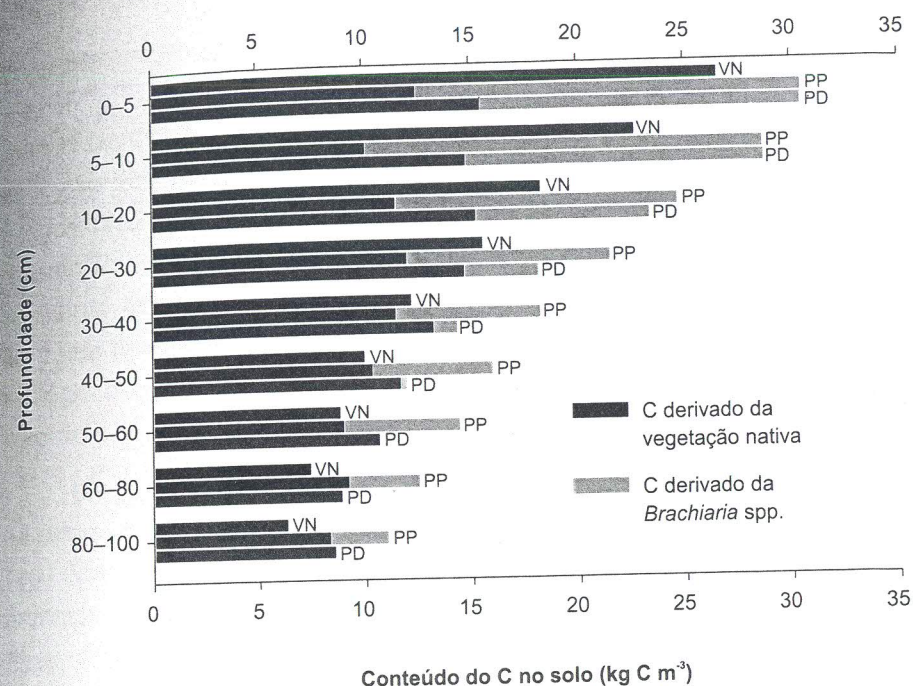


Figura 2. Carbono derivado da vegetação nativa de Cerrado C3 e da *Brachiaria* spp. C4, na vegetação nativa de Cerrado (VN) comparado com a pastagem produtiva (PP) e a pastagem degradada de *B. decumbens* (PD). Fazenda Paloto (Luz, MG).

Fonte: Braz et al. (2010).

gramínea pode ser armazenada no solo em profundidade; 3) Quando a produtividade da pastagem diminui em virtude da falta de fertilizante de manutenção e excesso de lotação animal, o C do solo derivado da gramínea começa a ser perdido e deixa de contribuir para o estoque de C do solo nas camadas mais profundas do que 50 cm.

Recuperação de áreas degradadas com leguminosas arbóreas

Os solos severamente degradados, ou que foram decapitados para a construção de estradas ou outras obras de construção civil, são

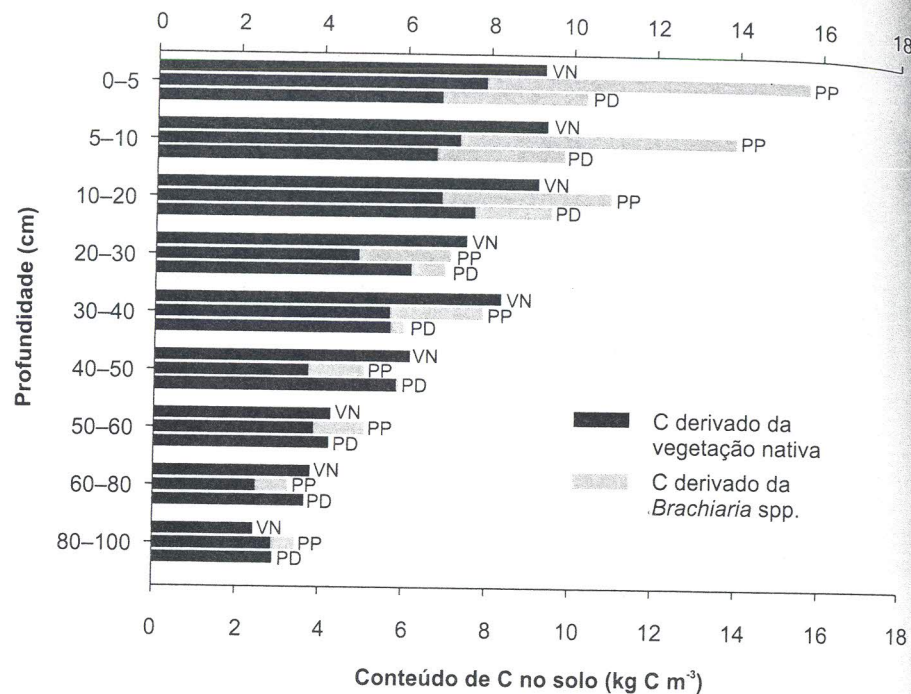


Figura 3. Carbono derivado da vegetação nativa de Cerrado C3 e da *Brachiaria* spp. C4, na vegetação nativa de Cerrado (VN) comparado com a pastagem produtiva (PP) e a pastagem degradada de *B. decumbens* (PD). Fazenda Ribeirão (Chapadão do Sul, MS). Note que a escala na abscissa é aproximadamente a metade daquela na Figura 2.

Fonte: Braz et al. (2010).

extremamente pobres em todos os nutrientes essenciais para o crescimento vegetal. Isso faz com que seja necessária a aplicação de grandes quantidades de fertilizantes e corretivos para revegetar essas áreas, o que eleva muito o custo e torna essa iniciativa pouco atrativa. A equipe de recuperação de áreas degradadas (RAD) da Embrapa Agrobiologia desenvolveu um pacote de tecnologias utilizando leguminosas arbóreas micorrizadas e inoculadas com bactérias fixadoras de N, que garantem a revegetação a custos mais atrativos (FRANCO et al., 1992). Leguminosas arbóreas, como *Acacia* spp., *Enterolobium contortisiliquum*, *Gliricidia sepium*, *Mimosa caesalpiniiifolia* e

Paraserianthes falcataria, são capazes de obter grandes quantidades de N via FBN, principalmente quando são inoculadas com estirpes de bactérias mais eficientes. A interação com micorrizas arbusculares garante a melhor absorção de fósforo. Essas interações com bactérias diazotróficas e com fungos micorrízicos fazem com que essas plantas consigam se desenvolver mesmo em condições muito drásticas de degradação do solo. Essas plantas têm uma intensa produção de biomassa vegetal, fazendo com que a área seja revegetada em um curto espaço de tempo, ativando processos biológicos que resultaram no aumento da MOS e também favorecem a colonização por outras espécies arbóreas e outras plantas.

Uma área de encosta degradada pela remoção da camada superficial na cidade de Angra dos Reis (RJ) foi revegetada utilizando essa técnica em 1991 (MACEDO et al., 2008). As espécies utilizadas nesse plantio foram: *Acacia mangium*, *Acacia auriculiformis*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Gliricidia sepium*, *Leucaena leucocephala*, *Mimosa caesalpiniiifolia* e *Paraserianthes falcataria*, todas inoculadas com estirpes de rizóbio selecionados e esporos de fungos micorrízicos.

Em 2004, 13 anos após o plantio, foram realizadas amostragens de solo até 60 cm de profundidade na área recuperada, em uma área não recuperada adjacente (coberta com vegetação espontânea principalmente de colônia – *Panicum maximum*) e em uma área da floresta nativa primária. Foi determinada também a densidade aparente do solo. Os estoques de C e N foram quantificados e comparados sob a mesma massa de solo. Na área não recuperada, o estoque de carbono no solo foi de apenas 65,1 Mg C ha⁻¹, contra 88,1 Mg C ha⁻¹ na área recuperada e 107,7 Mg C ha⁻¹ na área sob a mata nativa. Em relação à área não recuperada, foram acumulados 23 Mg C ha⁻¹ na área recuperada em 13 anos, mostrando o grande valor dessa tecnologia, não somente na recomposição da floresta e na estabilização da encosta, mas também no sequestro de carbono numa taxa média de 1,8 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

Indicadores da estabilidade do carbono no solo

Mecanismos de estabilização e proteção da MOS

Frações leve e pesada da MOS

A ausência de revolvimento do solo em sistemas como o PD ou pastagens reduz a taxa de decomposição da MOS e evita a ruptura de agregados contribuindo para a preservação ou aumento dos estoques de C no solo.

A MOS é composta por frações com diferentes estágios de decomposição, que são denominadas leve e pesada. A fração leve é constituída de frações orgânicas com grau de decomposição intermediário entre resíduos de plantas e o húmus e apresentam densidade relativamente baixa, cerca de $1,0 \text{ g cm}^{-3}$ (ANDERSON; INGRAM, 1993). Essa fração, também denominada de matéria macro-orgânica ou MO particulada, constitui-se num dos menores compartimentos da MO e contém em torno de 10% do C orgânico total (COT) (SILVA; RESCK, 1997). Contribuindo com a maioria do C presente nos solos, a fração pesada engloba frações mais processadas, em íntima associação com os minerais do solo, e apresenta grau avançado de decomposição e densidade mais elevada ($> 2 \text{ g cm}^{-3}$) do que a fração leve.

Além das práticas de manejo adotadas, os teores de C-fração leve são influenciados pelo tipo de solo e o clima (JANZEN et al., 1992). Em solos tropicais, a taxa de perda de C da fração leve é de 2 a 11 vezes maior que a da fração pesada (DALAL; MAYER, 1986). Essa taxa mais acentuada de decomposição da fração leve se deve à natureza lábil de seus constituintes e à ausência de proteção pelos coloides do solo (DALAL; MAYER, 1986).

A dinâmica da fração leve é influenciada pelo tipo de preparo de solo e dependente do aporte de C ao solo. Assim, sistemas de rotação que priorizam o retorno de resíduos vegetais às áreas de plantio determinam maior disponibilidade de matéria macro-orgânica no solo (JANZEN et al., 1992). De

modo geral, os efeitos de manejo sobre os teores de fração leve ficam restritos à camada de aração. Em áreas sob plantio direto, oscilações nos teores de C-fração leve da MOS são mais notadas nas camadas superficiais, normalmente nos 5 cm iniciais de solo, onde ocorre a maior deposição de resíduos vegetais (JANZEN et al., 1992).

Em áreas com maior revolvimento e baixo retorno de C ao solo, a decomposição da MO é acelerada. Essa perda é mais drástica na fração leve MOS (CHRISTENSEN, 1992). Resultados em condições brasileiras também têm constatado que o C orgânico está presente em diferentes compartimentos do solo que apresentam diferentes potenciais de emissão de C para a atmosfera (FREITAS et al., 2000; FREIXO et al., 2002). Dados de Bayer (1996) em experimentos de longa duração no Sul do Brasil, mostraram a distribuição de C nos diferentes compartimentos do solo e permitiram identificar que, após 9 anos de cultivo, a fração leve aumentou consideravelmente no PD, no entanto a maior parte do C foi acumulado nas frações consideradas pesadas [silte grosso ($53 \mu\text{m}$ – $20 \mu\text{m}$), silte fino ($2 \mu\text{m}$ – $20 \mu\text{m}$) e argila ($< 2 \mu\text{m}$)], conforme Figura 4. Destaca-se que o maior acúmulo de C ocorreu na fração silte fino ($2 \mu\text{m}$ – $20 \mu\text{m}$). Essas frações são consideradas as que têm maior estabilidade no solo e chamadas de fração humificada da MOS. No próximo tópico, serão discutidos maiores detalhes das características da MOS adicionada ao solo e nas respectivas frações humificadas.

Proteção da MOS em agregados do solo

O fracionamento físico do solo também tem permitido observar que a agregação é controlada pelo seu manejo (SIX et al., 1999, 2000), representando um mecanismo de proteção e estabilização do C entre e intra-agregados em solos brasileiros com argila de baixa atividade (DENEFF et al., 2007; MADARI et al., 2005; ZOTARELLI et al., 2005, 2007).

Nesse sentido, Zotarelli et al. (2005) observaram que o PD aumentou o número de macroagregados maiores e manteve níveis de matéria orgânica

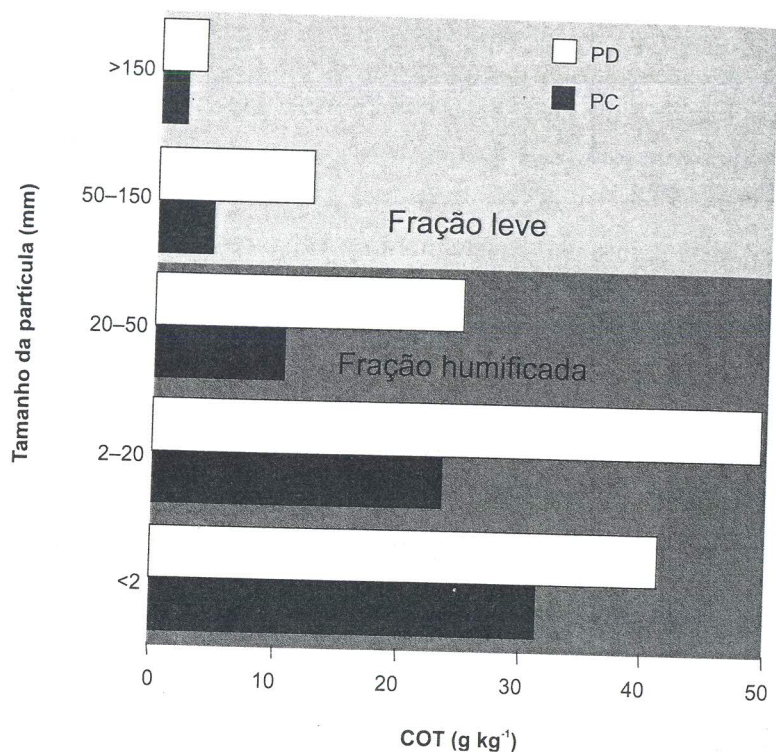


Figura 4. Distribuição de C nas frações leve e humificada da matéria orgânica em um Argissolo, em Eldorado do Sul, RS, após 5 e 9 anos de cultivo. PC: plantio convencional; PD: plantio direto.

Fonte: Bayer (1996).

maiores do que no PC. Entretanto, não foram observadas diferenças nos teores de C em diferentes classes de agregados, ou seja, não houve uma clara hierarquia entre os agregados quanto ao acúmulo de C, conforme sugerido por Tisdall e Oades (1982). Os autores sugerem que, enquanto o acúmulo de matéria orgânica foi favorecido pela ausência de revolvimento do solo, a matéria orgânica representou um papel secundário na formação de agregados nesses solos com argila de baixa atividade. Desse modo, embora o aumento da estabilidade de agregados em resposta ao PD seja comum nesse tipo de solo, a relação entre a estabilidade de agregados e o teor de matéria orgânica não foi confirmada.

Um estudo complementar caracterizando as frações leve livre e intra-agregados foi realizado por Zotarelli et al. (2007). Mais uma vez o fracionamento dos agregados mostrou que o PD promove condições para a formação de agregados, principalmente na camada superficial, sendo esse efeito relacionado com o maior acúmulo de C no PD em relação ao PC. Além disso o conceito de formação de microagregados a partir de macroagregados explicaria a distribuição de C particulado em diferentes classes de agregados. Os resultados corroboram o modelo conceitual de reciclagem de C em macroagregados determinando a estabilização da matéria orgânica como C particulado fino em microagregados proposto por Six et al. (1998, 1999), para solos de clima temperado. A validação desse modelo parece estar condicionada ao tempo de adoção do PD, uma vez que ele foi confirmado apenas na área de Passo Fundo que apresentava 16 anos de PD e não na área de Londrina onde o tempo de PD era de apenas 5 anos.

Posteriormente, Deneff et al. (2007) confirmaram a fração de microagregados oclusos em macroagregados como o local onde ocorre a estabilização da matéria orgânica no PD. No modelo proposto pelos autores, a estabilização da matéria orgânica em microagregados seria um reflexo da maior estabilidade desses agregados, determinando uma menor reciclagem de C. Desse modo, o C associado a microagregados oclusos em macroagregados poderia ser utilizado como um indicador do potencial de sequestro de C com a conversão do PC para o PD.

Madari et al. (2005) observaram relação direta entre o tamanho de agregados e o seu teor de C. A diferença principal entre os trabalhos de Deneff et al. (2007) e Zotarelli et al. (2005, 2007) em relação ao de Madari et al. (2005) está na metodologia de obtenção de agregados a campo para o fracionamento por via úmida. Nos estudos de Deneff et al. (2007) e Zotarelli et al. (2005, 2007) foram selecionados agregados com diâmetro máximo de 8 mm, enquanto Madari et al. (2005) avaliaram agregados com

diâmetro máximo de 19 mm. O uso da peneira de 19 mm para amostragem no campo visando a homogeneização das amostras e o uso da peneira de 8 mm no procedimento de peneiramento úmido permitem a identificação de uma classe maior de macroagregados (8 mm–19 mm). A vantagem desse método foi que a capacidade do PD para formar macroagregados não foi subestimada, permitindo a associação entre o tamanho de agregados e o acúmulo de C no PD. Desse modo, parece que o processo de proteção do C em macroagregados pode ser mais bem entendido, quanto menor a perturbação da estrutura natural do solo no momento da amostragem.

Caracterização qualitativa da MOS

Determinação do grau de humificação de substâncias húmicas e frações organominerais em áreas com potencial de acúmulo de C no solo

A concentração de radicais livres orgânicos estáveis, detectada por Ressonância Paramagnética Eletrônica (RPE), é relacionada ao grau de humificação da MOS (JERZYKIEWICZ et al., 2002; MARTIN-NETO et al., 1998; RIFFALDI; SCHNITZER, 1972; SAAB; MARTIN-NETO, 2004; SCHNITZER; LEVESQUE, 1979; SENESI, 1990a). Estruturas aromáticas complexas são associadas à estabilização de radicais livres do tipo semiquinona em húmus (SENESI, 1990a; STEVENSON, 1994). Existe elevada correlação positiva entre a concentração de spin e razão molar C/H (a qual aumenta com aromaticidade) bem como com outras medidas de aromaticidade (MARTIN-NETO et al., 1994; OLK et al., 2000; SENESI, 1990a, 1990b; WIKANDER; NORDEN, 1988).

Com relação ao acúmulo de C no solo, o conhecimento da humificação torna-se importante, pois, segundo Lal (1997), uma das estratégias para o aumento do acúmulo de C no solo é a criação de mecanismos para o aumento da humificação, tanto na superfície quando no perfil do solo, de resíduos oriundos da biomassa.

De fato, a determinação do grau de humificação por meio da concentração de radicais livres do tipo semiquinona tem sido intensamente utilizada para avaliar os efeitos de diferentes manejos do solo e rotação de culturas, permitindo a comparação de áreas sob floresta (sem cultivo), plantio convencional, cultivo mínimo e PD, áreas sob adição de lodo de esgoto, entre outros.

Bayer et al. (2000a, 2000b, 2002) mostraram que áreas sob PD, com maior aporte de resíduos na superfície do solo, em regiões subtropicais do Brasil, apresentam uma diminuição no grau de humificação de ácidos húmicos (AH) e de agregados organominerais (frações 53 μm –20 μm e 20 μm –2 μm), em comparação com solos sob PC. Na Figura 5 são mostrados dados da comparação do grau de humificação de um Argissolo, do campo experimental de Eldorado do Sul, RS, detectados pela concentração de radicais livres do tipo semiquinona, avaliados no quinto e nono anos dos experimentos de manejo do solo. Observam-se dois aspectos concomitantes:

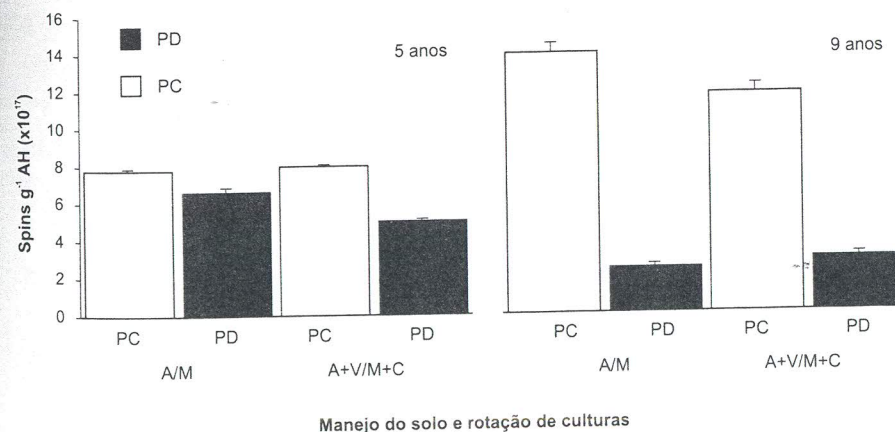


Figura 5. Concentração de radicais livres do tipo semiquinona, dado em spin g⁻¹, em AH extraídos de solos do tipo Argissolo, em Eldorado do Sul, RS, em função do manejo do solo e rotação de culturas. PC: plantio convencional; PD: plantio direto; A/M: aveia e milho; A+V/M+C: aveia+vica/milho+caupi.

Fonte: Bayer et al. (2002).

aumento no grau de humificação das amostras de ácido húmico nas áreas sob PC e diminuição no grau de humificação nas áreas sob PD, quando são comparados o quinto e o nono ano. Vale ressaltar que nas áreas sob PD, comparativamente ao PC, há um aumento significativo no conteúdo de C no solo (BAYER et al., 2000a), e que o material incorporado ao solo nas áreas sob PD é menos humificado. Isso indica que a manutenção dos resíduos na superfície do solo no PD provoca uma menor transformação em relação ao PC, em que os resíduos são incorporados e intensamente transformados pelos microrganismos (BAYER et al., 2002; MILORI et al., 2002).

Análises das frações organominerais extraídas desse mesmo solo mostraram diminuição do grau de humificação nas frações consideradas humificadas de $53 \mu\text{m}$ – $20 \mu\text{m}$ a $20 \mu\text{m}$ – $2 \mu\text{m}$, e na fração $< 2 \mu\text{m}$ não houve mudanças, após nove anos de manejo do solo (Figura 6).

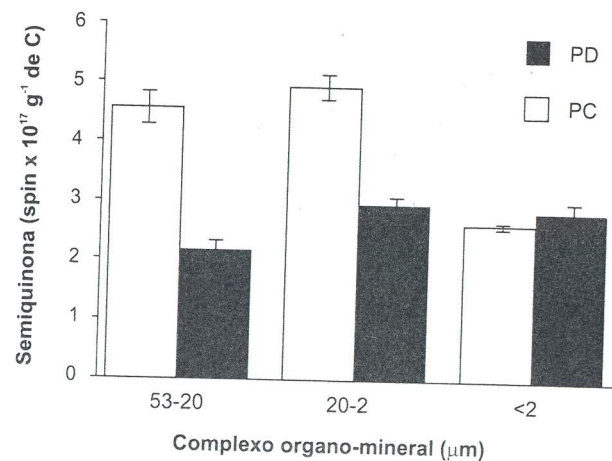


Figura 6. Concentração de radicais livres do tipo semiquinona, em spins $(\text{g C})^{-1}$, para frações organominerais ($53 \mu\text{m}$ – $20 \mu\text{m}$; $20 \mu\text{m}$ – $2 \mu\text{m}$ e $< 2 \mu\text{m}$) de um Acrisol, para áreas sob PC e PD.

Fonte: Bayer et al. (2002).

Esses resultados corroboram as observações feitas com amostras de AH e demonstram que a MOS mais estável (ácido húmico ou agregados organominerais menores que $53 \mu\text{m}$) pode sofrer alterações em períodos relativamente curtos. Também nas áreas sob PD ocorre redução no grau de humificação, indicando que, apesar de estarmos medindo as frações consideradas mais estáveis da MOS, estas apresentam diferentes níveis de humificação e, portanto, de estabilidade no solo.

Além da importância para os aspectos agrônômicos, do ponto de vista estrutural dos AH, o fato de haver mudança no grau de humificação sugere que a estrutura molecular mais provável para os AH é uma associação de moléculas de massa molecular não tão elevada e mantida por forças fracas, como interações hidrofóbicas e pontes de hidrogênio, coerentes com recentes resultados publicados na literatura internacional (SUTTON; SPOSITO, 2005).

A interação entre compostos hidrofóbicos, tais como lignina e ácidos graxos, derivados de resíduos vegetais e da atividade microbiana, aumenta a resistência e o período de permanência das substâncias húmicas no solo (PICCOLO et al., 1996; PICCOLO; MBAGWU, 1999). Estudos demonstram que substâncias hidrofóbicas levam à formação de agregados estáveis no solo, por meio de mecanismos de proteção hidrofóbica, capazes de diminuir a velocidade de decomposição dessa fração da matéria orgânica no solo (BASTOS et al., 2005; PICCOLO; MBAGWU, 1999). Tais substâncias são, em sua maioria, alifáticas saturadas e é comumente aceito que são derivadas de biopoliésteres, tais como suberina e cutina, de resíduos orgânicos esterificados e/ou complexados, presentes na matriz macromolecular dos solos e ainda na forma de complexos orgânicos de ferro e alumínio (HANSEL et al., 2007). A origem da hidrofobicidade pode ser explicada pela associação do terminal polar das substâncias anfífilas com os sítios ativos das argilas e do solo, fazendo com que se forme uma película hidrofóbica na superfície desses minerais. A proteção hidrofóbica pode ser uma ferramenta útil para limitar a decomposição da matéria orgânica recém-introduzida no

solo e, portanto, reduzir as emissões de CO₂ em solos agrícolas em escala global (PICCOLO; MBAGWU, 1999). A hidrofobicidade da MOS pode ser considerada um critério importante para avaliar seu potencial em estocar C estável no solo.

Amostras coletadas em diferentes profundidades em um Neossolo litólico distrófico, textura média, fase campo nativo, relevo suave ondulado, sob uma plantação de pinheiros (*Pinus taeda*) mostraram uma diminuição da hidrofobicidade da superfície até 30 cm de profundidade aos 16 anos, no Município de Pirai do Sul, PR (Tabela 5). A análise espectroscópica (UV-Vis, Fluorescência, Drift, EPR e Raio X) de AH extraídos em diferentes profundidades mostrou que, em camadas mais profundas do solo, houve um aumento de estruturas orgânicas conjugadas, maior intensidade de grupos aromáticos e de radicais livres orgânicos, aumento no grau de humificação e diminuição de grupos alifáticos na fração dos AH. Esses resultados sugerem um maior caráter hidrofóbico na superfície, o que está de acordo com os testes de repelência à água das mesmas amostras.

A fluorescência das SH já é uma técnica bastante utilizada em amostras ambientais (CARVALHO et al., 2004; ROSA et al., 2005; SENESI, 1990c). Na literatura, recentemente foram publicadas técnicas para determinar o grau

Tabela 5. Classe de repelência à água do solo, número de spins por grama e grau de humificação de ácidos húmicos de um Neossolo litólico em diferentes profundidades.

Profundidade (cm)	Classe de repelência WDPT ⁽¹⁾ (s)	Número de spin g ⁻¹	Índice de humificação ⁽²⁾ Fluorescência – exc. 465 nm
0–5	Fortemente repelente - 430	2,96+16	17.000
5–10	Fortemente repelente - 66	8,11E+16	22.500
10–30	Hidrofílico - 1	8,57E+16	29.000

⁽¹⁾ Water drop penetration time (WDPT).

⁽²⁾ Segundo Milori et al. (2002).

de humificação de substâncias húmicas (SH) em soluções baseadas em fotoluminescência. Zsolnay et al. (1999) propuseram a razão entre as áreas (quarto mais para o vermelho/quarto mais para o azul) de um espectro de emissão com excitação no ultravioleta (240 nm) para avaliar humificação de MO dissolvida. Kalbitz et al. (1999) utilizaram a razão entre picos observados no espectro de varredura sincronizada (intensidade do pico mais para o vermelho/intensidade do pico mais para o azul) para definir o grau de humificação de ácidos fúlvicos. Milori et al. (2002) demonstraram boa correlação entre a intensidade de emissão de fluorescência com excitação no azul (465 nm) e a concentração de radicais livres do tipo semiquinona, determinada por RPE, para amostras de ácido húmico extraído de solos.

Na Figura 7 tem-se um resultado típico de análises realizadas com solos do Cerrado brasileiro. Essa alta correlação deve-se ao fato de a excitação nesse comprimento de onda ser ressonante com estruturas originadas da oxidação de grupos fenólicos e quinonas. E, portanto, a intensidade de fluorescência para excitação no azul é proporcional ao grau de humificação da MO.

Na Figura 8 A, B e C estão os gráficos relacionados com os dados obtidos a partir dessas três metodologias em áreas de pastagens e referência de Cerradão, em São Carlos, SP.

Considerando o grau de humificação somente de materiais mais humificados do solo, como os AH, observa-se que o grau de humificação é maior nos tratamentos que tiveram adição de calcário (t2m e t4sa). Em razão do aumento do pH, houve uma estimulação da atividade microbológica decompositora, que levou a um aumento do grau de humificação da matéria orgânica do solo (SEGNINI, 2007; SEGNINI et al., 2011).

Análise de carbono do solo por espectroscopia infravermelha

A implantação do Protocolo de Quioto, em 2008, vem estimulando projetos que promovam o acúmulo de carbono (C) em ecossistemas terrestres (MACHADO, 2002). Futuras políticas para promover o sequestro

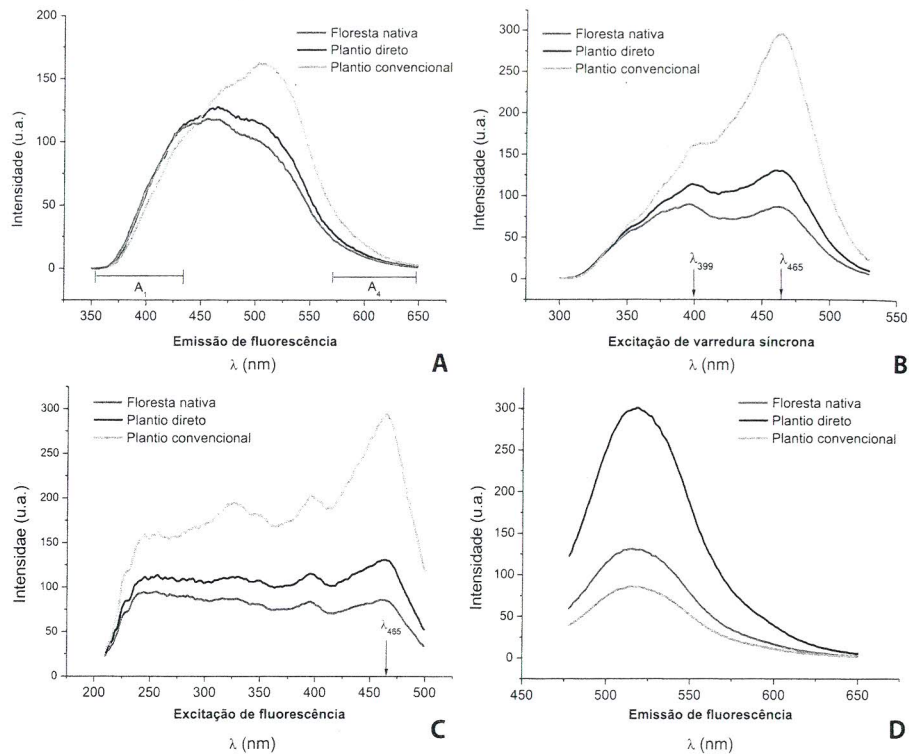


Figura 7. Exemplos típicos de espectros de fluorescência de luz UV-Vis de ácidos húmicos de solos tropicais sob diferentes sistemas de manejo, com área nativa (sem manejo do solo), PD e PC. As amostras foram preparadas em soluções aquosas (20 mg L⁻¹, pH = 8). A) emissão de fluorescência ($\lambda_{exc} = 240$ nm); B) excitação de varredura síncrona ($\Delta\lambda = 55$ nm); C) excitação de fluorescência ($\lambda_{em} = 517$ nm); D) emissão de fluorescência ($\lambda_{exc} = 465$ nm).

Fonte: Martin-Neto et al. (2009) e Milori et al. (2002).

de C na agricultura resultarão inexoravelmente na necessidade de medições de C (total ou de diferentes frações de C) no solo, pelo menos no início e no final de um projeto, e em diversos locais de amostragem para verificar acúmulo adicional de C, e, em caso afirmativo, quanto foi o adicional no período considerado (SMITH, 2004). Considerando-se que a área de solo sob uso econômico no Brasil (ex. lavouras, pastagens e florestas) é de 236,1 milhões de hectares (MANZATTO et al., 2002), as quantidades estimadas

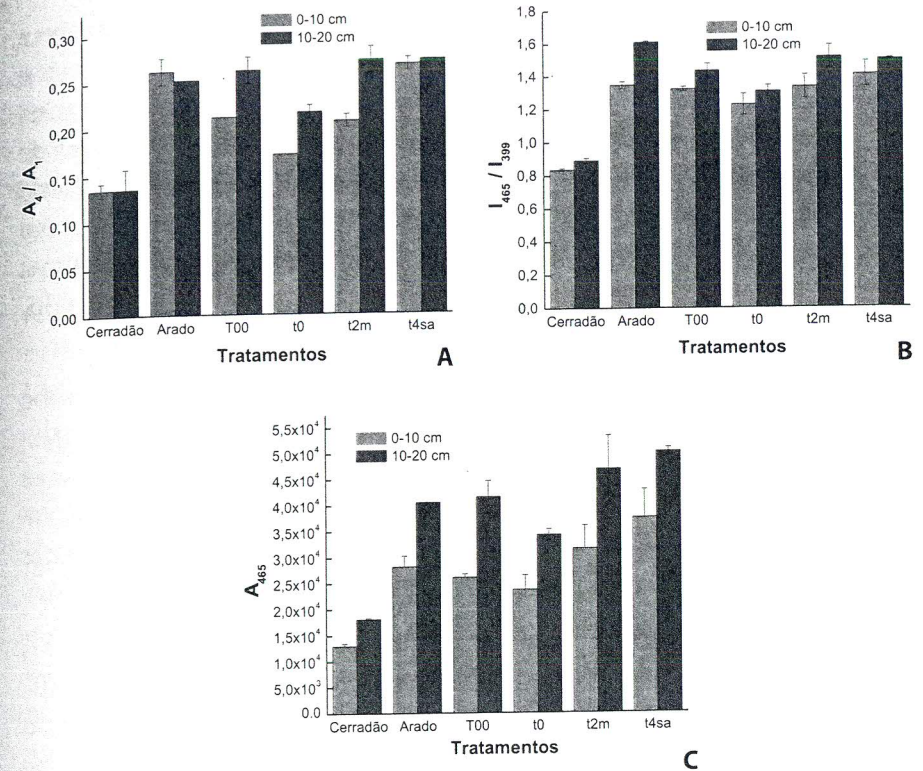


Figura 8. Graus de humificação de AH do experimento de pastagem, obtidos a partir dos estudos de fluorescência propostos por: (A) Zsolnay et al. (1999) [A_4/A_{465}]; (B) Kalbitz et al. (1999) [I_{465}/I_{399}]; e (C) Milori et al. (2002) [A_{465}]; para os tratamentos: área de cerradão, solo arado, T00 (pastagem sem N e calcário); t0 (zero de calcário na superfície, recebendo NK); t2m (2 t ha⁻¹ de calcário na superfície, com adubação NK, e com reforço anual de 1 t ha⁻¹ de calcário); e t4sa (4 t ha⁻¹ de calcário na superfície em parcelas sem NK) nas profundidades de 0 cm–10 cm e 10 cm–20 cm.

Fonte: Segnini (2007) e Segnini et al. (2011).

de amostras de solos a serem analisadas demandam um método para a determinação de C do solo que seja rápido, de baixo custo e, ao mesmo tempo, de alta acurácia e precisão. Métodos de análises convencionais de carbono do solo como combustão por via seca e oxidação com dicromato de potássio (NELSON; SOMMERS, 1996; WATSON et al., 2000)

são caros, lentos ou ambos. Embora a acurácia da combustão por via seca seja considerada satisfatória, os equipamentos analisadores têm preço e manutenção elevados. A oxidação com dicromato de potássio determina somente parte do C orgânico, é impreciso por utilizar fatores adicionais de correção e produz resíduos laboratoriais tóxicos contendo cobre. O método da mufla (ou perda de peso por ignição) é relativamente rápido, mas também apresenta problemas de acurácia em virtude da decomposição de algumas frações minerais juntamente com a matéria orgânica (NELSON; SOMMERS, 1996; WATSON et al., 2000).

As técnicas espectroscópicas, como a espectroscopia em infravermelho média, transformada de Fourier com reflectância difusa (Drifts) e a espectroscopia em infravermelho próxima (Nirs), podem, simultaneamente, determinar qualquer número de variáveis de um único espectro, uma vez que as calibrações tenham sido realizadas previamente e sem necessidade de reagentes suplementares de alto custo.

Madari et al. (2006a), após teste dos métodos em 1.135 amostras de diferentes tipos de solos, coletadas nos diversos biomas do Brasil, observaram que a Nirs e Drifts são técnicas capazes de quantificar o carbono do solo. Madari et al. (2006b) também constataram a possibilidade de se utilizar a espectroscopia infravermelha para a quantificação de N total, argila e silte do solo.

Finalmente, a espectroscopia infravermelha possibilita ainda avaliar aspectos de estrutura do solo por meio da quantificação de índices de estabilidade de agregados (MADARI et al., 2006b), identificados, neste capítulo, como principais responsáveis pela proteção da matéria orgânica do solo contra a rápida mineralização e consequente emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera.

Considerações finais

A temática relacionada à matéria orgânica (MO) desperta cada vez mais interesse em razão das inúmeras funções em diferentes ambientes e,

principalmente, pela conexão direta ao ciclo de carbono, que por sua vez está associado às mudanças globais do clima. O solo é o terceiro maior reservatório mundial de carbono (estimado em 2.300 Pg), sendo superado apenas pelos reservatórios oceânico (estimado em 38.000 Pg) e fóssil (> 6.000 Pg) (FIELD; RAUPAUCH, 2004). Considerando que o reservatório oceânico é de difícil manejo e que o reservatório fóssil tem contribuído essencialmente com as emissões de gás carbônico, o solo se torna de grande relevância dado o potencial de sequestrar carbono, e, portanto, contribuir para a mitigação da mudança do clima, especialmente em países onde a base energética depende menos de combustíveis fósseis, como o Brasil, em comparação com outros países em desenvolvimento ou industrializados (TEIXEIRA et al., 2006). Contudo, dados e estudos detalhados sobre a capacidade de acúmulo de carbono nos solos em diferentes biomas e sistemas de manejos, bem como sobre mecanismos envolvidos e estabilidade do carbono sequestrado, balanço entre o acúmulo de carbono e o fluxo de gases do efeito estufa, entre inúmeras questões associadas, indicam que, apesar dos resultados já disponíveis e dos esforços correntes, há uma série de necessidades de novas pesquisas, com foco nas seguintes atividades:

- 1) Avaliar e monitorar o acúmulo de carbono e fluxo de gases do efeito estufa em diferentes sistemas de produção, ampliando e buscando consolidar uma base de dados em um país continental, como o Brasil, com diferentes biomas e inúmeras especificidades locais e regionais. Os trabalhos seriam executados em áreas com potencial para sequestrar carbono como às de plantio direto, integração lavoura-pecuária-silvicultura, pastagens manejadas, cana-de-açúcar, florestas plantadas, áreas degradadas em recuperação, áreas sob adição de resíduos orgânicos, como lodo de esgoto, etc. Esse trabalho exige um amplo esforço de cooperação das Unidades da Embrapa e instituições parceiras em todo o País, com equipes multidisciplinares e interinstitucionais. A expectativa é assegurar uma base de dados representativa e

confiável e dimensionar o grau de sustentabilidade da agricultura brasileira, do ponto de vista de balanço de gases do efeito estufa (sequestro no solo e emissões para atmosfera), e gerar subsídios para políticas públicas que estimulem manejos sustentáveis pelos produtores, incluindo atividades elegíveis para mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) e que tragam mitigação ao aumento do efeito estufa.

- 2) Desenvolver procedimentos mais eficientes e de baixo custo para identificar qual a melhor combinação funcional de organismos do solo que contribuem para o crescimento de plantas, e consequentemente maior produção (ex. microrganismos simbióticos) e para o estoque de carbono no solo (ex. atividade de organismos para a maior agregação e estabilidade de agregados do solo).
- 3) Desenvolver e adaptar métodos e equipamentos, principalmente portáteis, que viabilizem medições de parâmetros do solo que sejam mais rápidas e com custos menores, e, se possível, em condições de campo e em tempo real. Nesse grupo deve-se enfatizar a importância das medições de carbono do solo, tanto no que diz respeito à quantidade (FERREIRA et al., 2008; SILVA et al., 2008), quanto a sua estabilidade (MILORI et al., 2006, 2011), e sistemas para avaliar textura e densidade. Embora já exista função de pedotransferência para estimar a densidade dos solos nos biomas brasileiros (BENITES et al., 2007), as medições mais ágeis e de baixo custo possibilitariam quantificar o teor de carbono de um solo e de seus diferentes compartimentos com suas respectivas taxas de emissão de CO₂ para a atmosfera mais facilmente. De posse de equipamentos versáteis e de análises com menores custos, haveria possibilidade de quantificar os estoques de carbono e avaliar sua estabilidade em áreas mais abrangentes e verificar as reais variações na paisagem. Isso diminuiria significativamente os riscos oriundos de extrapolações

de valores obtidos pontualmente (ex. parcelas experimentais) para escalas maiores em um mesmo tipo de solo.

- 4) Desenvolver estudos qualitativos da MO em solos, com métodos de fracionamento físico (baseados em tamanho de partícula e densidade) e químicos (com obtenção de substâncias húmicas), e métodos físicos de análises (espectroscopias e cromatografias), gerando informações consistentes sobre estabilidade e reatividade de compostos de carbono, como subsídio para a parametrização de dados a serem usados em modelos de balanço de carbono no Brasil.

Referências

- ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. The success of BNF in soybean in Brazil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 252, p. 1-9, 2003.
- ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; FERNANDES, F. M.; HECKLER, J. C.; MACEDO, R. A. T. de; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S. Fixação biológica de nitrogênio e fertilizantes nitrogenados no balanço de N em soja, milho e algodão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, p. 449-456, 2006.
- 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. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 25, p. 189-197, 2001.
- ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. 2nd ed. Wallingford: CAB International, 1993. 117 p.
- BAKER, J. M.; OCHSNER, T. E.; VENTEREA, R. T.; GRIFFIS, T. J. Tillage and carbon sequestration: What do we really know? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, NL, v. 118, p. 1-5, 2007.
- BASTOS, R. S.; MENDONÇA, E. S.; ALVAREZ, V. H. V.; CORRÊA, M. M. Formação e estabilização de agregados do solo decorrentes da adição de compostos orgânicos com diferentes características hidrofóbicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 29, p. 11-20, 2005.
- BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos**. 1996. 240 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

- BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, p. 687-694, 1999.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; CERETTA, C. A. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 53, p. 95-104, 2000a.
- 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 and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 54, p. 101-109, 2000b.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P. R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 238, p. 133-140, 2002.
- BENITES, V. M.; MACHADO, P. L. O. A.; FIDALGO, E. C. C.; COELHO, M. R.; MADARI, B. E. Pedotransfer functions for estimating bulk density of Brazilian soils. **Geoderma**, Amsterdam, NL, v. 139, p. 90-97, 2007.
- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P. dos; 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. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, p. 784-795, 2010.
- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; MACEDO, M. O.; OLIVEIRA, O. C. de; RESENDE, A. S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Potential of carbon sequestration in soils of the Atlantic Forest region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Howarth, 2006. p. 305-347.
- BODDEY, R. M.; SOARES, L. H. B.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Bio-ethanol production in Brazil. In: PIMENTEL, D. (Org.). **Biofuels, solar and wind as renewable energy systems**. Berkeley: Springer, 2008. p. 321-355.
- BRAZ, S.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; GUIMARÃES, A. P.; BODDEY, R. M. Mudanças nos estoques de carbono do solo dos cerrados cultivados com pastagens de braquiária. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 18., 2010, Teresina. **Anais... Teresina: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2010. 1 CD-ROM.
- CAMPOS, D. V. B. de. **Uso da técnica de ^{13}C e fracionamento físico da matéria orgânica em solos sob cobertura de pastagens e cana-de-açúcar na região de mata atlântica**. 2003. 220 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- CARVALHO, E. R.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. M. B. P.; ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. Interactions of chlorine with tropical aquatic fulvic acids and formation of intermediates observed by

- fluorescence spectroscopy. **Journal Brazilian Chemistry Society**, São Paulo, v. 15, p. 421-426, 2004.
- CENTURION, J. F.; DEMATTÊ, J. L. I.; FERNANDES, F. M. Efeitos de sistemas de preparo nas propriedades químicas de um solo sob cerrado cultivado com soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 9, p. 267-270, 1985.
- CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CORREA, J. C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Changes in organic matter in an oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture, determined by ^{13}C isotopic composition. In: BERTHELIN, J. (Ed.). **Diversity of environmental biogeochemistry**. Amsterdam, NL: Elsevier, 1991. p. 397-405.
- CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. **Advances in Soil Science**, New York, v. 20, p. 1-90, 1992.
- CHUNG, H.; GROVE, J. H.; SIX, J. Indications for soil carbon saturation in a temperate agroecosystem. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 1132-1139, 2008.
- CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E. D.; 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. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, p. 425-432, 1999.
- DALAL, R. C.; MAYER, R. J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland: II Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 24, p. 281-292, 1986.
- DENEFF, K.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R. M.; SIX, J. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1165-1172, 2007.
- 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 and Soil**, The Hague, v. 268, p. 319-328, 2005.
- FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, NL, v. 108, p. 147-166, 1998.
- FEBRAPDP. Disponível em: <<http://www.febrapdp.org.br/port/index.php>>. Acesso em: 10 out. 2010.
- FEIGL, B. J.; MELILLO, J.; CERRI, C. C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). **Plant and Soil**, The Hague, v. 175, p. 21-29, 1995.
- FELLER, C.; FRITSCH, E.; POSS, R.; VALENTIN, C. Effets de la texture sur le stockage et la dynamique des matières organiques dans quelques sols ferrugineux et ferrallitiques

- BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, p. 687-694, 1999.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; CERETTA, C. A. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 53, p. 95-104, 2000a.
- 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 and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 54, p. 101-109, 2000b.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P. R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 238, p. 133-140, 2002.
- BENITES, V. M.; MACHADO, P. L. O. A.; FIDALGO, E. C. C.; COELHO, M. R.; MADARI, B. E. Pedotransfer functions for estimating bulk density of Brazilian soils. **Geoderma**, Amsterdam, NL, v. 139, p. 90-97, 2007.
- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P. dos; 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. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, p. 784-795, 2010.
- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; MACEDO, M. O.; OLIVEIRA, O. C. de; RESENDE, A. S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Potential of carbon sequestration in soils of the Atlantic Forest region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Howarth, 2006. p. 305-347.
- BODDEY, R. M.; SOARES, L. H. B.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Bio-ethanol production in Brazil. In: PIMENTEL, D. (Org.). **Biofuels, solar and wind as renewable energy systems**. Berkeley: Springer, 2008. p. 321-355.
- BRAZ, S.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; GUIMARÃES, A. P.; BODDEY, R. M. Mudanças nos estoques de carbono do solo dos cerrados cultivados com pastagens de braquiária. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 18., 2010, Teresina. **Anais...** Teresina: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. 1 CD-ROM.
- CAMPOS, D. V. B. de. **Uso da técnica de ¹³C e fracionamento físico da matéria orgânica em solos sob cobertura de pastagens e cana-de-açúcar na região de mata atlântica**. 2003. 220 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- CARVALHO, E. R.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. M. B. P.; ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. Interactions of chlorine with tropical aquatic fulvic acids and formation of intermediates observed by

- fluorescence spectroscopy. **Journal Brazilian Chemistry Society**, São Paulo, v. 15, p. 421-426, 2004.
- CENTURION, J. F.; DEMATTÊ, J. L. I.; FERNANDES, F. M. Efeitos de sistemas de preparo nas propriedades químicas de um solo sob cerrado cultivado com soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 9, p. 267-270, 1985.
- CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CORREA, J. C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Changes in organic matter in an oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture, determined by ¹³C isotopic composition. In: BERTHELIN, J. (Ed.). **Diversity of environmental biogeochemistry**. Amsterdam, NL: Elsevier, 1991. p. 397-405.
- CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. **Advances in Soil Science**, New York, v. 20, p. 1-90, 1992.
- CHUNG, H.; GROVE, J. H.; SIX, J. Indications for soil carbon saturation in a temperate agroecosystem. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 1132-1139, 2008.
- CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E. D.; 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. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, p. 425-432, 1999.
- DALAL, R. C.; MAYER, R. J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland: II Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 24, p. 281-292, 1986.
- DENEFF, K.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R. M.; SIX, J. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1165-1172, 2007.
- DIECKOW, 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 and Soil**, The Hague, v. 268, p. 319-328, 2005.
- FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, NL, v. 108, p. 147-166, 1998.
- FEBRAPDP. Disponível em: <<http://www.febrapdp.org.br/port/index.php>>. Acesso em: 10 out. 2010.
- FEIGL, B. J.; MELILLO, J.; CERRI, C. C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). **Plant and Soil**, The Hague, v. 175, p. 21-29, 1995.
- FELLER, C.; FRITSCH, E.; POSS, R.; VALENTIN, C. Effets de la texture sur le stockage et la dynamique des matières organiques dans quelques sols ferrugineux et ferrallitiques

(Afrique de l'Ouest, en particulier). **Cahier ORSTOM: série Pédologie**, Paris, FR, v. 26, p. 25-36, 1991.

FERREIRA, E. C.; MILORI, D. M. B. P.; FERREIRA, E. J.; SILVA, R. M. da; MARTIN-NETO, L. Artificial neural network for Cu quantitative determination in soil using a portable laser induced breakdown spectroscopy system. **Spectrochimica Acta Part B**, Oxford, v. 63, p. 1216-1220, 2008.

FIELD, C. B.; RAUPAUCH, M. R. **The global carbon cycle: integrating humans, climate, and the natural world**. Washington, DC: Island Press: Scope, 2004. 527 p.

FRANCHINI, J. C.; CRISPINO, C. C.; SOUZA, R. A.; TORRES, E.; HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various tillage and crop-rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 92, p. 18-29, 2007.

FRANCHINI, J. C.; MILORI, D. M. B. P.; TORRES, E.; MARTIN-NETO, L.; URQUIAGA, S. Grau de humificação e estoques de matéria orgânica em sistemas de manejo do solo e rotação de culturas. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 16., 2006, Aracaju. **Resumos e palestras...** Aracaju: SBCS, 2006. 1 CD-ROM.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; SILVA, E. M. R.; FARIA, S. M. de. **Revegetação dos solos degradados**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPBS, 1992. 9 p. (Comunicado Técnico, 9).

FREITAS, P. L. D.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROOY, M. C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 35, p. 157-170, 2000.

FREIXO, A. A.; MACHADO, P. L. O. D. A.; SANTOS, H. P. D.; SILVA, C. A.; FADIGAS, F. D. S. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferrasol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 64, p. 221-230, 2002.

GOEDERT, W. J.; RITCHEY, K. D.; SANZONOWICZ, C. Desenvolvimento radicular do capim-andropogon e sua relação com o teor de cálcio no perfil do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 9, p. 89-91, 1985.

HANSEL, F. A.; AOKI, C. T.; MAIA, C. M. B. F.; DEDECEK, R. A.; FUKAMAKI, C. R. B. Estudo preliminar da hidrólise alcalina e a sua relação com a repelência à água em solos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. **Anais...** Gramado: SBCS, 2007. 1 CD-ROM.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; CAMPO, R. J.; CRISPINO, C. C.; MORAES, F. L.; SIBALDELLI, R. N. R.; MENDES, I. C.; ARIHARA, J. Nitrogen nutrition of soybean in Brazil: contributions of biological N₂ fixation and of N fertilizer to grain yield. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, CA, v. 86, p. 927-939, 2006.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de biomas do Brasil**. Rio de Janeiro. Mapa colorido. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/mapas_murais/>. Acesso em: 17 nov. 2006.

IPCC. Intergovernmental Panel Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Programme**. Hayama: IGES, 2006.

JANTALIA, C. P. **Estudo de sistemas de uso do solo e rotações de culturas em sistemas agrícolas brasileiros: dinâmica de nitrogênio e carbono no sistema solo - planta - atmosfera**. 2005. 302 f. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V. S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Effect of tillage intensity on carbon stocks under a soybean based crop rotation in the Brazilian Cerrado. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 85, p. 97-109, 2007.

JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; BRANDT, S. A.; LAFOND, G. P.; TOWNLEY-SMITH, L. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, p. 1799-1806, 1992.

JERZYKIEWICZ, M.; JEZERSKI, A.; CZECHOWSKI, F.; DROZD, J. Influence of metal ions binding on free radical concentration in humic acids: a quantitative electron paramagnetic resonance study. **Organic Geochemistry**, Amsterdam, NL, v. 33, p. 265-268, 2002.

JONES, M. J. The organic matter content of the savanna soils of West Africa. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 24, p. 42-53, 1973.

KALBITZ, K.; GEYER, W.; GEYER, S. Spectroscopic properties of dissolved humic substances: a reflection of land use history in a fen area. **Biogeochemistry**, Amsterdam, NL, v. 47, p. 219-238, 1999.

KOUTIKA, L. S.; BARTOLI, F.; ANDREUX, F.; CERRI, C. C.; BURTIN, G.; CHONÉ, T.; PHILIPPY, R. Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. **Geoderma**, Amsterdam, NL, v. 76, p. 87-112, 1997.

LAL, R. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 43, p. 81-107, 1997.

LAL, R. Soil carbon sequestration in Latin América. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Howarth, 2006. p. 49-64.

LEPSCH, I. F.; MENK, J. R. F.; OLIVEIRA, J. B. Carbon storage and other properties of soils under agriculture and natural vegetation in São Paulo State, Brazil. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 10, p. 34-42, 1994.

LEPSCH, I. F.; SILVA, N. M. da; ESPIRONELO, A. Relação entre matéria orgânica e textura de solos sob cultivo de algodão e cana-de-açúcar, no estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 41, p. 231-236, 1982.

- LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C. & VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 175-187, 2004.
- LUCA, E. F.; FELLER, C.; CERRI, C. C.; BARTHÈS, B.; CHAPLOT, V.; CAMPOS, D. C.; MANECHINI, C. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima e sem queima de canavial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 32, p. 789-800, 2008.
- MACEDO, I. C. Greenhouse gas emissions and energy balances in bio-ethanol production and utilization in Brazil. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 14, p. 77-81, 1998.
- MACEDO, O. M.; RESENDE, A. S.; GARCIA, P. C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, NL, v. 255, p. 1516-1524, 2008.
- MACHADO, P. L. O. de A. **Mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL): funcionamento, pontos críticos e possibilidades para alguns sistemas agrícolas no Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 28 p. (Embrapa Solos. Documentos, 41).
- MADARI, B. E.; REEVES, J. B.; COELHO, M. R.; MACHADO, P. L. O. A.; DE-POLLI, H.; COELHO, R. M.; BENITES, V. M.; SOUZA, L. F.; MCCARTY, G. W. **Espectroscopia infravermelha para a determinação de carbono do solo: perspectiva de um método economicamente viável e ambientalmente seguro**. Santo Antonio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2006a. 6 p. (Embrapa Arroz e Feijão. Comunicado Técnico, 126).
- MADARI, B. E.; REEVES, J. B.; COELHO, M. R.; MACHADO, P. L. O. A.; GUIMARAES, C. M.; TORRES, E.; MCCARTY, G. W. Mid- and near-infrared spectroscopic assessment of soil compositional parameters and structural indices in two Ferralsols. **Geoderma**, Amsterdam, NL, v. 136, p. 245-259, 2006b.
- MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A.; TORRES, E.; ANDRADE, A. G. D. E.; VALENCIA, L. I. O. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 80, p. 185-200, 2005.
- MANZATTO, C. V.; RAMALHO FILHO, A.; COSTA, T. C. C. da; SANTOS, M. de L. M.; COELHO, M. R.; SILVA, E. F. da; OLIVEIRA, R. P. de. Potencial de uso e uso atual das terras. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E.; PERES, J. R. R. (Ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 13-21.
- MARTIN-NETO, L.; ANDRIULO, A. E.; TRAGHETTA, D. G. Effects of cultivation on ESR spectrum of organic matter from soil size fractions of a Mollisol. **Soil Science**, Baltimore, v. 157, p. 365-372, 1994.
- MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L. da; SIMOES, M. L. EPR, FTIR, Raman, UV-visible light absorption and fluorescence spectroscopies in studies of humic substances. In: SENESI, N.; XING, B.; HUANG, P. M. (Ed.). **Biophysico-chemical processes involving natural**

- organic matter in environmental systems**. Hoboken: Wiley IUPAC Series, 2009. p. 651-728.
- MARTIN-NETO, L.; ROSSEL, R.; SPOSITO, G. Correlation of spectroscopic indicators of humification with mean annual rainfall along a temperate grassland climosequence. **Geoderma**, Amsterdam, NL, v. 81, p. 305-311, 1998.
- MILORI, D. M. B. P.; MARTIN-NETO, L.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; BAGNATO, V. S. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. **Soil Science**, Baltimore, v. 167, p. 739-749, 2002.
- MILORI, D. M. B. P.; SEGNI, A.; SILVA, W. T. L. da; POSADAS, A.; MARES, V.; QUIROZ, R.; MARTIN-NETO, L. **Emerging techniques for soil carbon measurements**. Copenhagen, DK: CCAFS, 2011. 28 p. (CCAFS Working Paper, 2). Disponível em: <http://ccafs.cgiar.org/sites/default/files/assets/docs/ccafs-wp-02-soil_carbon_measurement.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2011.
- MILORI, D. M. B. P.; GALETI, H. V. A.; MARTIN-NETO, L.; DIEKOW, J.; GONZALEZ-PEREZ, M.; BAYER, C.; SALTON, J. Organic matter study of whole soil samples using laser-induced fluorescence spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p. 57-63, 2006.
- MORAES, J. F. L. D.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, NL, v. 70, p. 63-81, 1996.
- NEILL, C.; MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C.; MORAES, J. F. L. D.; PICCOLO, M. C.; BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Tempe, v. 7, p. 1216-1225, 1997.
- NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMIKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOFTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T.; SUMMER, M. E. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 997-983.
- NEPSTAD, D. C.; CARVALHO, C. R. D.; DAVIDSON, E. A.; JIPP, P. H.; LEFEBVRE, P. A.; NEGREIROS, G. H.; SILVA, E. D. D.; STONE, T. A.; TRUMBORE, S. E.; VIEIRA, S. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, London, GB, v. 372, p. 666-669, 1994.
- OLIVEIRA, O. C. de; OLIVEIRA, I. P. de; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; MIRANDA, C. H. B.; VILELA, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Response of degraded pastures in the Brazilian Cerrado to chemical fertilization. **Pasturas Tropicais**, Cali, v. 23, p. 14-18, 2001.
- OLK, D. C.; BRUNETTI, G.; SENESI, N. Decrease in humification of organic matter with intensified lowland rice cropping: A wet chemical and spectroscopic investigation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 1337-1347, 2000.

PICCOLO, A.; MBAGWU, J. S. C. Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1081-1810, 1999.

PICCOLO, M. C.; NEILL, C.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C.; STEUDLER, P. A. N-15 natural abundance in forest and pasture soils of the Brazilian Amazon Basin. **Plant and Soil**, The Hague, v. 182, p. 249-258, 1996.

PINHEIRO, É. F. M.; LIMA, E.; CEDDIA, M. B.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Impact of pre-harvest burning versus trash conservation on soil carbon and nitrogen stocks on a sugarcane plantation in the Brazilian Atlantic forest region. **Plant and Soil**, The Hague, v. 333, p. 71-80, 2010.

RESENDE, A. S.; XAVIER, R. P.; OLIVEIRA, O. C. D.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Long-term effects of pre-harvest burning and nitrogen and vinasse applications on yield of sugar cane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, N.E. Brazil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 281, p. 339-351, 2006.

RIFFALDI, R.; SCHNITZE, M. Electron-spin resonance spectrometry of humic substances. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, p. 301-305, 1972.

RITCHEY, K. D.; SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E.; CORREA, O. Calcium leaching to increase rooting depth in a Brazilian savannah Oxisol. **Agronomy Journal**, Madison, v. 72, p. 40-44, 1980.

ROSA, A. H.; SIMÕES, M. L.; OLIVEIRA, L. C. de; ROCHA, J. C.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. M. B. P. Multimethod study of degree humification of humic substances extracted from different tropic soils profiles in Brazil's Amazonian region. **Geoderma**, Amsterdam, NL, v. 127, p. 1-10, 2005.

SAAB, S. C.; MARTIN-NETO, L. Studies of semiquinone free radicals by ESR in the whole soil, HA, FA and humin substances. **Journal Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 15, p. 34-37, 2004.

SANO, E. E.; BARCELLOS, A. O.; BEZERRA, H. S. Assessing the spatial distribution of cultivated pastures in the Brazilian Savanna. **Pasturas Tropicales**, Cali, v. 22, p. 2-15, 2000.

SCHNITZER, M.; LEVESQUE, M. Electron-spin resonance as a guide to the degree of humification of peats. **Soil Science**, Baltimore, v. 127, p. 140-145, 1979.

SEGNINI, A. **Estrutura e reatividade da matéria orgânica em áreas com potencial para seqüestro de carbono no solo**: estudos com métodos espectroscópicos. 2007. 131 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Carlos.

SEGNINI, A.; PRIMAVESI, O.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L. da; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. Assessment of organic matter stability in Brazilian pastureland soils using spectroscopic methods. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, 2011. No prelo.

SENESI, N. Application of electron spin resonance (ESR) spectroscopy in soil chemistry. **Advance Soil Science**, New York, v. 14, p. 77-130, 1990a.

SENESI, N. Molecular and quantitative aspects of the chemistry of fulvic-acid and its interactions with metal-ions and organic-chemicals: 1. the electron-spin-resonance approach. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, NL, v. 232, p. 51-75, 1990b.

SENESI, N. Molecular and quantitative aspects of the chemistry of fulvic acids and its interactions with metal ions and organic chemicals. Part II. The fluorescence spectroscopy approach. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, NL, v. 232, p. 77-106, 1990c.

SILVA, J. E. da; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the "Cerrado" region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, NL, v. 103, p. 357-363, 2004.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos do cerrado**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. p. 465-524.

SILVA, R. M. da; MILORI, D. M. B. P.; FERREIRA, E. C.; FERREIRA, E. J.; KRUG, F. J.; MARTIN-NETO, L. Total carbon measurement in whole tropical soil sample. **Spectrochimica Acta Part B**, Oxford, v. 63, p. 1221-1224, 2008.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P. D.; KOCHHANN, R. A.; 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 and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 76, p. 39-58, 2004.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1350-1358, 1999.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K.; DORAN, J. W. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, p. 1367-1377, 1998.

SIX, J.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T.; COMBRINK, C. Soil structure and organic matter: I. distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 681-689, 2000.

SMITH, P. Monitoring and verification of soil carbon changes under Article 3.4 of the Kyoto Protocol. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 20, p. 264-270, 2004.

STEVENSON, J. F. **Humus chemistry**: genesis, composition, reactions. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 496 p.

SUTTON, R.; SPOSITO, G. Molecular structure in soil humic substances: the new view. **Environmental Science and Technology**, Washington, DC, v. 39, p. 9009-9015, 2005.

TALINEAU, J. C.; BONZON, B.; FILLONNEAU, C.; HAINNAUX, G. Contribution à l'étude d'un agrosystème prairial dans le milieu tropical humide de la Côte d'Ivoire. 2. Analyse des données relatives à l'état de la matière organique. **Cahier ORSTOM : série Pédologie**, Paris, FR, v. 18, p. 29-48, 1980.

TARRÉ, R. M.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; REZENDE, C. D. P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of the presence of a forage legume

- on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 234, p. 15-26, 2001.
- TEIXEIRA, M. A.; MURRAY, M. L.; CARVALHO, M. G. Assessment of land use and land use change and forestry (LULUCF) as CDM projects in Brazil. **Ecological Economics**, New York, v. 60, p. 260-270, 2006.
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water stable aggregation in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 33, p. 141-163, 1982.
- VANDENBYGAART, A. J.; GREGORICH, E. G.; ANGERS, D. A. Influence of agricultural management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, CA, v. 83, p. 363-380, 2003.
- WATSON, R. T.; NOBLE, I. R.; BOLIN, B.; RAVINDRANATH, N. H.; VERARDO, D. J.; DOKKEN, D. J. **Land use, land-use change, and forestry**: a special report of the IPCC. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. p. 53-126.
- WEST, T. O.; POST, W. M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 1930-1946, 2002.
- WIKANDER, G.; NORDEN, B. Investigations of paramagnetic species in peat. **Soil Science**, Baltimore, v. 145, p. 289-297, 1988.
- 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 and Tillage Research**, Amsterdam, NL, v. 95, p. 196-206, 2007.
- ZOTARELLI, L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; TORRES, E.; SANTOS, H. P. D.; PAUSTIAN, K.; BODDEY, R. M.; SIX, J. Impact of tillage and crop rotation on aggregate-associated carbon in two Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 482-491, 2005.
- ZSOLNAY, A.; BAIGAR, E.; JIMENEZ, M.; STEINWEG, B.; SACCOMANDI, F. Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. **Chemosphere**, Oxford, v. 38, p. 45-50, 1999.