**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Capacidade máxima de acúmulo de carbono em solos cultivados
com cana-de-açúcar**

Carolina Braga Brandani

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências. Área de concentração: Solos
e Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2013**

Carolina Braga Brandani
Engenheira Florestal

**Capacidade máxima de acúmulo de carbono em solos cultivados com cana-de-
açúcar**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS EDUARDO PELLEGRINO CERRI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora
em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição
de Plantas

**Piracicaba
2013**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Brandani, Carolina Braga

Capacidade máxima de acúmulo de carbono em solos cultivados com cana-de-açúcar / Carolina Braga Brandani. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2013.
132 p: il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Matéria orgânica do solo 2. Manejo orgânico 3. Manejo com queima 4. Manejo sem queima 5. Steady state I. Título

CDD 633.61
B818c

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

*Aos meus pais, Hildacir e Antônio, pelo amor
incondicional, compreensão e força,*
DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Deus por andar comigo e iluminar meus caminhos.

Ao Prof. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri pela orientação, apoio e incentivo ao longo desses anos de convivência.

Ao Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas e ao Departamento de Ciência de Solo da ESALQ (LSO) pela oportunidade e por todos os recursos disponibilizados para o desenvolvimento deste trabalho.

À Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de doutorado no país e para o estágio em pesquisa no exterior (BEPE).

Ao Dr. Keith Paustian pela supervisão e atenção durante o período de doutorado sanduíche no *Natural Resource Ecology Lab* (NREL) da *Colorado State University* (CSU) em Fort Collins-CO.

Aos técnicos do NREL, principalmente, Stephen Williams e Mark Easter pelos ensinamentos, orientação e colaboração para o estudo envolvendo o modelo Century Ecosystem.

À técnica do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo, Eleusa Bassi pela colaboração e amizade durante todas as etapas do doutorado.

Aos estagiários do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo: Gustavo Popin, Matheus Torrezan, Maria Renata Gonçalves, Aline Palladini, Caio Zani, Júlio Casagrande e Lívia Rombola, os quais foram fundamentais para a realização desse trabalho.

Aos técnicos do Laboratório de Biogeoquímica do Centro de Energia Nuclear (CENA), Lilian, Ralf, Ademir, Sandra, Dagmar e ao funcionário Sr. José pela colaboração durante as etapas das análises de CO₂ e C dissolvido.

Aos técnicos do Laboratório de Microbiologia do Solo, ESALQ, Denise e Fernando, pela colaboração, ajuda e agradáveis momentos compartilhados.

Aos meus pais Antônio e Hildacir, meus irmãos Lucas e Nathália pelo amor incondicional, sempre incentivando-me, por serem minha base; principais responsáveis pelo caminho percorrido até aqui.

Ao Vinícius pela paciência, ajuda e companheirismo, estimulando-me a buscar, a acreditar em meu potencial e persistir em meus sonhos.

À Thalita Abbruzzini por termos compartilhado, de forma leve e alegre, importante etapa de nossas vidas. Fica nossa valiosa amizade.

Ao Fernando Toledo (Zumbi) pela nossa amizade e, grandiosa ajuda e ensinamentos "multidisciplinares".

Às amizades conquistadas durante os anos de doutorado; as quais tornaram essa caminhada mais alegre e calorosa: Mariana Durigan, Diana Signor, Eloana Bonfleur, Letícia Abreu, Suzana Araújo, Maisa Honório e muitos outros com os quais tive o privilégio de compartilhar agradáveis momentos.

Às amigas que a vida me presenteou, Fernanda Schulthais, Luciana Carvalho, Nínive Maia, Renata Souza, Márcia Paiva e Ivana Bonard, que mesmo distantes se fizeram presentes.

Enfim, a todos que acreditaram em mim, contribuindo para minha formação profissional e pessoal.

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	15
Referências.....	18
2 ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR SOB MANEJOS CONVENCIONAL E ORGÂNICO.....	21
Resumo.....	21
Abstract.....	21
2.1 Introdução.....	22
2.2 Material e Métodos.....	24
2.2.1 Localização e descrição da área de estudo.....	24
2.2.2 Coleta e preparo das amostras de terra.....	25
2.2.3 Atributos de fertilidade e granulometria do solo.....	26
2.2.4 Determinação do conteúdo de C e N do solo	30
2.2.5 Cálculo do estoque de C e N do solo e correções pela massa equivalente e teor de argila.....	30
2.2.6 Estimativa do C da biomassa microbiana (C-BM).....	32
2.3 Resultados.....	33
2.3.1 Conteúdo de C e N do solo.....	33
2.3.2 Estoque de C e N do solo e com as correções pela massa equivalente e teor de argila.....	35
2.3.3 Conteúdo de C da biomassa microbiana.....	41
2.4 Discussão.....	42
2.4.1 Conteúdo de C e N do solo.....	42
2.4.4 Estoque de C e N do solo e com as correções pela massa equivalente e teor de argila.....	43
2.4.5 Conteúdo de C da biomassa microbiana.....	45
2.5 Conclusão.....	46
Referências.....	47
3 ACÚMULO DE CARBONO EM FRAÇÕES ORGANO-MINERAIS DE SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR SOB DIFERENTES MANEJOS.....	51
Resumo.....	51

Abstract.....	51
3.1 Introdução.....	52
3.2 Material e Métodos.....	54
3.2.1 Descrição da área de estudo.....	54
3.2.2 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo.....	57
3.2.3 Abundância isotópica do ^{13}C	58
3.2.4 Análise estatística.....	58
3.2.4.1 Análise de variância.....	58
3.2.4.2 Estudo da interação tripla pela análise de componentes principais.....	58
3.3 Resultados.....	59
3.3.1 Proporção média da massa de solo em cada fração da MOS.....	59
3.3.2 Teor de C.....	61
3.3.3 Abundância natural de ^{13}C e proporção de C derivado de resíduo vegetal C4 (PCc).....	64
3.3.4 Teor de N.....	66
3.3.5 Abundância natural de ^{15}N	68
3.3.6 Estudo da interação tripla pela análise de componentes principais: fração da MOS x profundidade sobre manejo.....	69
3.4 Discussão.....	74
3.4.1 Proporção média da massa de solo em cada fração da MOS.....	74
3.4.2 Teor de C.....	74
3.4.3 Abundância natural de ^{13}C e proporção de C derivado de resíduo vegetal C4 (PCc).....	77
3.4.4 Teor de N.....	78
3.4.5 Abundância natural de ^{15}N	79
3.4.6 Estudo da interação tripla pela análise de componentes principais: fração da MOS x profundidade sobre manejo.....	80
3.5 Conclusão.....	82
Referências.....	82
4 SIMULAÇÃO DA CAPACIDADE MÁXIMA DE ACÚMULO DE C EM SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR A PARTIR DO MODELO CENTURY ECOSYSTEM MODEL.....	89
Resumo.....	89

Abstract.....	89
4.1 Introdução.....	90
4.2 Material e Métodos.....	92
4.2.1 Descrição da área de estudo.....	92
4.2.2. Análises físicas, químicas e biológicas do solo.....	93
4.2.3 O modelo Century.....	94
4.2.4 Parametrização do modelo Century	95
4.2.5 Modelagem do estoque de C do solo.....	98
4.2.6 Modelagem da C-BM.....	98
4.2.7 Modelagem do $\delta^{13}\text{C}$ e da proporção de C derivado de plantas C4.....	98
4.2.8 Simulação do "steady state"	99
4.2.9 Simulação do "steady state" do C no solo em função de diferenças texturais.....	99
4.2.10 Análises estatísticas.....	100
4.3 Resultados.....	100
4.3.1 Modelagem do estoque de C do solo.....	100
4.3.2 Modelagem do C-BM.....	102
4.3.3 Modelagem do $\delta^{13}\text{C}$ e da proporção de C derivado de resíduos de plantas C4.....	103
4.3.4 Simulação do "steady state"	106
4.3.5 Simulação do "steady state" do C no solo em função de diferenças texturais.....	106
4.4 Discussão.....	110
4.4.1 Modelagem dos estoques de C no solo.....	110
4.4.2 Modelagem do C-BM.....	112
4.4.3 Modelagem do $\delta^{13}\text{C}$ do solo e da proporção do C derivado de plantas C4...	114
4.4.4 Simulação do "steady state"	116
4.4.5 Simulação do "steady state " de C no solo em função de diferenças texturais.....	119
4.5 Conclusão.....	121
Referências.....	121
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	131

RESUMO

Capacidade máxima de acúmulo de carbono em solos cultivados com cana-de-açúcar

Um dos principais entraves na cultura da cana-de-açúcar quanto à sustentabilidade do solo é o manejo da cultura e da colheita. O objetivo deste estudo foi avaliar os estoques de C e sua dinâmica em diferentes frações da MOS (matéria orgânica do solo) em áreas cultivadas com cana-de-açúcar sob os manejos com e sem queima e, sob adubação orgânica com diferentes períodos de adoção (4 e 12 anos), tendo uma área de vegetação nativa (Cerradão) como referência. As áreas localizam-se em Goianésia-GO, sendo todas representativas da classe dos Latossolos Vermelho-Amarelo distróficos. Foram avaliados os teores de C e N do solo e seus respectivos estoques, além dos teores de C e N e, das abundâncias isotópicas do ^{13}C e ^{15}N para as frações organominerais $< 53 \mu\text{m}$, $75\text{-}53 \mu\text{m}$ e $2000\text{-}75 \mu\text{m}$ (fração orgânica e organomineral) da MOS. De posse desses resultados, objetivou-se simular a capacidade máxima de acúmulo de C, a partir do modelo Century, enfatizando os manejos avaliados e texturas de solos contrastantes. Os teores de C foram maiores para o manejo orgânico-4, em relação às demais áreas de cana-de-açúcar avaliadas. Os estoques de C e N foram maiores para as áreas em que o teor de argila foi superior; com queima e orgânica-4. Devido as diferenças entre texturas foram calculados os estoques em função dos ajustes quanto à massa de solo e teores de argila, utilizando-se como referência a vegetação nativa. Dessa forma os maiores estoques foram observados para o manejo orgânica-12. Os resultados para o conteúdo de C da biomassa microbiana (C-BM) mostrou aumento dos em função da melhoria do manejo. Em relação aos teores de C e N das frações da MOS, os manejos orgânicos (orgânica-12 e -4) resultaram nos maiores valores observados, principalmente para a fração organomineral $<53 \mu\text{m}$ à 5 cm de profundidade. Tais resultados refletiram diretamente sobre os valores de ^{13}C , sua respectiva proporção de C derivado do resíduo C4 e, do ^{15}N , indicando, respectivamente, maior acúmulo e proporção de C proveniente da cultura de cana-de-açúcar nas frações da MO, além de evidenciar, a partir do ^{15}N , comportamento, quanto ao grau de humificação da MO, mais próximo ao observado para a vegetação nativa. Os resultados do estudo de modelagem enfatizaram a importância da textura do solo bem como as práticas de manejo para o acúmulo de C no solo. Os sistemas de manejo conservacionistas ao contrário da queima resultaram em estoques de C superiores em 78 % e 98 %, quando simulado solo com maior e menor teores de argila, respectivamente. Os resultados suportaram o uso do modelo Century em aplicações práticas de acúmulo de C em solos cultivados com cana-de-açúcar, principalmente, para os estoques de C e os $\delta^{13}\text{C}$ dos solos avaliados, indicando que o modelo Century pode ser uma importante ferramenta para estabelecer estratégias apropriadas de manejo para aumentar os estoques de C do solo ao longo do tempo. O longo período de avaliação mostrou que conceitos, como o "steady state" de C no solo, podem ser investigados via modelagem, como pelo uso do modelo Century. A partir desse estudo foi possível concluir que práticas de manejos conservacionistas tendem a aumentar os estoques de C e N do solo ao longo do tempo e, que esse aumento é fortemente influenciado pelo teor de argila no solo.

Palavras-chave: Matéria orgânica do solo; Manejo orgânico; Manejo com queima; Manejo sem queima; Steady state

ABSTRACT

Maximum capacity of carbon accumulation in soils cultivated with sugarcane

One of the main obstacles of sugarcane production in the soil sustainability is the crop management and harvesting. The aim of this study was to evaluate the carbon (C) stocks and dynamics in different SOM fractions in sugarcane systems with or without burning, and under organic fertilization with different periods of adoption (4 and 12) and an area of native vegetation (Cerradão) used as a reference. The study areas are located in Goianésia, GO, all representatives of Latossolos Vermelho-Amarelo distróficos (Oxisols Hapludox distrofic). We evaluated C and N soil contents and natural isotopic abundances ^{13}C e ^{15}N to organominerals fractions $< 53 \mu\text{m}$, $75\text{-}53 \mu\text{m}$ e $2000\text{-}75 \mu\text{m}$ (organic and organomineral fractions) of SOM. With these results, we aimed to simulate the maximum accumulation of C, by using the Century model, emphasizing different management practices and contrasting soil textures. The C contents were higher for organic-4, in relation to the other areas of sugarcane evaluated. The stocks of C and N were higher for areas where the clay content was higher (burning and organic-4). Due to the difference between soil texture we calculated stocks according to the adjustments on the equivalent mass of soil and clay content, with reference to the native vegetation and thus the largest stocks were observed for organic-12. The C from microbial biomass (C-BM) showed increased in the (C-BM) levels, due to improved management. Regarding the levels of C and N fractions of SOM, the organic-12 and organic-4 resulted in the highest values, especially for OM fraction $< 53 \mu\text{m}$ (organomineral) to 5 cm depth. These results reflected directly on the values of ^{13}C , the respective proportion of C derived from C4 residue and the ^{15}N , indicating, respectively, greater accumulation and proportion of C derived from the sugarcane in SOM fractions, and evidence from the ^{15}N closer behavior to that observed for native vegetation, relative of OM humification degree. The results of the modeling study emphasized the importance of soil texture and management practices for soil C accumulation. The conservation management system resulted in higher C stocks, by 78% and 98% when simulated soil with higher and lower clay contents, respectively. The results supported the use of the Century model in practical applications of C accumulation in soils cultivated with sugarcane, especially for C stocks and ^{13}C of soils evaluated, indicating that the Century model can be an important tool to establish appropriate management strategies to increase soil C stocks over time. The long period of evaluation showed that concepts such as the "steady state" of soil carbon, can be investigated via modeling. We concluded that the practices of the conservation tillage systems tend to increase the stocks of C and N in the soil over time, and this increase is strongly influenced by the clay content in the soil.

Keywords: Soil organic matter; Organic management; Burning residue; No burning residue; Steady state

1 INTRODUÇÃO GERAL

O complexo sucroalcooleiro, o qual inclui a produção de etanol e açúcar, é considerado uma das atividades mais rentáveis da economia brasileira nos últimos anos, evidenciando o país como vanguarda mundial da agroenergia, com a produção de etanol, contribuindo consideravelmente para o Produto Interno Bruto (US\$ 372 milhões), oriundos de 8,5 milhões de hectares de áreas cultivadas, distribuídas em todos os estados brasileiros produtores (BRASIL, 2013).

Projeções apontam que para os próximos anos a área cultivada com cana-de-açúcar seja aumentada para 10 milhões de ha em decorrência da potencialidade de diversos países em utilizar o etanol como biocombustível (MACEDO et al., 2008). Tal aspecto é reforçado pelo fato de que o bioetanol é uma opção de mitigação dos efeitos do aquecimento global através da substituição dos combustíveis fósseis (CERRI et al., 2007).

Aliada à substituição de combustíveis fósseis, a adoção do manejo sem queima e a implantação de sistemas de produção com manejo orgânico pode acarretar em significativo incremento da matéria orgânica do solo (MOS), tendo em vista a adição anual de 10 a 15 Mg ha⁻¹ de matéria seca na superfície do solo; pela colheita mecanizada, e de outros resíduos gerados pela própria cadeia produtiva como a torta de filtro e vinhaça, pelo manejo orgânico.

Neste contexto de franca expansão do setor e consequente aumento na geração de resíduos da colheita da cana-de-açúcar (vinhaça, torta de filtro e palha), torna-se necessária a realização de estudos que tenham o objetivo de avaliar a capacidade máxima dos solos em estocar C, uma vez que parte pode ser estabilizado no solo; nas frações da matéria orgânica do solo (MOS) e, parte pode ser liberado para a atmosfera na forma de gases do efeito estufa (SHRESTHA et al., 2013).

As taxas de decomposição da MOS, ou mesmo o potencial de um determinado solo estocar C é diretamente dependente do clima (temperatura e precipitação), material de origem (textura e mineralogia do solo), cobertura vegetal e práticas de manejo do solo. Além disso, diversos estudos têm sugerido que a capacidade de estabilização de C no solo é condicionada, principalmente, pelo conteúdo de silte e argila, área superficial e reatividade das partículas minerais do solo (HASSINK, 1997; KIEM et al., 2002; KIEM; KOGEL-KNABNER, 2002; SAIDY et al., 2013).

Diferenças na capacidade de acúmulo de C também apresentam importante relação com a atividade microbiológica e o teor inicial de C no solo. A avaliação da atividade microbiológica é um fator de grande importância para o estudo dos fenômenos envolvidos na decomposição do C orgânico do solo (COS), uma vez que pode ser usada como um parâmetro crítico para a predição do impacto das mudanças climáticas na respiração do solo e estoque de COS ao longo do tempo (HAMDI et al., 2010). Em relação ao teor inicial de C no solo, mostram que solos com elevado teor não resultam em aumentos significativos no COS em função do C adicionado (CAMPBELL et al., 1991), sugerindo que existe um nível de saturação de C no solo (SIX et al., 2002; STEWART et al., 2007).

Apesar de se conhecer diferentes fatores que influenciam na decomposição da MOS, ainda não há um consenso sobre como esses fatores poderiam influenciar os processos de modo a atingir uma possível capacidade máxima de acúmulo (saturação) de C nos solos (SIX et al., 2002; KONG, 2005; WEST; SIX, 2007).

A saturação de C no solo é uma medida de quanto C o solo pode física e quimicamente sequestrar (WEST; SIX, 2007). Neste contexto, Six et al. (2002) desenvolveu um modelo conceitual de saturação de C que inclui mecanismos de proteção física, química e bioquímica. Esse modelo define compartimentos de C funcional que são mensuráveis, argumentando que o sequestro de C em cada um destes compartimentos depende do déficit de saturação, que seria a diferença entre o nível de saturação e o teor de C atual do solo (GULDE et al., 2008).

A permanência do sequestro refere-se ao tempo pelo qual o C do solo alcança o “steady state”, ou, estado estacionário. O “steady state” não é necessariamente um equilíbrio, ou seja, não representa a saturação de C no solo, como é comumente inferido (WEST; SIX, 2007), uma vez que o equilíbrio pode ser considerado como o estado de um sistema que mostra nenhuma grande tendência para mudar esta condição ao longo do tempo (MOORE, 1962 apud WEST; SIX, 2007).

Mas, em oposição à essa definição alguns autores definem o “steady state” como sistemas em que não há nenhuma variação quando os fluxos são potencialmente desbalanceados (JOHNSON, 1971). Kimmins (1987) sugere que os estoques de COS de um determinado ecossistema que se encontra em “steady state”, oscilam sobre um valor médio que é característico para cada ecossistema. Chapin et al. (2002) relatam que por esta razão o “steady state” assume diferentes

equilíbrios, em virtude de aceitarem variações temporais e espaciais, como um aspecto normal da dinâmica dos ecossistemas, corroborando Six et al. (2002), o qual assume que um novo “steady state” pode ser atingido com as mudanças sazonais, fertilidade do solo e, mudanças na temperatura e precipitação média (SIX et al., 2002).

Portanto, de acordo com West e Six (2006), “steady state” de C no solo é uma função do tempo, enquanto a saturação de C no solo é uma função da entrada de C, postulando que há um nível de saturação de C para os solos e, que este nível será diferente entre os diversos tipos de solos. Além disso, o conceito para a estabilização é utilizado para processos ou mecanismos que levam à um prolongado tempo de ciclagem no solo. Assim, estabilização pode ser definida como a proteção da MO contra a mineralização, sendo a estabilidade resultante do efeito integrado da recalcitrância do material orgânico, interação organo-mineral e acessibilidade da microbiota do solo (KRULL et al., 2003; von LÜTZOW et al., 2008).

Experimentos para determinar o nível de saturação de C em diferentes tipos de solos devem ser direcionados no sentido de modelar esta quantidade, determinando a taxa e o tempo que os solos poderiam atuar como sumidouros ou seqüestradores de C, considerando que cada tipo de solo apresenta uma capacidade finita/ limite (máxima) de estocá-lo, o qual também será determinado pelo manejo utilizado.

Adicionalmente, existe grande necessidade de elucidar os processos subjacentes à capacidade dos compartimentos da MOS em solos cultivados com culturas agrícolas. Assim, determinar o *status* de saturação de C de um solo é importante para aferir o potencial de sequestro de C em diferentes sistemas agrícolas. Nesse sentido a utilização da modelagem matemática pode auxiliar não somente na integração de dados biogeoquímicos obtidos em condições de campo, mas também possibilita a avaliação do impacto de diferentes práticas de manejo do solo e de resíduos no acúmulo de C no solo (CERRI et al., 2007; OGLE et al., 2008), possibilitando a recomendação de adequadas práticas de manejo que visem o sequestro de C no solo.

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar os estoques de C e sua dinâmica em diferentes frações da MOS em áreas cultivadas com cana-de-açúcar sob os manejos com e sem queima e, sob adubação orgânica com diferentes períodos de adoção (4 e 12 anos), tendo um área de vegetação nativa (Cerradão)

como referência. De posse desses resultados, objetivou-se simular a capacidade máxima de acúmulo de C, a partir do modelo Century, enfatizando os manejos avaliados e texturas do solo contrastantes.

A tese foi dividida em três capítulos, intitulados capítulo 2, 3 e 4. O capítulo 2 aborda de forma geral como os manejos do solo influenciam os estoques de C e N do solo, além do teor de C da biomassa microbiana do solo. O capítulo 3, enfatiza a importância de cada fração da matéria orgânica do solo na estabilização de C e, a origem do C, a partir da utilização de técnica de abundância natural isotópica. E, o capítulo 4, utiliza os dados apresentados nos capítulos anteriores (2 e 3) para validar o modelo Century e, assim, reproduzir cenários futuros estimando o estabelecimento do "steady state" de C no solo, a partir de diferentes usos e tipos de manejo do solo, considerando variações na textura do solo.

Referências

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Agronegócio**. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/sobre/economia/setores-da-economia/agronegocio/print>>. Acesso em: 01 jun. 2013

CAMPBELL, C.A.; BOWREN, K.E.; SCHNITZER, M.; ZENTNER, R.P.; TOWNLEY-SMITH, L. Effect of crop rotations and fertilization on soil biochemical properties in a thick Black Chernozem. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 71, p. 377–387, 1991.

CERRI, C.E.P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, E.W.; MELILLO, M.J.; CERRI, C.C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, p. 83-99, 2007a.

CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.; BATJES, N.H.; MILNE, E.; CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 122, p. 58-72, 2007b.

CHAPIN, I.F.S.; MATSON, P.A.; MOONEY, H.A. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. Berlin; Heidelberg; New York: Springer, 2002. 423 p.

GULDE, S.; CHUNG, H.; AMELUNG, W.; CHANG, C.; SIX, J. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 605-611, 2008.

HAMDI, S.; CHEVALLIER, T.; AÏSSA, N.; HAMMOUDA, M.; GALLALI, T.; CHOTTE, J.; BERNOUX, M. Short-term temperature dependence of heterotrophic soil

respiration after one-month of pre-incubation at different temperatures. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 43, p. 1752-1758, 2011.

HASSINK J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**, The Hague, v. 191, p. 77–87, 1997.

JOHNSON, N.M. Mineral equilibria in ecosystem geochemistry. **Ecology**, Ithaca, v. 52, p. 529–531, 1971.

KIEM, R.; KOGEL-KNABNER, I. Refractory organic carbon in particle-size fractions of arable soils. II: Organic carbon in relation to mineral surface area and iron oxides in fractions < 6 µm. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1699–1713, 2002.

KIEM, R.; KNICKER, H.; KOGEL-KNABNER, I. Refractory organic carbon in particle-size fractions of arable soils I: Distribution of refractory carbon between the size fractions. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1683–1697, 2002.

KIMMINS, J.P. **Forest ecology**. New York: Macmillan, 1987. 422 p.

KONG, A.Y.Y.; SIX, J.; BRYANT, D.C.; DENISON, R.F.; KESSEL, C. van. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 1078–1085, 2005.

KRULL, E.S.; BALDOCK, J.A.; SKJESMTAD, J.O. Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modeling carbon turnover. **Functional Plant Biology**, Victoria, v. 30, p. 207- 222, 2003.

MACEDO, I.C.; JOAQUIM E.A.; SEABRA, J.E.A.; SILVA, J.E.A.R. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: the 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 32, n. 7, p. 582-595, 2008.

SAIDY, A.R.; SMERNIK, R.J.; BALDOCK, J.A.; KAISER, K.; SANDERMAN, J. The sorption of organic carbon onto differing clay minerals in the presence and absence of hydrous iron oxide. **Geoderma**, Amsterdam, v. 209/210, p. 15–21, 2013.

SHRESTHA, R.K.; LAL, R.; RIMAL, B. Soil carbon fluxes and balances and soil properties of organically amended no-till corn production systems. **Geoderma**, Amsterdam, v. 197/198, p. 177–185, 2013.

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 241, p. 155–176, 2002.

STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F.; SIX, J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 86, p. 19-31, 2007.

von LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LUDWIG, B.; MATZNER, E.; FLESSA, H.; EKSCHMITT, K.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; KALBITZ, K.

Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Tokyo, v. 171, p. 111–124, 2008.

WEST, T.O.; SIX, J. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 80, p. 25–41, 2007.

2 ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR SOB MANEJOS CONVENCIONAL E ORGÂNICO

Resumo

A cultura da cana-de-açúcar está passando por um período de intensa mudança nas práticas de manejo devido a introdução da colheita mecanizada. Além disso, algumas áreas tem implementado o manejo orgânico como forma de obter estratégias mais sustentáveis. O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de diferentes manejos da cana-de-açúcar; com e sem queima e sob sistema orgânico com diferentes períodos de condução (4 e 12 anos); nos estoques de C e N dos solos e do C da biomassa microbiana (C-BM), tendo-se como referência uma área de vegetação nativa (Cerradão). Os teores de C foram maiores para o manejo orgânico-4, em relação às outras áreas de cana-de-açúcar avaliadas. Os estoques de C e N foram maiores para as áreas em que o teor de argila foi superior; com queima e orgânica-4. Em função da diferença entre as texturas foram calculados os estoques em função dos ajustes quanto à massa de solo e teores de argila, tendo como referência a vegetação nativa e, dessa forma os maiores estoques foram observados para o manejo orgânica-12. O C-BM mostrou diferenças ($p < 0,05$) quanto ao manejo do solo, com aumento dos teores de C-BM em função da melhoria do manejo. A partir desse estudo foi possível concluir que as práticas de manejos conservacionistas tendem a aumentar os estoques de C e N do solo ao longo do tempo e, que esse aumento é fortemente influenciado pelo teor de argila no solo.

Palavras-chave: Textura do solo; Resíduos da cana-de-açúcar; Manejo do solo; Queima de resíduos

Abstract

The cultivation of sugarcane is undergoing a period of intense change in management due to the introduction of mechanized harvesting. In addition, some areas have implemented organic management as a way to get more sustainable management strategies that increase C stocks in the soil. The aim of this study was to evaluate the influence of different managements of sugarcane, with and without burning and organic systems with different periods of adoption (4 and 12 years), in the stocks of soil C and N and, C (C-BM) from microbial biomass, taking as reference a native vegetation (Cerradão). The C contents were higher for organic-4, in relation to other sugarcane evaluated areas. The stocks of C and N were higher for areas where the clay content was higher, with burning and organic-4. Due to the difference between the textures we calculated stocks according to the adjustments on the equivalent mass of soil and clay, with forest as reference and thus, the largest stocks were observed for organic-12. The C-BM showed evident differences ($p < 0.05$) due to soil management, with increased levels of C-BM with improving management. From this study, we can concluded that the practices of the conservation management systems tend to increase C and N stocks of soil over time, and that this increase is strongly influenced by the clay content in the soil.

Keywords: Soil texture; Sugarcane residues; Management of soil; Burning residue

2.1 Introdução

Atualmente, a cultura da cana-de-açúcar está passando por um período de intensa mudança nas práticas de manejo devido a introdução da colheita mecanizada, a qual coloca em desuso a pré-queima dos resíduos da cana-de-açúcar. No entanto, em algumas regiões a queima de resíduos ainda acontece, levando à exposição do solo, à erosão, desfavorecendo a microbiota do solo e, conseqüentemente à significativas perdas de matéria orgânica do solo (MOS) (SOUZA et al., 2012).

A matéria orgânica do solo é um dos componentes mais complexos do ecossistema terrestre e atua em muitas funções vitais do solo, como regular a disponibilidade e suprimento de nutrientes para as plantas, o fluxo e retenção de água nos solos e nos atributos físicos do solo. Desse modo, a manutenção e manejo da MOS é de grande importância para a sustentabilidade de culturas agrícolas (COTRUFO, 2011).

Em relação à cultura da cana-de-açúcar um dos principais entraves quanto a sustentabilidade do solo é o manejo da colheita. Dois procedimentos são adotados para a colheita da cana-de-açúcar. Tradicionalmente, a cana-de-açúcar era queimada no campo para remover folhas e insetos poucos dias antes da colheita, de modo a facilitar a colheita manual (THORBURN et al., 2012). No entanto, desde maio de 2000 esta prática tem sido gradualmente proibida pela regulamentação brasileira.

Resultados sobre o manejo com e sem queima dos resíduos da cana-de-açúcar são bem relatados na literatura. Alguns estudos tem confirmado que a prática de retenção de resíduos da cana-de-açúcar, ao contrário da queima, pode gradualmente aumentar os estoques de C no solo ao longo do tempo (ROBERTSON; THORBURN, 2007; THORBURN et al., 2012; GALDOS et al., 2009; CANELLAS et al., 2007; SOUZA et al., 2012, ROSSI et al., 2013).

Além da substituição da prática da colheita com a pré-queima para a mecanizada, em algumas áreas cultivadas com cana-de-açúcar tem sido implementado o manejo orgânico, com vistas à obtenção do selo de qualidade para produtos orgânicos; uma demanda que tem crescido mundialmente devido às preocupações com o meio ambiente e à qualidade de vida. No entanto, resultados sobre o uso do manejo orgânico aliado à colheita sem queima, o qual utiliza

aplicação de resíduos orgânicos como fontes de nutrientes, ainda são escassos (BARBOSA, 2010).

Dentre os resíduos orgânicos utilizados neste tipo de manejo, a vinhaça e a torta de filtro, destacam-se por serem subprodutos gerados em grande quantidade na cadeia produtiva do setor sucroalcooleiro e apresentarem características físico-químicas interessantes sob o ponto de vista agrônomo, com elevada carga orgânica (SANTIGO; ROSSETO, 2006) e, por isso, potencialmente favoráveis ao aumento do estoque do C solo (OLIVEIRA et al., 2013). Esse tipo de sistema evita aplicações de fertilizantes sintéticos e pesticidas, mas promovem o uso de resíduos orgânicos como forma de suprir a demanda de nutrientes pelas plantas, enfatizando os processos biológicos (WILLER et al., 2009). No entanto, combinações de estratégias de manejo do solo, como o uso integrado de fertilizantes químicos e orgânicos tem sido proposto com o intuito de manter a produção agrícola, a rentabilidade e, aumentar os níveis de MOS, contribuindo positivamente para a qualidade do solo.

Neste contexto, a biomassa microbiana pode ser utilizada em conjunto à outras análises relacionadas à MOS, como um indicador da qualidade do solo em função do manejo implementado. A biomassa microbiana é um compartimento da matéria orgânica do solo diretamente influenciado por fatores bióticos e abióticos, sendo, portanto, sensível às mudanças ocorridas no sistema agrícola. Parton et al. (1987), em estudos sobre a dinâmica da MOS, consideraram três frações principais, com diferentes tempos de ciclagem: a ativa (0 a 5 anos), que considera a biomassa microbiana; a lenta (20 a 40 anos) e a passiva (200 a 500 anos). Em razão dessas diferenças temporais, a variação no teor de MOS, baseada apenas no teor de C orgânico do solo (COS), decorrente de mudanças no uso e manejo do solo, pode não ser detectável em curto prazo, enquanto a resposta da fração ativa, que contém a biomassa microbiana e seus metabólitos, ocorre muito mais rapidamente.

A biomassa microbiana é proporcionalmente a menor fração do C orgânico do solo e constitui uma parte significativa e potencialmente mineralizável do N disponível para as plantas. Apresenta rápida ciclagem, responde intensamente a flutuações sazonais de umidade e temperatura, ao cultivo e ao manejo de resíduos no solo. Dessa forma, a avaliação da biomassa microbiana é um fator de grande importância para o estudo dos fenômenos relacionados à decomposição do COS (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), uma vez que pode ser usada como um parâmetro

crítico para a predição do impacto do manejo do solo no estoque de COS ao longo do tempo (GALDOS et al., 2009).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de diferentes manejos da cana-de-açúcar; com e sem queima e sob sistema orgânico com diferentes períodos de condução (4 e 12 anos); nos estoques de C e N dos solos e do C da biomassa microbiana (C-BM).

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Localização e descrição da área de estudo

A área em estudo situa-se no município de Goianésia – GO (15°19' S; 49°08' O; 649 m), a qual representa o extremo norte da região Centro-Sul de produção de cana-de-açúcar no Brasil, com solos representativos da classe dos Latossolos Vermelho-Amarelo distróficos. As áreas selecionadas obedeceram aos seguintes critérios: (i) localização em usinas de cana-de-açúcar que apresentam históricos detalhados de manejo; (ii) ocupação por canaviais há pelo menos 10 anos e (iii) adoção de sistemas de produção convencional e orgânico de cana-de-açúcar.

As áreas avaliadas estão descritas abaixo:

- **com queima:** cana-de-açúcar conduzida sob sistema de manejo convencional com queima da palha há 27 anos, sendo originalmente uma área de Cerradão que foi desmatada em torno de 1950 e utilizada como pastagem até 1974, com a seguinte implantação da cultura de arroz, a qual permaneceu até 1983, sendo posteriormente, substituída pela cultura de cana-de-açúcar;

- **sem queima:** cana-de-açúcar conduzida sob sistema de manejo convencional sem queima da palha por 11 anos, o qual foi implementado posteriormente aos 13 anos sob manejo com queima da palha. Essa área também foi desmatada em torno de 1950 e introduzida pastagem, que permaneceu até o ano de 1974 e, com seguinte introdução da cultura de arroz até o ano de 1985, sendo então, implementada a cultura da cana-de-açúcar no ano de 1986.

- **orgânica-4:** cana-de-açúcar conduzida sob sistema de manejo orgânico, implantada há quatro anos, anteriormente utilizada por 11 anos sob manejo com queima da palha. A área foi desmatada em 1960 para a implementação de pastagem que permaneceu até o ano de 1976, sendo utilizada posteriormente com a cultura de arroz até o ano de 1995, conjuntamente a outras culturas não especificadas. No ano de 1996 a cana-de-açúcar foi introduzida permanecendo sob

o manejo com queima até 2007, passando para um sistema orgânico em 2008, com aportes de 10 t ha⁻¹ de torta-de-filtro no plantio e na condução da cana-de-açúcar soca, além da aplicação de vinhaça, via irrigação.

- **orgânica-12:** cana-de-açúcar conduzida sob sistema de manejo orgânico há doze anos. Essa área também foi desmatada em 1960, com a seguinte introdução de pastagem e um período sem especificações sobre o uso, sendo a cana-de-açúcar introduzida em 1987, permanecendo sob manejo com queima até o ano de 1999 e conseguinte implementação do manejo orgânico, conforme descrito para área orgânica-4.

- **vegetação nativa:** uma área sob vegetação nativa classificada como Cerradão, utilizada como referência.

2.2.2 Coleta e preparo das amostras de terra

A coleta das amostras de terra foi realizada através da abertura de uma trincheira central e quatro mini-trincheiras periféricas (Figura 1) em cada uma das áreas avaliadas, as quais estavam distanciadas por 50 m entre si. Cada mini-trincheira periférica apresentava dimensões de 40 x 40 x 40 cm, coletando-se as amostras de terra nas camadas 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade. Já na trincheira central, com dimensões de 120 x 120 x 120 cm, foram coletadas amostras nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 50-60, 70-80 e 90-100 cm (Figura 1). Concluída a etapa de coleta, as amostras de terra foram secas ao ar, homogeneizadas, tamisadas em peneira de 2 mm e submetidas à sequência de análises.

Figura 1 - Esquema da localização das trincheiras utilizadas na amostragem de terra para cada situação em estudo

As análises dos atributos químicos, físicos e biológicos do solo foram conduzidas no Departamento de Ciência do Solo da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP).

2.2.3 Atributos de fertilidade e granulometria do solo

As determinações de pH em H_2O e em $CaCl_2$ seguiram a metodologia descrita por Anderson e Ingram (1989). A acidez potencial do solo foi determinada pelo método da EMBRAPA (1979), através da extração de $H + Al$ com uma solução de $Ca(OAc)_2$ $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ tamponado a pH 7,0 (Tabela 1). Foram realizados ainda os cálculos para determinação de CTC a pH 7,0 (T) e a saturação por bases (V%) (Tabela 2).

A obtenção dos teores de P disponível e cátions trocáveis (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) foram realizadas pelo método da resina trocadora de íons, de acordo com a metodologia proposta por Raij e Quaggio (1983). Para determinação do teor de enxofre, realizou-se extração em fosfato monocálcico ($0,01 \text{ mol L}^{-1}$) e subsequente quantificação por colorimetria (Tabela 3).

Tabela 1- Valores de pH em $CaCl_2$, $H + Al$ e Al^{3+} referentes às áreas cultivadas com cana-de-açúcar e sob vegetação nativa, até um metro de profundidade

Profundidade (cm)	Com queima	Sem queima	Orgânica-4	Orgânica-12	Vegetação nativa
pH $CaCl_2$					
0-5	4,9±0,2	5,6±0,3	5,2±0,1	5,3±0,1	4,3±0,5
5-10	4,7±0,2	4,6±0,4	4,8±0,2	5,1±0,2	4,3±0,4
10-20	4,9±0,2	4,8±0,4	5,0±0,2	5,1±0,3	4,2±0,3
20-30	4,5±0,1	4,6±0,3	4,8±0,1	4,9±0,4	4,1±0,1
40-50	4,6	4,4	4,9	5,5	4,1
70-80	4,7	4,9	4,7	5,0	4,3
90-100	4,7	4,5	4,7	5,0	4,3
H + Al ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$)					
0-5	32,0±3,9	26,4±8,9	25,6±3,9	19,2±1,9	69,6±25
5-10	40,0±6,2	33±11,0	33,0±2,9	19,2±1,7	56,4±10,9
10-20	33,8±1,79	29,6±5,4	32,4±1,8	20,8±4,7	55,4±9,1
20-30	43,6±3,51	29,8±6,3	31,6±0,8	23,6±6,4	49,6±2,0
40-50	44	32	23	16	41
70-80	30	19	24	20	30
90-100	24	23	25	17	30
Al^{3+} ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$)					
0-5	0,41±0,3	0,69±1,1	0,48±0,5	0,44±0,6	9,52±8,5
5-10	1,51±1,2	2,44±3,3	0,37±0,3	0,40±0,5	9,10±7,8
10-20	0,93±1,4	1,77±1,3	0,71±0,5	1,58±2,8	9,12±4,8
20-30	3,64±2,1	1,97±1,72	1,06±0,9	4,63±8,2	10,54±1,1
40-50	3,11	3,70	0,29	0,44	8,0
70-80	0,74	0,07	0,15	4,22	3,55
90-100	0,22	1,03	0,15	1,48	2,14

Tabela 2 - Valores de Soma de Bases (SB), CTC total (T), saturação por bases (V) e saturação de alumínio (m), em áreas de cana-de-açúcar e sob vegetação nativa

Profundidade	com queima	sem queima	orgânica-4	orgânica-12	Vegetação nativa
SB (mmol_c kg⁻¹)					
0-5	54,6±15,8	61,7±18,7	79,5±9,40	67,1±8,9	57,8±43,0
5-10	42,8±5,91	39,4±12,5	56,9±11,5	57,0±9,35	42,3±39,4
10-20	58,0±10,2	36,2±8,07	52,0±13,2	47,7±10,9	22,5 ±17,7
20-30	34,7±4,99	33,3±8,34	40,5±6,99	31,1±10,6	9,72±8,66
40-50	32,4	23,4	22,4	37,9	2,30
70-80	20,2	18,2	8,30	13,3	2,20
90-100	26,1	8,20	7,20	28,1	2,10
T (mmol_c kg⁻¹)					
0-5	86,8±12,5	88,1±11,3	105,2±6,1	86,3±9,4	127,6±19,1
5-10	88,8±7,80	72,2±3,53	89,9±10,5	76,1±7,44	99,0±29,2
10-20	91,7±9,71	65,6±3,62	84,6±11,6	68,5±6,56	78,0±13,9
20-30	78,3±4,01	63,0±7,94	72,2±6,46	54,7±6,07	59,4±8,47
40-50	76,0	55,8	45,6	53,6	43,6
70-80	49,7	37,4	32,4	33,5	32,6
90-100	50,2	31,4	32,4	45,5	32,2
V (%)					
0-5	61,8±9,40	69,0±13,4	75,2±4,70	77,8±2,90	42,2±26,1
5-10	55,4±5,41	54,2±15,8	62,8±6,06	74,2±5,31	36,4±26,5
10-20	62,8±5,26	54,8±9,73	60,6±8,53	68,8±9,81	26,6±18,5
20-30	44,2±4,82	52,6±10,1	55,8±4,97	56,0±15,0	15,2±11,6
40-50	43,0	42,0	49,0	71,0	5,0
70-80	41,0	49,0	26,0	40,0	7,0
90-100	52,0	26,0	22,0	62,0	7,0
m (%)					
0-5	0,88±0,80	1,57±2,60	0,59±0,70	0,67±0,88	22,42±20,4
5-10	3,79±2,91	7,54±11,3	0,65±0,66	0,82±1,24	32,20±30,1
10-20	1,91±3,27	5,14±4,10	1,72±1,97	4,08±7,71	38,13±29,9
20-30	9,83±6,63	6,42±6,36	2,89±3,05	13,4±23,74	58,81±23,0
40-50	8,76	13,6	1,30	1,15	77,66
70-80	3,53	0,40	1,75	24,0	61,77
90-100	0,84	11,2	2,01	5,0	50,56

Tabela 3- Teores de Ca^{2+} , Mg^{+2} e K^{+} trocáveis e, P disponível, em áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos e vegetação nativa, até um metro de profundidade

Profundidade (cm)	Com queima	Sem queima	Orgânica-4	Orgânica-12	Vegetação nativa
Ca^{2+} ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$)					
0-5	40,6±15,0	48,2±14,3	56,2±9,7	47,8±6,4	41,8±31,3
5-10	29,2±15,0	31,4±9,71	43,2±8,14	40,2±6,3	27,6±25,5
10-20	43,4±7,99	29±6,48	41,0±11,0	33,4±7,5	16,0±13,2
20-30	25,2±3,83	26,6±7,8	30,6±5,59	21,6±7,5	6,0±6,44
40-50	23,0	18,0	16,0	25,0	1,0
70-80	14,0	15,0	6,0	9,0	1,0
90-100	20,0	6,0	5,0	17,0	1,0
Mg^{2+} ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$)					
0-5	12,8±3,2	11,8±7,9	20,6±1,3	14,6±2,6	13,8±10,3
5-10	12,8±2,17	6,2±2,8	12,0±3,4	12,6±1,82	12,8±12,8
10-20	13,6±3,29	5,6±2,1	10,2±2,5	11,4±2,51	5,4±3,97
20-30	9,0±1,22	5,4±1,8	9,4±1,5	8,2±2,86	3,2±2,17
40-50	9,0	5,0	6,0	12,0	1,0
70-80	6,0	3,0	2,0	4,0	1,0
90-100	6,0	2,0	2,0	10,0	1,0
K^{+} ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$)					
0-5	1,26±1,4	1,70±0,7	2,72±0,7	4,74±0,5	2,24±1,7
5-10	0,74±0,8	1,84±1,0	1,76±0,5	4,28±1,9	1,98±1,9
10-20	1,02±1,4	1,60±1,2	0,80±0,1	2,9±1,4	1,1±0,9
20-30	0,56±0,7	1,38±1,7	0,54±0,2	1,36±0,6	0,52±0,2
40-50	0,4	0,40	0,40	0,90	0,3
70-80	0,2	0,20	0,3	0,3	0,2
90-100	0,1	0,20	0,2	1,1	0,1
P disponível (mg dm^{-3})					
0-5	38,8±16,0	32,6±16,9	56,8±74,2	8,4±2,3	11,2±2,8
5-10	29,8±9,88	18,0±3,1	35,4±18,6	5,2±1,3	9,8±1,3
10-20	63,2±65,3	12,2±2,28	31,6±23,4	4,4±0,55	7,2±1,3
20-30	21,2±6,3	7,6±3,78	21,2±30,3	3,6±0,89	5,0±0,71
40-50	17,2	9,0	4,0	6,0	4,0
70-80	6,0	2,0	3,0	4,0	4,0
90-100	3,0	2,0	7,0	3,0	3,0

A análise granulométrica foi feita para todas as camadas da trincheira central e das quatro trincheiras periféricas. Os teores de silte, areia e argila foram determinados pelo método do densímetro (Tabela 4). O método consiste em dispersar 40 g de solo com solução de hexametáfosfato de sódio (10 g L^{-1}), mantendo as amostras sob agitação de 120 rpm por 16 horas. Em seguida, a amostra é passada em peneira de malha 2 mm para separar a areia dos demais componentes. A suspensão de hexametáfosfato de sódio, silte e argila é transferida para proveta graduada de 1000 mL, agitada por 40 segundos e faz-se a leitura com densímetro. Após duas horas, faz-se uma segunda leitura. A primeira leitura corresponde à presença de silte e argila e a segunda equivale apenas à argila, pois, no intervalo de duas horas, todo o silte já foi depositado no fundo da proveta (CAMARGO et al., 1986).

A densidade do solo foi determinada pelo método do cilindro volumétrico (Tabela 5), metodologia proposta pela EMBRAPA (1979), baseada na utilização de cilindros de aço inox com volume interno de 98 cm³, (5,5 x 5 cm) considerando-se as camadas 0-10, 10-20, 20-30, 40-50, 70-80 e 90-100 cm da trincheira central e 0-10, 10-20, 20-30 das trincheiras periféricas. A densidade de cada camada foi calculada de acordo com a equação 1.

$$\text{Densidade (g cm}^{-3}\text{)} = \text{Massa de terra (g)} / \text{Volume do cilindro (cm}^3\text{)}$$

(equação 1)

Tabela 4 - Teores de areia, silte e argila em g kg⁻¹ de solo referente às áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos e de vegetação nativa, até um metro de profundidade

Áreas	Profundidade cm	Areia	Silte g kg ⁻¹	Argila
Com queima	0-5	244	138	616
	5-10	241	137	621
	10-20	241	142	616
	20-30	237	141	621
	40-50	233	90	676
	70-80	227	71	702
	90-100	236	62	702
Sem queima	0-5	468	85	446
	5-10	475	88	436
	10-20	473	80	445
	20-30	463	90	446
	40-50	447	77	476
	70-80	445	79	476
	90-100	433	92,0	476
Orgânica-4	0-5	232	161	606
	5-10	232	151	616
	10-20	228	150	621
	20-30	230	148	621
	40-50	223	176	601
	70-80	208	141	651
	90-100	212	137	651
Orgânica-12	0-5	348	301	351
	5-10	363	286	351
	10-20	360	289	351
	20-30	361	263	376
	40-50	334	290	376
	70-80	284	315	401
	90-100	289	335	376
Vegetação nativa	0-5	315	98	586
	5-10	305	93	601
	10-20	297	96	606
	20-30	281	77	641
	40-50	278	121	601
	70-80	261	138	601
	90-100	273	126	601

Tabela 5- Densidade do solo em g cm^{-3} para as áreas de cana-de-açúcar e de vegetação nativa nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm

Áreas	Profundidade do solo (cm)		
	0-10	10-20	20-30
	g cm^{-3}		
Com queima	$1,19 \pm 0,12$	$1,23 \pm 0,09$	$1,22 \pm 0,03$
Sem queima	$1,37 \pm 0,07$	$1,44 \pm 0,09$	$1,37 \pm 0,03$
Orgânica-4	$1,14 \pm 0,03$	$1,23 \pm 0,06$	$1,18 \pm 0,12$
Orgânica-12	$1,16 \pm 0,11$	$1,27 \pm 0,10$	$1,26 \pm 0,07$
Vegetação nativa	$1,06 \pm 0,04$	$1,06 \pm 0,17$	$1,18 \pm 0,07$

2.2.4 Determinação do conteúdo de C e N do solo

As determinações dos teores de C e N foram realizadas para todas as profundidades de solo avaliadas de todos os pontos coletados. A partir das amostras secas e peneiradas a 2 mm (terra fina seca ao ar – TFSA) aproximadamente 5 g de terra foram retirados para serem moídos e em seguida passados em peneiras de 100 mesh (0,149 mm). A determinação dos teores de C e N foi realizada pelo método da combustão via seca a partir de um analisador elementar de C e N (FLASH).

2.2.5 Cálculo do estoque de C e N do solo e correções pela massa equivalente e teor de argila

Para cada camada de solo amostrada foram calculados os estoques de C e N (Mg ha^{-1}), multiplicando-se o teor obtido em % pela densidade aparente do solo (g cm^{-3}) e espessura da camada de solo (cm), conforme equação 2:

$$\text{Estoque (Mg ha}^{-1}\text{)} = \text{Teor do elemento (\%)} \times \text{Densidade (g cm}^{-3}\text{)} \times \text{Espessura (cm)}$$

(equação 2)

A comparação dos estoques entre as áreas de estudo deve ser feita a partir de massas iguais de terra. Como diferentes práticas de manejo podem alterar a densidade do solo, eventualmente as camadas que representam a mesma massa de solo podem variar. Desse modo, para comparar os estoques de C e N entre massas iguais de solo é necessário um ajuste das profundidades, tomando-se uma das áreas como referência para as correções nas demais áreas (ELLERT; BETTANY, 1995). O cálculo de correção (equação 3) para a mesma massa de terra consiste em

encontrar uma nova profundidade para cada área, a qual será utilizada no cálculo para determinação dos estoques, de modo que esta nova profundidade represente a mesma massa de solo em todas as áreas. Esta nova profundidade é calculada apenas na camada de solo mais profunda em estudo, a fim de minimizar os erros de cálculos.

$$\text{Massa equivalente (cm)} = (\text{DMP referência} / \text{DMP área}) \times \text{profundidade de referência} \quad (\text{equação 3})$$

Em que:

Massa equivalente (cm): equivale a nova profundidade encontrada para determinada área; em cm

DMP referência: densidade média ponderada da área de referência em relação às suas respectivas camadas de solo, em g cm^{-3}

DMP área: densidade média ponderada de cada situação em relação às suas respectivas camadas de solo, g cm^{-3}

Profundidade de referência: profundidade de solo fixa para cada área de referência.

De modo geral, maiores estoques de C são observados em solos com maior teor de argila, o que pode inviabilizar a comparação dos estoques de C e N entre áreas com diferenças entre texturas do solo.

No presente estudo buscou-se áreas que tivessem solos com texturas semelhantes. No entanto, após análises granulométrica verificou-se que a área sob manejo sem queima e orgânico há 12 anos apresentavam teor de argila inferior às outras áreas avaliadas (Tabela 6), não atendendo, portanto, a um requisito fundamental para comparação entre os estoques de C e N. Nessa situação é necessário fazer um ajuste pela quantidade média de argila de todas as áreas (MORAES et al., 1996), de acordo com a equação 4.

$$\text{Est (Mg ha}^{-1}\text{)} = \text{Est}_0 \text{ (Mg ha}^{-1}\text{)} \times \text{Teor de argila (\%)} / \text{Teor de argila na camada (\%)} \quad (\text{equação 4})$$

Em que:

Est (Mg ha⁻¹): estoque final de C ou N corrigido pela quantidade média de argila de todas as áreas; em Mg ha⁻¹.

Est₀ (Mg ha⁻¹): estoque inicial de C ou N de cada área avaliada; em Mg ha⁻¹.

Teor de argila (%): quantidade média de argila de todas as áreas amostradas para a camada que está sendo corrigida; em %.

Teor de argila na camada (%): quantidade de argila na camada que está sendo corrigida; em %.

2.2.6 Estimativa do C da biomassa microbiana (C-BM)

Para a quantificação do C-BM foram analisadas as amostras de terra coletadas na profundidade de 0-10 cm em todas as trincheiras (centrais e periféricas). Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos com respiro de papel, com a finalidade de realizar trocas gasosas com o meio externo. As amostras foram conduzidas ao Laboratório de Matéria Orgânica do Solo da ESALQ/USP e as análises foram realizadas prontamente para evitar alterações significativas nas populações microbianas.

A extração de C-BM foi realizada pelo método de fumigação-extração descrito por Vance et al. (1987), que consiste em comparar amostras fumigadas com clorofórmio e amostras controle (não fumigadas). O clorofórmio tem como função promover a morte (lise celular) dos microrganismos, sem afetar a matéria orgânica não viva. Para as amostras fumigadas, amostras de 25 g de solo foram acondicionadas em frascos de vidro. Em seguida, uma bomba de vácuo foi ligada ao dissecador por 30 minutos. Após esse período, o dissecador foi mantido fechado e as amostras foram mantidas em presença de clorofórmio por, aproximadamente, 24 horas. Para as amostras não fumigadas, também foram pesados 25 g de solo.

Para o procedimento de extração, amostras fumigadas e não fumigadas foram transferidas para erlenmeyers de 250 mL, aos quais foram adicionados 100 mL de solução de sulfato de potássio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. Em seguida, essas amostras foram agitadas por 20 minutos e os extratos foram centrifugados a 1200 rpm. Os extratos foram retirados do tubo de centrifuga com auxílio de uma seringa de 50 mL e passados por um filtro de poliéster com malha de 120 mesh (0,125 mm). Nesta etapa, uma alíquota do extrato foi separada para determinação de C.

O C orgânico extraído foi determinado pelo método de via úmida (WALKLEY e BLACK, 1934). A partir da diferença entre os teores de C orgânico das amostras fumigadas e não fumigadas obteve-se o C-BM, multiplicando-se como fator de correção relativo à eficiência de extração de 0,38 (SPARLING et al., 1990), como descrito na equação 5.

$$C\text{-BM } (\mu\text{g kg}^{-1}) = (C \text{ amostra fumigada} - C \text{ amostra controle})/0,38$$

(equação 5)

Em que:

C biomassa ($\mu\text{g kg}^{-1}$): teor de C da biomassa microbiana, em $\mu\text{g kg}^{-1}$

C amostra fumigada: teor de C na amostra submetida à fumigação com clorofórmio, em $\mu\text{g kg}^{-1}$

C amostra controle: teor de C na amostra não submetida à fumigação com clorofórmio (amostra controle), em $\mu\text{g kg}^{-1}$

2.3 Resultados

2.3.1 Conteúdo de C e N do solo

O maior teor de C foi observado para a vegetação nativa ($25,46 \text{ g kg}^{-1}$), a qual evidenciou diferença estatística ($p < 0,05$) para a profundidade de 0-10 cm quando comparada às outras áreas (Tabela 6). Os teores de C nas áreas de cana-de-açúcar variaram de $18,21$ a $7,6 \text{ g kg}^{-1}$ para as áreas sob manejo orgânico e, de $13,17$ a $5,0 \text{ g kg}^{-1}$ para as áreas sob manejo com e sem queima.

Entre as áreas de cana-de-açúcar, a área orgânica-4 evidenciou os maiores teores de C até 100 cm de profundidade ($p < 0,05$), destacando as profundidades de 10-20 e 20-30 cm, as quais não diferiram estatisticamente dos teores observados para área de vegetação nativa (Tabela 6). Os maiores teores observados para as áreas sob manejo orgânico, principalmente nos primeiros 10 cm de profundidade reforçam a capacidade de manejos conservacionistas em aumentar os teores de C no solo.

De modo geral, a tendência é que ocorra diminuição dos teores de C com o aumento da profundidade. Apesar disso, para a área com queima a análise estatística não mostrou significativa redução ($p < 0,05$) entre as profundidades avaliadas (Tabela 6).

Os teores de N variaram de $0,41$ a $1,06 \text{ g kg}^{-1}$ para as áreas sob manejo convencional e de $0,45$ a $1,24 \text{ g kg}^{-1}$ para as áreas sob manejo orgânico (Tabela 6). Entre as áreas cultivadas com cana-de-açúcar não foi verificado para os teores de N, diferença significativa à 0-10 cm de profundidade do solo. No entanto, quando comparadas à vegetação nativa apresentaram teores significativamente ($p < 0,05$) inferiores (Tabela 6).

Tabela 6 – Teores totais de C e N e, a relação C/N para as áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos e de vegetação nativa, até um metro de profundidade

Profundidade (cm)	com queima	sem queima	orgânica-4	orgânica-12	Vegetação nativa
C (g kg⁻¹)					
0-10	13,2±0,01 Abc	11,9±0,08 Ac	18,2±0,14 Ab	15,2±0,14 Abc	25,5±0,28 Aa
10-20	13,2±0,12 Ab	10,2±0,04 Bb	15,4±0,17 Ba	11,3±0,19 Bb	15,4±0,34 Ba
20-30	12,9±0,07 Aa	9,3±0,07 Bb	12,6±0,07 Ca	8,6±0,19 Cb	13,3±0,19 Ba
40-50	13,2	7,9	7,6	13,0	9,2
70-80	13,5	4,9	17,7	13,37	8,7
90-100	11,8	5,0	18,1	13,0	5,3
N (g kg⁻¹)					
0-10	1,0±0,01 Ab	0,8±0,003 Ab	1,1±0,005 Ab	1,2±0,01 Ab	1,9±0,02 Aa
10-20	1,1±0,01 Aa	0,7±0,00 ABb	0,9±0,01 Aab	1,0±0,01 Ba	1,2±0,02 Ba
20-30	1,0±0,01 Aa	0,6±0,00 Bc	0,8±0,00 Bbc	0,8±0,01 Bab	1,0±0,01 Ba
40-50	1,1	0,6	0,4	1,1	0,6
70-80	1,1	0,4	1,1	1,1	0,5
90-100	0,9	0,4	1,2	1,1	0,4
C/N					
0-10	14,7 Abc	13,3 Aab	15,8 Aa	12,1 Ac	13,0 Abc
10-20	12,4 Abc	14,4 Aab	15,5 Aa	11,8 ABc	12,6Abc
20-30	12,9 Ab	14,5Aab	15,9 Aa	11,8Bc	13,1 Ab
40-50	12,3	13,3	16,7	12,3	14,0
70-80	12,3	10,2	15,6	12,3	14,8
90-100	12,2	12,4	15,6	12,3	12,7

Valores dos teores de C e N e, relação C/N ± erro padrão. Letras maiúsculas comparam médias na vertical e, minúsculas na horizontal. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

É válido destacar que para os solos sob manejo orgânico, os teores de C e N foram superiores aos observados para os manejos com e sem queima, principalmente em superfície, indicando o potencial dessas áreas em acumular C e N no solo, de acordo com o aumento do tempo sob cultivo orgânico.

Os valores da relação C/N do solo variaram de 11,8 a 16,7 para as áreas sob manejo orgânico e, de 10,2 a 14,7 para as áreas sob os manejos sem e com queima (Tabela 6). De modo geral, os maiores valores da relação C/N foram observados para as áreas orgânica-4 e sem queima, possivelmente devido à elevada relação C/N da palha da cana-de-açúcar depositada na superfície do solo.

Não verificou-se diferença significativa ($p < 0,05$) para a relação C/N entre as profundidades avaliadas, com exceção da área orgânica-12, em que observou-se diminuição dos valores até 30 cm de profundidade.

2.3.2 Estoque de C e N do solo e com as correções pela massa equivalente e teor de argila

Os maiores estoques de C e N foram observados para a vegetação nativa na profundidade de 0-10 cm (27,12 e 2,7 Mg ha⁻¹, respectivamente). Entre as áreas de cana-de-açúcar, os estoques de C variaram de 8,35 a 20,74 Mg ha⁻¹ para as áreas sob manejo orgânico e de 5,86 a 18,87 Mg ha⁻¹ para as áreas sob manejo com e sem queima (Tabela 7 e Figuras 2 e 3).

Os maiores estoques de C para as áreas cultivadas com cana-de-açúcar, considerando os primeiros 30 cm de profundidade do solo, foram observados para as áreas sob manejos com queima (54,73 Mg ha⁻¹) e orgânica-4 (54,61 Mg ha⁻¹).

Os estoques de N variaram de 0,47 a 1,31 Mg ha⁻¹ e de 0,94 a 1,57 Mg ha⁻¹, para as áreas sob manejo convencional (com e sem queima) e orgânico, respectivamente (Tabela 7 e Figura 4). Os maiores estoques de N considerando a profundidade de 0-30 cm (Figura 5) também foram observados para os manejos com queima e orgânica-4; 3,72 e 3,79 Mg ha⁻¹, respectivamente. Não foi verificada diferença significativa entre as áreas de cana-de-açúcar e entre as profundidades de 0-10 e 10-20 cm. Entretanto, para a profundidade de 20-30 cm houve diferença ($p < 0,05$), sendo o maior estoque observado para o manejo com queima, a qual não diferiu dos valores observados para vegetação nativa.

Devido às diferenças entre os teores de argila, fator intrínseco à origem e formação dos solos, e às densidades do solo; devido, principalmente, ao tipo de manejo empregado, foi necessário o ajuste (equações 3 e 4) dos estoques de C e N do solo, de modo a padronizar a comparação entre as áreas de estudo (MORAES et al., 1996; ELLERT; BETTANY, 1995). Dessa forma, conforme descrito no item 2.6 (equações 3 e 4), ajustes aos estoques de C e N do solo foram realizados com o objetivo de normalizar as massas de solo e os teores de argila das áreas em estudo.

Tabela 7 - Estoques de C e N, em Mg ha^{-1} para áreas cultivadas com cana-de-açúcar e sob vegetação nativa, até um metro de profundidade

Profundidade	com queima	sem queima	orgânica-4	orgânica-12	vegetação nativa
Estoque de C					
cm	Mg ha^{-1}				
0-10	18,07±1,18 Ab	14,29±0,98 Ab	20,74±2,35 Aab	17,59±1,65 Ab	27,12±7,17 Aa
10-20	18,87±1,45 Aab	12,64±0,60 Bb	18,97±2,09 Aa	12,74±1,27 Bb	16,41±3,61 Bab
20-30	17,79±0,87 Aa	12,79±1,02 Cbc	14,89±0,92 Bab	10,88±1,86 Cc	15,74±2,34 Ba
40-50	15,20	9,67	8,35	16,37	9,98
70-80	12,88	5,98	17,43	19,21	9,33
90-100	11,53	5,86	17,56	15,14	5,63
0-30	54,73 bc	38,28 c	54,61 ab	43,94 c	59,27 a
Estoque de N					
cm	Mg ha^{-1}				
0-10	1,18±0,23 Ab	1,12±0,077 Ab	1,31±0,12 Ab	1,44±0,15 Ab	2,07±0,51 Aa
10-20	1,31±0,18 Aa	1,03±0,06 Aa	1,22±0,15 Aa	1,28±0,18 ABa	1,30±0,23 Ba
20-30	1,23±0,13 Aa	0,88±0,10 Bb	0,94±0,05 Bb	1,08±0,14 Bab	1,20±0,20 Ba
40-50	1,24	0,73	0,50	1,34	0,71
70-80	1,05	0,58	1,12	1,57	0,63
90-100	0,95	0,47	1,13	1,24	0,44
0-30	3,72 b	3,03 c	3,46 bc	3,79 b	4,56 a

Letras maiúsculas comparam médias na vertical e, minúsculas na horizontal. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Após os ajustes, as áreas que apresentaram menores densidades (massa de solo) e teores de argila, evidenciaram maiores estoques. O maior estoque de C foi observado para área de vegetação nativa, em superfície (de 0-10 cm de profundidade) e acumulado de 0-30 cm de profundidade; 27,11 e 59,26 Mg ha^{-1} , respectivamente (Tabela 8 e Figuras 2 e 3). Os estoques de C corrigidos e acumulados de 0-30 cm de profundidade para as áreas sob manejo sem queima e orgânica-12 não diferiram dos observados para vegetação nativa.

Entre as áreas cultivadas com cana-de-açúcar os estoques de C variaram de 21,80 a 13,62 Mg ha^{-1} para as áreas sob manejo orgânico e, de 23,03 a 10,87 Mg ha^{-1} para as áreas sob manejo com e sem queima (Tabela 8 e Figuras 2 e 3). Verificou-se aumento nos estoques de C das áreas orgânica-12 e sem queima, e diminuição para as áreas orgânica-4 e com queima (Figuras 2 e 3). Entretanto, para a profundidade de 20-30 cm os maiores estoques de C foram observados para o manejo orgânica-12 e orgânica-4, com valores estatisticamente iguais aos observados para vegetação nativa.

Os estoques de N variaram de 1,88 a 0,87 Mg ha^{-1} para as áreas sob manejo orgânico e, de 1,56 a 0,75 Mg ha^{-1} para as áreas sob manejo com e sem queima (Tabela 8). Os maiores estoques de N foram observados para a área sob manejo orgânica-12 e vegetação nativa; 1,78 e 2,06 Mg ha^{-1} , respectivamente (Tabela 8 e

Figuras 4 e 5). Apesar disso, o estoque de N acumulado de 0-30 cm de profundidade foi superior para orgânica-12 quando comparada à vegetação nativa; 5,24 e 4,56 Mg ha⁻¹, respectivamente.

Cabe ressaltar a homogeneidade dos estoques de C e N ao longo dos 30 cm superficiais do solo observados para orgânica-12, sendo a única área em que não houve diferença significativa entre as profundidades avaliadas (Tabela 8).

Tabela 8 – Estoques de C e N, em Mg ha⁻¹ ajustados em função da massa de solo equivalente e do teor de argila, em áreas de cana-de-açúcar e, de vegetação nativa, até 30 cm de profundidade

Profundidade	com queima	sem queima	orgânica-4	orgânica-12	vegetação nativa
Estoque de C					
cm	Mg ha ⁻¹				
0-10	14,96±1,12 Ab	23,03±1,38 Aa	14,96±1,69 ABb	21,80±2,05 Aa	27,11±7,16Aa
10-20	16,04±1,47 Abc	20,47±0,83 Ba	13,62±1,50 Bc	17,80±1,57 Aab	16,40±3,61Bbc
20-30	11,77±0,65 Bb	10,87±0,86 Cb	16,46±1,02 Aa	18,85±3,23 Aa	15,73±2,33Ba
0-30	42,77b	54,36 a	45,05 b	58,46 a	59,26 a
Estoque de N					
cm	Mg ha ⁻¹				
0-10	1,13±0,21 ABbc	1,56±0,11 Aab	0,94±0,08 ABc	1,78±0,19 Aa	2,06±0,50 Aa
10-20	1,29±0,17 Aa	1,42±0,09 Aa	0,87±0,10 Bb	1,58±0,22 Aa	1,30±0,23 Ba
20-30	0,91±0,09 Bbc	0,75±0,088 Bc	1,03±0,06 Abc	1,88±0,25 Aa	1,20±0,20 Bb
0-30	3,33 cd	3,74 c	2,85 d	5,24 a	4,56 b

Valores de estoques de C e N ± erro padrão. Letras maiúsculas comparam médias na vertical e, minúsculas na horizontal. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 2 - Estoques de C nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, sem correções e com as devidas correções pela massa de solo equivalente e teor de argila, em áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos e sob vegetação nativa

Figura 3 - Estoques de C acumulado referente à profundidade de 0-30 cm, sem correções e com as devidas correções pela massa de solo equivalente e teor de argila, em áreas de cana-de-açúcar e de vegetação nativa. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 4 - Estoques de N nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, sem ajustes e com as devidas correções pela massa de solo equivalente e teor de argila, em áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos e sob vegetação nativa

Figura 5 - Estoques de N acumulado referente à profundidade de 0-30 cm, sem correções e com as devidas correções pela massa de solo equivalente e teor de argila, em áreas de cana-de-açúcar e de vegetação nativa. Letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

2.3.3 Conteúdo de C da biomassa microbiana (C-BM)

No presente estudo, os teores de C-BM variaram de 144,21 a 608,51 $\mu\text{g C g}^{-1}$ de solo, observando-se diferença significativa ($p < 0,05$) entre todos os manejos avaliados (Tabela 9).

Considerando as áreas cultivadas com cana-de-açúcar, o maior teor foi observado para o manejo orgânica-12 (506,61 $\mu\text{g C g}^{-1}$ solo) e o menor para o manejo com queima (144,21 $\mu\text{g C g}^{-1}$ solo).

O maior teor de C-BM foi observado para a área de vegetação nativa (608,51 $\mu\text{g C g}^{-1}$ solo). No entanto, a melhoria da qualidade do manejo do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar pôde ser verificada, haja vista o aumento de 251,30 % observado para orgânica-12 quando comparado ao manejo com queima.

Tabela 9 - Teores médios de C da biomassa microbiana, referente à profundidade de 0-10 cm, em áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos e, de vegetação nativa

Profundidade cm	com queima	sem queima	orgânica-4 $\mu\text{g C g}^{-1}$ solo	orgânica-12	vegetação nativa
0-10	144,21±78 E	254,15±76 D	371,68±74 C	506,61±38 B	608,51±46 A

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

2.4 Discussão

2.4.1 Conteúdo de C e N do solo

Os maiores teores de C observados para a vegetação nativa na camada superficial quando comparados às áreas de cana-de-açúcar corroboraram os resultados observados por Fialho (2006); Galdos et al. (2009); Czyca (2010) e Souza et al. (2012). A mudança do uso da terra acarreta significativas perdas de C do solo, o qual é explicado pelo aumento na taxa de mineralização, os quais podem ter significativos impactos nos níveis de MOS (KASCHUK et al., 2011).

De modo geral, os teores de C nas áreas de cana-de-açúcar foram maiores para as áreas sob manejo orgânico quando comparados ao manejo convencional, considerando os manejos com e sem queima. Barbosa (2010) também observou teores elevados de C ($23,00 \text{ g kg}^{-1}$) em solos cultivados com cana-de-açúcar sob manejo orgânico. Os maiores teores observados para as áreas sob manejo orgânico, principalmente nos primeiros 10 cm de profundidade reforçam a capacidade de manejos conservacionistas em aumentar os teores de C no solo.

Os maiores teores observados até 100 cm para o manejo orgânica-4, destacando as profundidades de 10-20 e 20-30 cm que foram estatisticamente iguais à área de vegetação nativa, também indicam a importante contribuição dos resíduos em profundidade para o acúmulo de C no solo, as quais possivelmente são oriundas de raízes ou mesmo da percolação do C dissolvido, facilmente liberado pela vinhaça (BENKE, 1998) e torta de filtro, utilizados como adubos orgânicos. Além disso, nesta situação, o elevado teor de argila contribui para a maior estabilização de C no solo (HASSINK, 1997).

Os maiores teores de C observados para a área com queima quando comparado à área sem queima, contrapõem aos resultados encontrados por Razafimbelo et al. (2006); Galdos et al. (2009); Czyca (2010) e Signor (2010). No entanto, menores teores de C também foram observados por Blair (2000) e Barbosa (2010) em cultivos de cana-de-açúcar sem queima quando comparado ao manejo

com queima. A presença de carvão remanescente do manejo com queima, caracterizados pelo elevado conteúdo de lignina e baixa taxa de decomposição, resultou em maiores quantidades de C total quando comparado ao manejo sem queima. No entanto, ao longo do tempo, o manejo sem queima pode resultar em maiores teores de C; com maior quantidade de C lábil tornando-se protegido em agregados do solo, compondo compartimentos não lábeis (BLAIR, 2000).

A tendência geral de diminuição dos teores de C em profundidade, não foi observada apenas para o manejo com queima, corroborando aos resultados de Razafimbelo et al. (2006), que também não observaram diferença estatística para o teor de C até 10 cm de profundidade em áreas cultivadas com cana-de-açúcar sob manejo com queima em um Oxisol argiloso no sul do Brasil.

Os teores de N para as áreas cultivadas com cana-de-açúcar foram inferiores aos observados para vegetação nativa, mas, entre as áreas de cana-de-açúcar os teores de N não diferiram estatisticamente até 10 cm de profundidade. A partir dos 10 cm de profundidade foi possível verificar diminuição nos teores de N para as áreas sem queima e orgânica-4, não concordando com os resultados obtidos em Canellas et al. (2003) e Souza et al. (2012) tendo em vista os elevados teores de N para a cana-de-açúcar sem queima até 40 cm e 20 cm de profundidade, respectivamente.

De modo geral, os maiores valores da relação C/N foram observados para as áreas orgânica-4 e sem queima, possivelmente devido à elevada relação C/N da palha da cana-de-açúcar depositada na superfície do solo, o que pode também ter levado à imobilização de N do solo e do fertilizante pelos microrganismos (VITTI et al., 2007), diminuindo a disponibilidade de N, principalmente nas camadas mais superficiais do solo.

2.4.2 Estoque de C e N do solo e com as correções pela massa equivalente e teor de argila

Os maiores estoques de C e N observados para área de vegetação nativa, concordam com a tendência geral de que ecossistemas naturais, teoricamente em condições de equilíbrio, apresentam estoques de C maiores do que culturas agrícolas. Tais resultados são usualmente relacionados ao menor revolvimento do solo e contínuo aporte de resíduos.

Entre as áreas cultivadas com cana-de-açúcar, os maiores estoques de C e N foram observados para os manejos com queima e orgânica-4, considerando a profundidade de 0-30 cm, o que destaca a importante função dos teores de argila na estabilização de C e N no solo (DOMINY et al., 2002), tendo em vista a classificação muito argilosa dessas áreas. Enquanto as áreas sob os manejos sem queima e orgânica-12, que apresentaram teores de argila inferiores à esses, não evidenciaram estoques de C superiores, apesar do manejo conservacionista, com elevado aporte de resíduos orgânicos e ausência da prática de queimadas.

Em relação aos estoques de N, não houve diferença estatística até 20 cm de profundidade para as áreas cultivadas com cana-de-açúcar. Mas, quando comparadas considerando-se a profundidade de 0-30 cm observou-se que a área sob manejo sem queima evidenciou o menor estoque de N. A elevada relação C/N da palha de cana-de-açúcar (aproximadamente 110) pode ter levado à imobilização de N pelo microrganismos, para obtenção de energia (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), refletindo nos menores estoques de N observados. Quando a imobilização prevalece sobre a mineralização, a MOS passa a reter o nutriente, diminuindo sua disponibilidade para as plantas. A maior disponibilidade de substrato resulta no incremento da biomassa microbiana, a qual reflete em temporária imobilização de C.

Após os ajustes, de modo a normalizar as massas de solo e os teores de argila, as áreas que apresentaram menores densidades (massa de solo) e teores de argila evidenciaram maiores estoques. Dessa forma, verificou-se aumento nos estoques de C referentes às áreas orgânica-12 e sem queima e, diminuição para as áreas orgânica-4 e com queima (Figuras 2 e 3). A vegetação nativa manteve o maior estoque de C observado, tendo em vista que esta foi mantida como área de referência, corroborando aos resultados observados por Czyzca (2010) e Galdos (2007).

As áreas sem queima e orgânica-12 não diferiram da área sob vegetação nativa quanto ao estoque de C acumulado de 0-30 cm de profundidade, as quais evidenciaram maiores estoques de C (26,84 e 21,32 %, respectivamente) quando comparados ao manejo com queima. O cultivo contínuo de solos e a queima de resíduos da cultura de cana-de-açúcar tem levado à redução dos níveis de MOS (BLAIR et al., 1995; BLAIR, 2000). Resultados similares foram reportados para áreas cultivadas com cana-de-açúcar na África (DOMINY et al., 2002), Austrália (THORBURN et al., 2012) e diferentes regiões do Brasil (GALDOS et al., 2009;

PINHEIRO et al., 2010; KASCHUK et al., 2011; SOUZA et al., 2012; ROSSI et al., 2013). Em contrapartida, a utilização do manejo sem queima da palha da cana-de-açúcar, em que a colheita é feita de forma mecanizada, permitindo que grande quantidade de resíduos seja deixada na superfície do solo (BLAIR, 2000), aliada ao uso do manejo orgânico, se adotados por longos períodos de tempo (THORBURN et al., 2012), apresentam grande potencial para aumentar os estoques de C no solo.

Os maiores estoques de N entre as áreas de cana-de-açúcar observados para orgânica-12, confirmam que o aporte de palha somado à aplicação de resíduos, como torta de filtro e vinhaça, podem contribuir para o favorecimento da mineralização, disponibilizando N no solo. Além disso, é esperado que a maior labilidade de resíduos orgânicos possibilite a percolação de N ao longo do perfil, o que pode ser verificado a partir da homogeneidade dos estoques de C e N até um metro de profundidade do solo observados para orgânica-12, sendo a única área em que não houve diferença significativa entre as profundidades avaliadas.

2.4.3 Conteúdo de C da biomassa microbiana (C-BM)

Os resultados para C-BM resultaram para as áreas de cana-de-açúcar, em evidente aumento com a melhoria da qualidade do manejo do solo. Ainda assim, o maior teor foi observado para a vegetação nativa. Teores elevados de C-BM, (618 e 401 $\mu\text{g C g}^{-1}$ solo, respectivamente) também foram observados por Galdos et al. (2009) em uma vegetação nativa e por Gama-Rodrigues (1997, 2005) em plantios de eucalipto. Alguns fatores são responsáveis pelas condições mais favoráveis ao desenvolvimento microbiano em condições de vegetação natural e, ou florestal, como o menor revolvimento do solo, a maior quantidade e qualidade de resíduos aportados ao solo, a maior quantidade de raízes e melhores condições de umidade e temperatura.

O manejo orgânica-12 indicou significativa recuperação do C-BM em relação ao manejo com queima, evidenciando o maior valor entre as áreas de cana-de-açúcar. Em relação ao manejo com adubação orgânica, Barbosa (2010) também observou que o sistema de cultivo orgânico comparado ao convencional promoveu incrementos significativos no C-BM, com aumento de 115 % em relação à cana-de-açúcar conduzida sem queima e 157 % em relação à com queima. A adição de MO ao solo usualmente aumenta a atividade microbológica a qual pode resultar em melhorias na estrutura e fertilidade do solo. A manutenção dos níveis de C do solo,

particularmente a fração mais lábil, é importante para manter as propriedades químicas e físicas, além da fertilidade (BLAIR, 2000).

Os resultados obtidos para o manejo com e sem queima corroboraram aos observados em Galdos et al. (2009), em que observaram para área com queima conteúdos de C-BM equivalentes a 166 mg kg^{-1} solo após 8 anos de conversão e, 376 mg kg^{-1} para a sem queima, após 6 anos de conversão. O baixo nível de C-BM sob cana-de-açúcar com queima pode ser explicado pelo alto impacto e rompimento que o sistema causa na comunidade microbiana, estressando a microbiota do solo como um resultado de elevadas oscilações na temperatura, conteúdo de umidade e aeração (SOUZA et al., 2012).

A partir do presente estudo conclui-se que o C-BM, pode ser utilizado como um indicador de qualidade do solo para áreas cultivadas com cana-de-açúcar, uma vez que esta foi uma variável sensível ao tipo de manejo dado ao solo, com menores teores observados para os manejos com e sem queima e, os maiores para os sistemas orgânicos.

É válido destacar que o aporte de resíduos orgânicos ao solo contribui diretamente para melhorias nas condições biológicas do solo, em função do favorecimento da atividade microbiológica do solo, pelo fornecimento de substrato (fonte de C e N, principalmente), e consequentes melhorias em parâmetros físicos, como aeração e agregação do solo, e parâmetros químicos; pela liberação de forma lenta e gradual de nutrientes; disponibilizados de acordo com a mineralização da MOS (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Uma vez que a MOS constitui-se na fonte energética dos organismos, além da quantidade, comumente alterada pelas práticas de manejo, a qualidade do material orgânico adicionado tem forte influência no tamanho da população e na atividade dos organismos do solo, de modo a influenciar diferentemente a ciclagem dos nutrientes no solo.

2.5 Conclusão

A vegetação nativa mantém os maiores teores de C e N do solo quando comparados à cultura de cana-de-açúcar. No entanto, quando adotado o manejo conservacionista em solos com maior teor de argila, o teor de C e N podem ser recuperados.

O manejo com queima mantém os teores de C homogeneamente ao longo de um metro de profundidade do solo.

Os estoques de C e N são fortemente influenciados pelo teor de argila do solo, o que pode favorecer a permanência do C estabilizado mesmo quando utilizado manejo convencional com queima de resíduos. Nesta condição de solo argiloso, o manejo conservacionista com o aporte de resíduos orgânicos e ausência do manejo com queima, potencializa o acúmulo de C no solo, alcançando níveis superiores, próximos à condição de vegetação nativa.

Como resultado do manejo conservacionista, sem queima de resíduos e com adubação orgânica, a microbiota do solo é favorecida, resultando em elevados teores de C da biomassa microbiana. Dessa forma, pode-se concluir que o manejo orgânico adotado por longos períodos resulta em melhorias nos níveis de fertilidade e aumento dos estoques de C no solo, contribuindo para a qualidade do solo.

Referências

ANDERSON, J.N.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB International, 1989. 171 p.

BARBOSA, L.A. **Impacto de sistemas de cultivo orgânico e convencional da cana-de-açúcar, nos atributos do solo**. 2010. 80 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

BENKE, M.B. **Characterization and interaction of sugarcane industry residues with soil kaolinite and Fe-oxides**. 1998. 139 p. Thesis (PhD in Philosophy) - University of Saskatchewan, Saskatoon, 1998.

BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; LISLE, L. Soil carbon fractions, based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal Agricultural Research**, Victoria, v. 46, p. 1459-1466, 1995.

BLAIR, N. Impact of cultivation and sugar-cane green trash management on carbon fractions and aggregate stability for a Chromic Luvisol in Queensland, Australia. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 55, p. 183-191, 2000.

CAIRES, E.F.; BANZATTO, D.A.; FONSECA, A.F. Calagem na superfície em sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 161-169, 2000.

CAMARGO, A.O.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas: IAC, 1986. 94 p. (IAC. Boletim Técnico, 106).

CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; MARCIANO, C.R.; RAMALHO, J.F.G.P.; RUMJANEK, V.M.; REZENDE, C.E.; SANTOS, G.A. Propriedades químicas de um cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhço e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciências do solo**, Viçosa, v. 27, p. 935-944, 2003.

CANELLAS, L.P.; BALDOTTO, M.A.; BUSATO, J.G.; MARCIANO, C.R.; MENEZES, S.C.; SILVA, N.M.D.; RUMJANEK, V.M.; VELLOSO, A.C.X.; SIMÕES, M.L.; MARTIN-NETO, L. Estoque e qualidade da matéria orgânica de um solo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 331-340, 2007.

CERRI, C.C.; FELLER, C.; CHAUVEL, A. Evolução das principais propriedades de um Latossolo Vermelho-Escuro após desmatamento e cultivo por doze e cinquenta anos com cana-de-açúcar. **Cahiers Orstom, Serie Pedologie**, Bondy, v. 26, p. 37-50, 1991.

COTRUFO, M.F.; CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K. Soil organic matter dynamics: land use, management and global change. **Plant and Soil**, The Hague, v. 338, p. 1–3, 2011.

CZYCA, R.V. **Quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo em sistemas de colheita com e sem queima da cana-de-açúcar**. 2010. 92 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

DE LUCCA, 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**, Viçosa, v. 32, p. 789-800, 2008.

DOMINY, C.S.; HAYNES, R.J.; VAN ANTWERPEN, R. Loss of soil organic matter and related soil properties under long-term sugarcane production on two contrasting soils. **Biological Fertility of Soils**, Amsterdam, v. 36, p. 350–356, 2002.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, p. 529-538, 1995.

EMBRAPA. **Manual de método de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1979. 390 p.

FIALHO, J.S.; GOMES, V.F.F.; OLIVEIRA, T.S.; SILVA JÚNIOR, J.M.T. Indicadores de qualidade do solo em áreas sob vegetação natural e cultivo de bananeiras na Chapada do APODI. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 37, p. 250-257, 2006.

FRANCHINI, J.C.; MALAVOLTA, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 533-542, 1999.

GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Soil carbon stocks under and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, p. 347-352, 2009.

GAMA-RODRIGUES, E.F. da; GAMA-RODRIGUES, A.C. da; BARROS, N.F. da. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 361-365, 1997.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; BARROS, N.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; SANTOS, G.A. Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 893-901, 2005.

HASSINK J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**, The Hague, v. 191, p. 77-87, 1997.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. **Plant and Soil**, The Hague, v. 338, p. 467-481, 2011.

MAIA, J.L.T.; RIBEIRO, M.R. Cultivo contínuo de cana-de-açúcar e modificações químicas de um Argissolo Amarelo fragipânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 1127-1132, 2004.

MORAES, J.F.L. de; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, p. 63-81, 1996.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 3. ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.

OLIVEIRA, B.G.; CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. **Geoderma**, Amsterdam, v. 200/201, p. 77-84, 2013

PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V.; OJIMA, D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, p. 1173-1179, 1987.

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.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas: IAC, 1983. 31 p. (IAC. Boletim Técnico, 81).

ROBERTSON, F.A.; THORBURN, P.J. Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 45, p. 13-23, 2007.

ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; GAZOLLA, P.R.; PERIN, A.; ANJOS, L.H.C. dos. Changes in soil C and N distribution assessed by natural ^{13}C and ^{15}N abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 170, p. 36–44, 2013.

SANTIAGO, A.D.; ROSSETO, R. **Adubação**: resíduos alternativos. Agência Embrapa de Informação Tecnológica, 2006. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_39_711200516717.html. Acesso em: 04 maio 2012.

SEIXAS, F. Efeitos físicos da colheita mecanizada de madeira sobre o solo. In: GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. (Ed.). **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. p. 313-350.

SIGNOR, D. **Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba**. 2010. 119 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010. SOUZA, R.A.; TELLES, T.S.; MACHADO, W.; HUNGRIA, M.; TAVARES FILHO, J.; GUIMARAES, M.F. Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 155, p. 1–6, 2012.

SPARLING, G.P.; FELTHAM, C.W.; REYNOLDS, J.; WEST, A.W.; SINGLETON, P. Estimation of soil microbial C by a fumigation–extraction method: use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the kec-factor. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 22, p. 301-307, 1990.

THORBURN, P.J.; MEIER, E.A.; COLLINS, K.; ROBERTSON, F.A. Changes in soil carbon sequestration, fractionation and soil fertility in response to sugarcane residue retention are site-specific. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 120, p. 99–111, 2012.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass. C. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 703-707, 1987.

VITTI, A.C.; TRIVELIN, P.C.O.; GAVA, G.J.C.; PENATTI, C.P.; BOLOGNA, I.R.; FARONI, C.E.; FRANCO, H.C.J. Produtividade da cana-de-açúcar relacionada ao nitrogênio residual da adubação e do sistema radicular. **Pesquisa Agropecuária brasileira**, Brasília, v. 42, p. 249-256, 2007.

WALKLEY, A.; BLACK, J.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, New Brunswick, v. 37, p. 29-73, 1934.

WILLER, H.; KILCHER, L. **The world of organic agriculture**: statistics and emerging trends. Bonn: IFOAM, 2009. 299 p.

3 ACÚMULO DE CARBONO EM FRAÇÕES ORGANO-MINERAIS DE SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR SOB DIFERENTES MANEJOS

Resumo

A melhor compreensão dos processos relacionados ao estoque e dinâmica do C em solos originalmente sob condições de vegetação nativa e, posteriormente submetidos ao manejo agrícola, é fundamental para a compreensão dos efeitos das práticas de manejo em relação ao C (des)estabilizado no solo. Para isso, realizou-se o fracionamento físico da matéria orgânica de solos (MOS) cultivados com cana-de-açúcar sob diferentes manejos e de uma área sob vegetação nativa (Cerradão), nas profundidades de 0-5 (5), 5-10 (10), 10-20 (20) e 90-100 (100) cm de profundidade, obtendo-se três frações organominerais (<53, 75-53 e 2000-75 μm) e uma fração orgânica (2000-75 μm). Obtidas as frações da MOS foram determinados os teores de C, N, ^{13}C , ^{15}N e a proporção de C derivado de resíduos vegetais C4. A proporção média da massa de solo referente a cada fração da MOS refletiu a granulometria dos solos em estudo e o tipo de manejo, com a fração organomineral <53 μm com maior proporção observada para o manejo com queima (área muito argilosa), a qual evidenciou, no entanto, a menor proporção para a fração orgânica. Em relação aos teores de C e N, os manejos orgânicos (orgânica-12 e -4) resultaram nos maiores valores observados, principalmente para a fração <53 μm à 5 cm de profundidade. Tais resultados refletiram diretamente sobre os valores de ^{13}C , para a respectiva proporção de C derivado do resíduo C4 e, para o ^{15}N , indicando, respectivamente, maior acúmulo e proporção de C proveniente da cultura de cana-de-açúcar nas frações da MO, além de evidenciar, a partir do ^{15}N , o comportamento mais próximo ao observado para a vegetação nativa quanto ao grau de humificação da MO. A partir desses resultados é possível inferir sobre a maior qualidade do manejo orgânico adotado em áreas cultivadas com cana-de-açúcar em comparação aos outros manejos avaliados, evidenciando a potencialidade desse tipo de manejo em aumentar os níveis de C acumulado nas diferentes frações da MOS.

Palavras-chave: Matéria orgânica do solo; Fracionamento físico da matéria orgânica do solo; ^{13}C , ^{15}N

Abstract

The better knowledge of the processes related to C stocks and C dynamics in soils originally under native vegetation and subsequently submitted to agricultural management is critical to understanding the effects of management practices in relation to (de)stabilized soil C. To do so, we performed the physical fractionation of soil organic matter (SOM) from soils cultivated with sugarcane under different managements and an area under native vegetation (Cerradão), at 0-5 (5), 5-10 (10), 10-20 (20) and 90-100 (100) cm depth, which resulted in three organomineral fractions (<53, 75-53 and 2000-75 μm) and one organic fraction (2000-75 μm). Obtained the SOM fractions we determined the contents of C, N, ^{13}C , ^{15}N and the proportion of C derived from C4 plant residues. The average proportion of soil mass for each SOM fraction reflected soil particle size and type management, with the largest proportion to <53 μm fraction observed for management with burning (very clayey area), which resulted, however, the smallest proportion to organic 2000-75 μm . Regarding the C and N contents, the organic managements (organic-12 and organic-4) resulted in the highest observed values, mainly to <53 μm at 5 cm of

depth. These results reflected directly on the values of ^{13}C , in the respective proportion of C derived from C4 residue and in the ^{15}N , indicating, respectively, greater accumulation and proportion of C from sugarcane in SOM fractions, and to ^{15}N , it evidenced closer values to those observed for the forest, indicating similar humification degree. From these results we can infer about the highest quality of organic management adopted in areas cultivated with sugarcane in comparison to other evaluated management, demonstrating the potential of this type of management to increase the levels of C accumulated in different SOM fractions

Keywords: Soil organic matter; Physical fractionation of soil organic matter; ^{13}C ; ^{15}N

3.1 Introdução

Mudanças no uso da terra podem induzir alterações nos teores de C dos solos de acordo com os tipos de uso e práticas de manejo. A melhor compreensão dos processos relacionados ao estoque e dinâmica do C em solos originalmente sob condições de vegetação nativa (estado de equilíbrio) e, posteriormente, submetidos ao manejo agrícola, é fundamental para a compreensão dos efeitos das práticas de manejo em relação ao C (des)estabilizado no solo.

No Brasil, a regulamentação da produção de cana-de-açúcar tem levado a mudanças nos procedimentos de colheita, passando de colheita com pré-queima para sem queima, a qual utiliza colheita mecanizada (RACHID et al., 2012). Estudos têm reportado efeitos positivos da colheita sem queima sobre o aumento da MOS e por consequência, da fertilidade, estrutura do solo e atividade biológica (GALDOS et al., 2010; THORBURN et al., 2012). Além dessa prática, a implantação de sistemas de produção orgânica também tem sido implementada (BARBOSA, 2010), a qual tem grande potencial para o aumento dos estoques de C no solo.

A separação da MOS pelo método de fracionamento físico tem sido satisfatoriamente usada para isolar mudanças na estrutura e função biológica dos compartimentos da MOS em resposta às atividades de manejo do solo (SIX et al., 2000; DIOCHON et al., 2009). O fracionamento físico pelo princípio da densidade e granulometria possibilita a correlação aos conceitos de ciclagem do C (CHRISTENSEN, 2001), enfatizando as interações entre componentes orgânicos e inorgânicos do solo (LUTZOW et al., 2007), de forma mais adequada do que os métodos de fracionamento químico (ROSCOE; BURMMAN, 2003; RANGEL; SILVA, 2007), que podem alterar a real composição química dos compostos orgânicos do solo.

A combinação de técnicas de fracionamento físico da MOS à abundância natural do ^{13}C e ^{15}N permite abordagem sofisticada para investigar pequenas entradas/mudanças de C no solo que seriam significantes somente a longo prazo, e que poderiam não ser detectados se avaliados por métodos convencionais (DEL GALDO et al., 2003). A aplicação da técnica de abundância isotópica às frações organo-minerais da MOS permite a identificação da origem do C no solo, visto que plantas com ciclo fotossintético C3 e C4 apresentam discriminação diferenciada em relação ao $\delta^{13}\text{C}$ (TAIZ; ZAIGER, 2004), diferença também encontrada no solo quando tais resíduos vegetais são nele aportados.

Grande parte das áreas ocupadas pelo cultivo de cana-de-açúcar (C4) no Cerrado brasileiro, foram originalmente ocupadas por espécies C3 (RESENDE, 2011), o uso conjunto desses métodos confere melhor entendimento da dinâmica do C nos diferentes compartimentos da MOS em função dos distúrbios ocasionados pelas práticas de manejo do solo (DIOCHON et al., 2009), gerando informações a respeito das possíveis entradas e saídas de C ocasionadas pela implantação de nova cultura.

Outro aspecto sobre o compartimento do C orgânico do solo que ainda requer melhor entendimento é a sua distribuição vertical no solo e suas inter-relações (JOBAGY; JACKSON, 2000).

Detectar mudanças em profundidade é metodologicamente desafiador e oneroso, no entanto, a execução de tais análises providencia informações adicionais sobre mudanças em processos biogeoquímicos que não são evidentes em análises elementares, usualmente realizadas para camadas de solos superficiais. A quantificação de mudanças do C em profundidade é um importante passo para complementar o entendimento da dinâmica da MOS e acúmulo de C no solo (DIOCHON et al., 2009), o que possibilitará a indicação de sistemas capazes de preservar e, ou, aumentar os estoques de CO do solo (RANGEL; SILVA, 2007).

Outro ponto relevante relaciona-se ao conceito da capacidade máxima dos solos em estabilizar fisicamente a MOS ao longo do tempo, questionando-se se essa capacidade é limitada (HASSINK, 1997; STEWART et al., 2008) após o alcance de um possível nível de equilíbrio de C no solo. Os métodos de fracionamento físico da MOS enfatizam a função das frações organo-minerais na estabilização e transformação da MOS, dessa forma alguns estudos tem o utilizado com objetivo de

avaliar a capacidade dos solos em acumular C (HASSINK, 1997; SIX et al., 2002; STEWART et al., 2007).

O presente estudo teve por objetivo avaliar o impacto de diferentes estratégias de manejo do solo, adotadas no cultivo da cana-de-açúcar, sobre a dinâmica da MOS, considerando a ciclagem de C e N e, suas respectivas composições isotópicas (^{13}C e ^{15}N) entre frações da MOS e profundidades do solo.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Descrição da área de estudo

A área de estudo está localizada em Goianésia, GO, ($15^{\circ}19' \text{ S}$; $49^{\circ}08' \text{ O}$; 649 m), o qual representa o extremo norte da região Centro-Sul de produção de cana-de-açúcar no Brasil (Figura 1 e Tabela 1), sendo os solos utilizados nesse estudo todos classificados como Latossolos Vermelho-Amarelo distróficos. As áreas selecionadas seguiram alguns critérios: (i) localização em usinas de cana-de-açúcar que tenham histórico de manejo detalhado; (ii) áreas cultivadas com cana-de-açúcar há pelo menos 10 anos e, (iii) adoção de sistemas de produção, convencional e orgânico.

Tabela 1 - Características gerais dos solos cultivados com cana-de-açúcar sob diferentes manejos, até um metro de profundidade

Características	Com queima	Sem queima	Orgânica-4	Orgânica-12	Vegetação nativa
Período com cana-de-açúcar (anos)	27	24	15	24	-
Tempo de cada manejo (anos)					
Com queima	27	13	11	12	-
Sem queima	-	11	-	-	-
Orgânica	-	-	4	12	-
Textura (g kg^{-1})					
Areia	242 $\pm$ 4,93	472 $\pm$ 12,71	230 $\pm$ 7,81	357 $\pm$ 7,94	305 $\pm$ 10,02
Silte	140 $\pm$ 35,33	84 $\pm$ 9,90	154 $\pm$ 15,65	292 $\pm$ 7,94	95,6 $\pm$ 34,56
Argila	618 $\pm$ 34,87	442 $\pm$ 15,51	614 $\pm$ 18,53	351 $\pm$ 0,0	597 $\pm$ 36,43
Densidade do solo (g cm^{-3})	1,15 $\pm$ 0,10	1,35 $\pm$ 0,08	1,15 $\pm$ 0,07	1,15 $\pm$ 0,12	1,00 $\pm$ 0,11

Valores médios de textura do solo $\pm$ erro padrão

Este estudo avaliou quatro diferentes sistemas de manejo da cultura de cana-de-açúcar: (1) *com queima* (CQ) - cana-de-açúcar conduzida com manejo convencional, com queima da palha durante o processo de colheita; (2) *sem queima* (SQ) - cana-de-açúcar conduzida com manejo convencional mas, sem queima da palha; (3) *orgânico-4* (AO4) e (4) *orgânico-12* (AO12) - cana-de-açúcar conduzida não somente sem queima da palha mas, também, com o aporte de resíduos

orgânicos (vinhaça e torta de filtro) durante 4 e 12 anos, respectivamente. Adicionalmente, uma área de vegetação nativa, classificada como Cerradão (VN), foi usada como referência.

Figura 1 - Perfil de solo utilizado para estudo (A). Visão geral da área de estudo localizada em Goianésia (B), Goiás, Brasil

3.2.2 Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo

O fracionamento físico da MOS foi realizado utilizando-se amostras de terra secas ao ar, homogeneizadas e, tamisadas em peneira de 2 mm (TFSA), as quais foram coletadas à 0-5 (5), 5-10 (10), 10-20 (20) e 90-100 (100) cm de profundidade. Para isso, 20 g de solo foram pesados e 70 mL de água destilada adicionados em potes de vidro de 100 mL. Em seguida as amostras foram deixadas no refrigerador por 24 h, de modo a minimizar o aquecimento das amostras durante a sonicação.

As amostras foram passadas em ultrassom (modelo VC505) por 15 min a 70 % (500 W) da potência máxima do aparelho, fornecendo cerca de 13 J de energia às amostras (Sonics Vibra Cell).

O aumento de temperatura durante a sonicação foi controlada a partir de uma suspensão de água gelada ao redor do vidro que continha a amostra de solo.

Depois da sonicação as amostras foram passadas em um conjunto de peneiras de 75 e 53 μm (Figura 2). As frações que remanesceram na peneira de 75 μm foram separadas a partir do método densimétrico, utilizando-se apenas água destilada, em fração orgânica e organomineral de 2000-75 μm . As frações que passaram pela peneira de 75 μm foram separadas em peneira de 53 μm . Neste último peneiramento, remanesceu a fração organomineral >53 μm , equivalente a fração areia fina, passando somente a fração organomineral <53 μm , considerada a fração silte + argila (adaptado de FELLER E BEARE, 1997; CHRISTENSEN, 1992).

Figura 2 - Etapas do fracionamento físico da MOS

3.2.3 Abundância isotópica do ^{13}C

Baseado na abundância natural isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ no solo foi quantificado o teor do C total (C_t) derivado de vegetação nativa (C_f) e da cana-de-açúcar (C_s) (VITORELLO et al., 1989). Para isso, as frações foram secas a 45°C até ficarem completamente secas. Em seguida, cada fração foi macerada e pesada em cápsulas de estanho, onde foram determinados os conteúdos de C e N e, a abundância natural isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ e do $\delta^{15}\text{N}$, a partir de um analisador elementar acoplado ao espectrômetro de massa (Finnigan Delta-E).

A abundância natural isotópica foi calculada a partir do padrão Pee Dee Belemnita (PDB) (BERNOUX et al., 1998). Além disso, resultados do $\delta^{13}\text{C}$ de cada fração e profundidade foram usados para quantificar a proporção de C derivado de plantas com ciclo fisiológico C4 (como pastagem e cana-de-açúcar) (VITORELLO et al., 1989) (equações 1 e 2).

$$PC_c = 100 \cdot (\delta_c - \delta_f) / (\delta_c - \delta_f), \text{ (equação 1); } PC_f = 100 - PC_s, \text{ (equação 2)}$$

Em que, δ_c é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ da respectiva camada de solo cultivado com cana-de-açúcar; δ_f é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ da correspondente camada de solo sob vegetação nativa (Cerradão), δ_c é o valor médio de $\delta^{13}\text{C}$ para o resíduo de cana-de-açúcar (-12‰), PC_c e PC_f são os percentuais de C total dos solos sob cana-de-açúcar e vegetação nativa, respectivamente.

3.2.4 Análise estatística

3.2.4.1 Análise de variância

Os fatores avaliados foram submetidos à análise de variância e suas respectivas médias comparadas pelo teste Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Realizou-se o desdobramento da análise de variância com o objetivo de avaliar as interações entre manejo, profundidade e frações da MOS.

3.2.4.2 Estudo da interação tripla pela análise de componentes principais.

Para o estudo das interações entre frações da MOS, manejo e profundidade do solo, para cada variável avaliada (C, N, ^{13}C , ^{15}N , PC_c), utilizou-se a extensão da análise de componentes principais utilizando o modelo multiway de Tucker (LEIBOVICI; SABATIER, 1998).

A interpretação dos dados foi realizada graficamente por meio de projeções *biplo*t condicional, Frações x Profundidade sobre Manejo, de modo a representar as

decomposições em três entradas obtidas; ou seja, sobre cada gráfico *biplot* projetam-se as estimativas das interações duplas dos demais modos. As análises foram realizadas por meio do aplicativo computacional R, com a biblioteca “PTAK” (LEIBOVICI; SABATIER, 1998; R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

3.3 Resultados

3.3.1 Proporção média da massa de solo em cada fração da MOS

As proporções das frações da MOS e suas respectivas taxas de recuperação estão apresentadas na Tabela 2. Tais informações inferem sobre a contribuição de cada fração da MOS sobre a dinâmica da mesma, refletindo características inerentes ao tipo de solo, tendo em vista sua segregação de acordo com a granulometria do solo e, ao manejo de solo empregado.

A aplicação do método de fracionamento físico da MOS ao solos (Tabela 1) avaliados no presente estudo resultou em recuperação média de 99,5 a 95,7 % (Tabela 2), o que infere sobre a efetividade do método adaptado de Christensen (1992), em segregar as frações da MOS sem perdas significativas em relação à amostra de solo utilizada.

A divisão em frações pelo método de fracionamento físico da MOS está diretamente relacionada a granulometria do solo (Tabelas 1 e 2). Dessa forma a fração organomineral <53 μm foi predominante em relação às outras frações da MOS em todos os solos avaliados, tendo sua proporção variando de 53,4 a 79,2 %. As menores proporções da fração organomineral <53 μm foram observadas para as áreas sem queima e orgânica-12, em todas as profundidades consideradas, as quais correspondem aos solos de menor teor de argila. Já as maiores proporções para essa fração ocorreram para as áreas com queima e orgânica-4.

A fração orgânica 2000-75 μm foi a fração de menor contribuição para o conteúdo total do solo, no entanto, de grande importância para a dinâmica da MOS, pois apesar de sua contribuição em massa ser menor, sua constituição por fragmentos de resíduos orgânicos, em início de decomposição, possibilita a constante entrada de C no solo, favorecendo a ciclagem de C entre as frações. Dessa forma, observou-se que para o manejo conservacionista, especialmente para orgânica-12, essa fração foi favorecida, em detrimento ao manejo com queima, o qual apresentou a menor proporção, o que afirma a potencialidade de manejos

conservacionistas em favorecer o aporte e manutenção de resíduos orgânicos sob o solo, incrementando consequentemente a fração lábil da MOS.

Tabela 2 - Proporção média da massa de solo referente a cada fração da MOS e suas respectivas recuperações em percentagem (%) nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 90 -100 cm

Manejo	Fração organomineral			Fração orgânica	Recuperação média
	< 53 µm	75-53 µm	2000-75 µm	2000-75 µm	
	(%)				
	0-5 cm				
com queima	75,25±0,36	2,68±0,58	21,85±0,98	0,22±0,07	97,58±0,34
sem queima	53,36±0,14	4,52±0,68	41,75±0,67	0,36±0,09	98,45±0,20
orgânica-4	77,39±0,70	3,88±0,78	18,47±1,36	0,27±0,05	96,24±0,08
orgânica-12	65,40±0,39	6,32±0,73	27,03±0,73	1,25±0,01	97,13±0,25
vegetação nativa	68,27±1,02	2,65±0,46	28,38±1,46	0,71±0,01	98,97±0,27
5-10 cm					
com queima	76,91±1,14	2,88±0,22	20,11±1,25	0,09±0,02	98,19±0,16
sem queima	54,11±0,80	5,27±0,52	40,39±1,28	0,23±0,03	97,95±0,26
orgânica-4	78,65±0,90	4,03±0,09	17,13±0,80	0,19±0,02	96,42±1,21
orgânica-12	65,13±0,58	6,85±0,02	27,43±0,47	0,59±0,12	96,34±0,21
vegetação nativa	68,52±1,06	2,97±0,05	28,14±0,98	0,36±0,09	99,33±0,29
10-20 cm					
com queima	76,61±0,34	2,21±0,13	21,11±0,46	0,06±0,01	95,77±0,32
sem queima	53,90±1,01	4,94±0,10	40,98±0,83	0,18±0,08	98,53±0,52
orgânica-4	79,05±0,95	3,66±0,37	17,15±1,17	0,14±0,04	95,77±0,72
orgânica-12	65,77±1,31	5,32±0,29	28,40±1,06	0,51±0,02	97,32±0,18
vegetação nativa	71,44±0,48	2,84±0,27	25,46±0,38	0,27±0,02	99,48±0,19
90-100 cm					
com queima	78,58±0,37	2,77±0,06	18,59±0,39	0,06±0,003	97,23±0,15
sem queima	57,53±0,69	5,96±1,02	36,41±1,12	0,10±0,34	96,89±0,19
orgânica-4	79,24±1,36	4,08±1,50	16,54±0,92	0,14±0,18	97,10±1,59
orgânica-12	59,23±1,54	9,73±1,22	30,60±1,80	0,44±0,19	97,67±0,15
vegetação nativa	70,58±3,22	3,36±0,26	25,94±5,69	0,12±0,15	95,68±0,17

Valores em percentagem representam as medias $\pm$ o erro padrão.

A fração organomineral 2000-75 μm variou de 41,75 a 36,41 %, com as maiores proporções observadas para a área sob manejo sem queima. Para essa área as proporções referentes à fração organomineral <53 μm e organomineral 2000-75 μm foram próximas, indicando homogeneidade entre as frações, as quais representam, respectivamente, compartimento de maior recalcitrância (MO silte+argila) e de maior labilidade (MO pesada), considerando apenas as frações associadas aos minerais, ou seja, não incluindo a fração orgânica 2000-75 μm .

A fração organomineral 75-53 μm pode ser interpretada como a fração areia fina, a qual se enquadra, granulometricamente, entre a fração organomineral 2000-75 μm e <53 μm . Tal fração foi de baixa expressão para a proporção dos solos em

estudo, no entanto, é possível observar diferenças entre os solos avaliados, sendo a área orgânica-12 a que apresentou maior proporção e, a área com queima, menor proporção.

3.3.2 Teor de C

Os teores médios de C variaram de 0,015 a 23,03 g kg⁻¹ de solo (Figura 3), para os quais observou-se efeito significativo ($p < 0,05$) para todos os fatores e interações avaliados (Tabela 3). De modo geral, os teores de C para o solo sob vegetação nativa foram maiores em relação aos observados para as áreas de cana-de-açúcar, no entanto, não diferiu estatisticamente quanto aos manejos orgânica-12 e orgânica -4 (Tabela 3), embora a área orgânica-4 também não tenha diferido da área com queima.

Entre as áreas de cana-de-açúcar observou-se que o manejo orgânico-12 resultou nos maiores teores de C, principalmente à profundidade de 0-5 cm, e, o manejo sem queima a menor média geral, diferindo dos outros manejos.

O solo sob manejo sem queima evidenciou os menores teores de C, até mesmo em relação ao manejo com queima, o que provavelmente ocorreu devido à textura do solo. Tal resultado torna-se mais evidente correlacionando-se às elevadas proporções das frações organomineral 2000-75 μm e 75-53 μm , quando comparada aos outros solos em estudo (Tabela 2).

Em relação à fração organomineral <53 μm (silte + argila) e à fração organomineral 75-53 μm , os manejos orgânica-4 e orgânica-12 resultaram em teores de C superiores aos encontrados para os outros manejos em estudo.

O manejo orgânica-12 também se destacou em relação aos elevados teores de C observado para as frações 2000-75 μm (organomineral e orgânica) na profundidade de 0-5 cm, o que é interessante sob o ponto de vista da obtenção de incrementos nos teores de C, quando da adoção de sistemas conservacionistas, mesmo em situações de solos com elevados teores de areia.

Figura 3 - Teores de C (g kg⁻¹) nas frações da MOS, considerando as profundidades de 0- 5 (5), 5-10 (10), 10- 20 (20) e 90-100 (100) cm de solos cultivados com cana-de-açúcar sob os manejos com queima (CQ), sem queima (SQ), orgânica-4 (AO-4) e orgânica-12 (AO-12) e uma área de vegetação nativa (VN)

Tabela 3 - Análise de variância dos resultados de teor de C, $\delta^{13}\text{C}$ e PCc

Teor de C	Gl	SQ	Q M	F	Pr(>F)
manejo	4	75,3	18,83	98,84	<2e-16***
profundidade	3	373,9	124,63	654,26	<2e-16***
manejo x profundidade	12	113,5	9,46	49,66	<2e-16***
fração	3	5407	1802,33	9461,67	<2e-16***
manejo x fração	12	126,8	10,56	55,46	<2e-16***
profundidade x fração	9	673,7	74,86	392,97	<2e-16***
manejo x profundidade x fração	36	138	3,83	20,12	<2e-16***
Abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$					
manejo	4	2859,83	714,95	1,75	<0,0001*
profundidade	3	24,20	8,07	19,81	<0,0001*
manejo x profundidade	12	164,92	13,74	33,76	<0,0001*
fração	3	210,55	70,18	172,39	<0,0001*
manejo x fração	12	160,56	13,38	32,87	<0,0001*
profundidade x fração	9	37,81	4,20	10,32	<0,0001*
manejo x profundidade x fração	36	65,49	1,82	4,47	<0,0001*
Proporção PCc					
manejo	3	31082,3	10360,8	4.003,547	<0,00***
profundidade	3	13412,7	4470,9	1.727,622	<0,00***
manejo x profundidade	9	1746,4	194	74,982	0,000000009867***
fração	3	13513,9	4504,6	1.740,661	<0,00***
manejo x fração	9	1654,2	183,8	71,023	0,00000002825***
profundidade x fração	9	6278,7	697,6	269,576	<0,00***
manejo x profundidade x fração	27	1412,6	52,3	20,216	0,005013**

***: diferiu estatisticamente ao nível de 1% de significância. Gl: grau de liberdade, SQ: soma de quadrados, QM: quadrado médio, F: valor calculado de F; Pr: valor de p referente ao nível de significância. PCc: proporção de C derivado de resíduo vegetal C4

Para a profundidade, os resultados do teste Tukey confirmaram a diminuição dos teores de C com o aumento da profundidade, evidenciando diferenças significativas entre as profundidades de solo avaliadas (Tabela 3).

Em relação às frações da MOS, observou-se os maiores teores para a fração organomineral <53 μm , diferindo estatisticamente ($p>0,05$) das outras frações. As frações orgânica e organomineral 2000-75 μm não diferiram entre si e, apresentaram teores de C intermediários em relação à fração organomineral <53 μm e 75-53 μm (Tabela 3).

Tabela 4 - Médias gerais para os resultados de teor de C, $\delta^{13}\text{C}$ e PCc referentes aos fatores em estudo (manejo e profundidade do solo e, frações da MOS), avaliadas isoladamente e comparadas pelo teste Tukey a 5 % de probabilidade

manejo	teor de C	$\delta^{13}\text{C}$	PCc	teor de N	^{15}N
com queima	3,07 c	-20,37 d	35,92 d	0,22 c	4,85 a
sem queima	2,23 d	-17,79 c	54,59 c	0,16 d	4,93 a
orgânica-4	3,25 bc	-17,16 b	60,59 b	0,22 c	4,19 b
orgânica-12	3,49 b	-15,67 a	70,91 a	0,25 b	3,39 c
vegetação nativa	3,93 a	-25,5 e	-	0,28 a	3,79 bc
profundidade					
5	4,82 a	-19,31 b	65,48 a	0,32 a	3,81 c
10	3,48 b	-19,44 bc	59,27 b	0,25 b	4,11 bc
20	3,15 c	-19,66 c	54,60 c	0,23 c	4,69 a
100	1,33 d	-18,79 a	42,67 d	0,12 d	4,31 ab
fração					
< 53 μm	11,40 a	-17,79 a	59,82 b	0,85 a	5,471 a
75-53 μm	0,047 c	-19,53 b	44,82 d	0,0034 c	3,83 b
2000-75 μm (organomineral)	0,77 b	-20,37 c	50,68 c	0,037 b	3,95 b
2000-75 μm (orgânica)	0,57 b	-19,50 b	66,70 a	0,019 c	3,66 b

As letras comparam médias na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. PCc: proporção de C derivado de resíduos vegetais C4.

3.3.3 Abundância natural de ^{13}C e proporção de C derivado de resíduo vegetal C4 (PCc)

Para os valores de ^{13}C e C-C4 observou-se diferença estatística ($p < 0,05$) entre todos os manejos avaliados (Tabela 4). A adoção de manejos conservacionistas resultaram em valores menos negativos, remetendo a maior contribuição de resíduos vegetais C4 (por exemplo, cana-de-açúcar e pastagem) para o acúmulo de C nas diferentes frações da MOS. Em contrapartida, o manejo com queima refletiu valores mais negativos (de -22,21 a -17,98 ‰), aproximando-se aos resultados observados para a área de vegetação nativa (C3), os quais variaram de -28,82 ‰ a -19,08 (Tabela 5).

Em relação ao ^{13}C , as profundidades de 5 e 10 cm foram estatisticamente iguais, assim como 10 e 20 cm. A média geral observada para a maior profundidade (90-100 cm) refletiu sinal isotópico mais próximo ao valor esperado para resíduos C4 (Tabelas 4 e 5).

O valor médio de ^{13}C entre as frações foi significativamente diferente (Tabela 4 e Figura 5). Para a fração orgânica 2000-75 μm , o manejo orgânica-12 destacou-

se devido a maior proporção de C-C4 (PCc) observada em relação aos outros manejos e frações. Em contrapartida, para o manejo com queima observou-se os menores valores de C-C4 em todas as frações avaliadas.

Tabela 5 - $\delta^{13}\text{C}$ de frações da MOS em diferentes profundidades de solos cultivados com cana-de-açúcar sob diferentes manejos e vegetação nativa

Manejo	Camadas do solo			
	0-5	5-10	10-20	90-100
	(cm)			
< 53 μm (fração organomineral)				
com queima	-19,68±0,20	-19,54±0,08	-19,14±0,10	-17,98±0,04
sem queima	-15,89±0,13	-16,11±0,10	-16,22±0,13	-16,47±0,16
orgânica-4	-15,60±0,11	-15,47±0,04	-15,36±0,06	-14,74±0,13
orgânica-12	-14,66±0,08	-14,71±0,10	-14,9±0,10	-15,24±0,08
vegetação nativa	-26,27±0,01	-25,07±0,08	-23,8±0,07	-19,08±0,06
75-53μm (fração organomineral)				
com queima	-20,53±0,41	-20,67±0,28	-20,49±0,21	-19,96±0,20
sem queima	-16,97±1,46	-18,10±0,64	-19,94±0,30	-19,40±0,49
orgânica-4	-17,23±0,68	-17,39±0,41	-18,31±0,60	-18,37±0,20
orgânica-12	-15,99±0,36	-16,91±0,32	-16,63±0,38	-17,43±0,40
vegetação nativa	-26,43±0,11	-24,87±0,34	-24,06±0,45	-20,98±0,23
2000-75 μm (fração organomineral)				
com queima	-21,77±0,16	-22,10±0,34	-22,15±0,28	-22,21±0,36
sem queima	-17,11±0,14	-19,03±0,31	-19,71±0,07	-21,00±0,59
orgânica-4	-17,15±0,17	-17,75±0,44	-18,07±0,19	-19,64±0,34
orgânica-12	-15,53±0,08	-16,15±0,11	-16,12±0,09	-16,84±0,29
vegetação nativa	-28,00±0,08	-26,73±0,18	-26,37±0,32	-24,05±0,12
2000-75 μm (fração orgânica)				
com queima	-18,82±0,12	-21,14±1,07	-20,65±0,39	-19,14±0,33
sem queima	-16,51±0,25	-16,29±0,21	-18,13±0,28	-17,91±0,45
orgânica-4	-17,16±0,19	-17,63±0,41	-19,34±0,50	-15,36±0,37
orgânica-12	-16,12±0,16	-15,02±0,16	-15,28±1,04	-13,28±0,36
vegetação nativa	-28,82±0,03	-28,15±0,28	-28,53±0,22	-26,84±0,52

Valores médios de $\delta^{13}\text{C} \pm$ o erro padrão.

A fração organomineral <53 μm também apresentou elevadas proporções de C-C4, o que confirma o potencial de estabilização de C nas frações argilominerais.

As frações organominerais 75-53 μm e 2000-75 μm evidenciaram valores de ^{13}C e, por conseguinte proporções de C-C4, inferior aos observados para a fração organomineral <53 μm e orgânica 2000-75 53 μm .

Figura 4 - Proporção de C derivado de resíduos de plantas C4 nas frações da MOS para as profundidades de 0-5 (5), 5-10 (10), 10-20 (20) e 90-100 (100) cm, em solos cultivados com cana-de-açúcar sob os manejos com queima (CQ), sem queima (SQ), orgânica-4 (AO-4) e orgânica-12 (AO-12)

3.3.4 Teor de N

De modo geral, houve decréscimo nos teores de N com o aumento da profundidade, seguindo mesma tendência do teor de C (Figura 5 e Tabelas 4 e 6). Os maiores teores foram observados para área de vegetação nativa. Entre as áreas de cana-de-açúcar, o manejo orgânica-12 evidenciou o maior teor, seguido dos manejos orgânica-4 e com queima, os quais não diferiram estatisticamente ($p < 0,01$). O manejo sem queima resultou nos menores teores de N para todas as frações e profundidades avaliadas, quando comparado aos outros manejos.

Em relação às frações da MOS, os maiores teores foram observados para a fração organomineral < 53 μm e, os menores para a fração organomineral 75-53 μm e orgânica 2000-75 μm , os quais não diferiram estatisticamente ($p < 0,01$).

Os manejos orgânica-12 e orgânica-4 evidenciaram tendência de incremento dos teores de N, quando comparados aos outros manejos em estudo ($p < 0,01$), principalmente para a profundidade de 0-5 cm.

Figura 5 - Teores de N (g kg^{-1}) nas frações da MOS, considerando as profundidades de 0- 5, 5-10, 10- 20 e 90-100 cm de solos cultivados com cana-de-açúcar sob os manejos com queima (CQ), sem queima (SQ), orgânica-4 (AO-4) e orgânica-12 (AO-12) e uma área de vegetação nativa (VN)

Tabela 6 - Análise de variância para os resultados de teor de N e $\delta^{15}\text{N}$

Teor de N	GI	SQ	Q M	F	Pr(>F)
manejo	4	0,35	0,09	68,66	<2e-16***
profundidade	3	1,23	0,41	322,78	<2e-16***
manejo x profundidade	12	0,32	0,027	20,95	<2e-16***
fração	3	31,02	10,34	8132,64	<2e-16***
manejo x fração	12	0,67	0,056	43,75	<2e-16***
profundidade x fração	9	2,64	0,29	231,20	<2e-16***
manejo x profundidade x fração	36	0,54	0,01	11,85	<2e-16***
Abundância natural de $\delta^{15}\text{N}$					
manejo	4	83,81	20,95	23,50	<0,0001***
profundidade	3	24,54	8,18	9,18	<0,0001***
manejo x profundidade	12	107,39	8,94	10,04	<0,0001***
fração	3	125,06	41,68	46,75	<0,0001***
manejo x fração	12	40,89	3,41	3,82	<0,0001***
profundidade x fração	9	13,16	1,46	1,64	0,1082
manejo x profundidade x fração	36	98,80	2,74	3,08	<0,0001***

***: diferiu estatisticamente ao nível de 1% de significância. GI: grau de liberdade, SQ: soma de quadrados, QM: quadrado médio, F: valor calculado de F; Pr: valor de p referente ao nível de significância.

3.3.5 Abundância natural de ^{15}N

A abundância natural de ^{15}N evidenciou tendência de menores valores para os solos sob vegetação nativa e manejos orgânicos quando comparadas aos solos cultivados com cana-de-açúcar sem e com queima, as quais foram estatisticamente diferentes (Tabelas 4 e 5).

Em geral, com o aumento da profundidade houve aumento nos valores de ^{15}N . Em relação às frações da MOS, os maiores valores de ^{15}N foram observados para a fração organomineral <53 μm , a qual diferiu estatisticamente das demais frações.

Tabela 7 - $\delta^{15}\text{N}$ de frações da MOS em diferentes profundidades de solos cultivados com cana-de-açúcar sob diferentes manejos e sob vegetação nativa

	camadas do solo			
	0-5	5-10	10-20	90-100
	(cm)			
Manejo	< 53 μm (fração organomineral)			
com queima	5,24±0,21	6,07±0,11	5,97±0,31	6,92±0,47
sem queima	5,84±0,25	5,83±0,13	5,69±0,32	6,48±0,37
orgânica-4	5,45±0,28	5,25±0,24	5,93±0,48	5,61±0,39
orgânica-12	4,31±0,11	5,06±0,29	6,00±0,13	3,20±0,45
vegetação nativa	3,78±0,12	4,61±0,17	6,00±0,28	6,21±0,63
	75-53 μm (fração organomineral)			
com queima	4,22±0,88	4,07±0,34	4,10±0,32	4,04±0,33
sem queima	3,64±1,04	2,41±1,65	6,40±0,33	5,64±0,60
orgânica-4	4,43±0,81	3,86±0,24	3,70±0,80	2,35±0,62
orgânica-12	4,29±0,30	3,76±0,79	4,18±0,92	2,46±0,75
vegetação nativa	2,50±0,33	3,38±1,00	4,42±0,45	2,84±1,27
	2000-75 μm (fração organomineral)			
com queima	3,72±0,34	4,68±1,02	4,77±0,25	7,21±0,50
sem queima	4,63±0,20	4,13±0,32	4,62±0,31	4,76±0,51
orgânica-4	3,48±0,55	4,23±0,25	4,06±0,70	5,28±0,97
orgânica-12	2,84±0,09	3,93±0,36	3,69±0,48	-2,79±1,33
vegetação nativa	1,67±0,28	3,85±0,16	4,91±0,45	5,42±1,43
	2000-75 μm (fração orgânica)			
com queima	3,94±0,29	4,29±0,31	4,50±0,37	3,90±0,24
sem queima	4,32±0,34	3,71±0,14	4,93±0,23	5,87±0,20
orgânica-4	3,39±0,03	3,62±0,10	3,33±0,21	3,05±0,22
orgânica-12	2,80±0,12	3,21±0,16	4,13±0,25	3,17±0,15
vegetação nativa	1,72±0,27	2,26±0,44	2,60±0,15	4,59±0,40

Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ $\pm$ o erro padrão.

3.3.6 Estudo da interação tripla pela análise de componentes principais: fração da MOS x profundidade sobre manejo

Dada a magnitude do arranjo de três fatores, com 5 áreas de estudo (manejos de solo), 4 profundidades de solo e 4 frações da MOS, realizou-se a análise de componentes principais pelo método de Tucker (R), o qual revelou de 33,08 a 72,04 % de explicação dos dados (Figura 6).

A Figura 6 infere sobre a tendência do manejo do solo, em relação aos teores de C e N, ^{13}C e ^{15}N , além da proporção da proporção de C derivado de C4, quanto às médias das frações da MOS e profundidades. Tal análise possibilita observar

quais frações comportam-se semelhantemente (ou de maneira discrepante) quanto a profundidade do solo.

Em relação ao teor de C (Figura 6 (A)) observou-se que o manejo orgânica-12 (AO12) teve comportamento distinto dos manejos com (CQ) e sem queima (SQ) e orgânica-4 (AO4), indicando a potencialidade da adubação orgânica a longo prazo para o acúmulo de C nas diferentes frações da MOS, o que é confirmado quando avaliado conjuntamente ao teor de C (Figura 3).

Para o teor de N (Figura 6 (B)), os manejos com queima e orgânico-4 apresentaram relação negativa entre si, evidenciando comportamento contrário à vegetação nativa e orgânica-12. Tal informação reforça os resultados observados para o teor de N (Figura 5), em que o manejo sem queima evidenciou a menor média geral, até mesmo em relação ao manejo com queima, sobressaindo apenas para a fração orgânica 2000-75 μm (LV). Incrementos nos teores de N para a fração LV podem indicar potencial para o aumento a longo prazo dos teores de N nas frações mais recalcitrantes, como a fração organomineral <53 μm (SA), considerando que os maiores teores de N foram observados para o manejo AO12 e vegetação nativa (VN) (Figura 5).

Quanto a abundância natural de ^{13}C (Figura 6 (C)), os manejos CQ e AO12 relacionaram-se negativamente entre si. Interações negativas implicam em comportamentos contrários em relação aos valores de ^{13}C nas frações da MOS, ou seja, enquanto o manejo AO12 prioriza o aporte de resíduos oriundos da cana-de-açúcar, o que reflete sinal isotópico representativo de resíduos vegetais C4, o manejo CQ, acelera a decomposição dos resíduos de cana-de-açúcar (C4), pelo manejo convencional que faz uso do fogo, favorecendo o sinal isotópico de resíduos C3, o qual representa o C ainda remanescente da vegetação nativa original (Cerradão).

Além dessa interação, houve relação negativa entre os valores de ^{13}C para os manejos AO4 e AO12, indicando a maior representatividade do sinal isotópico de resíduos vegetais C4 para o manejo com maior tempo sob adoção orgânica, bem como para a VN em relação aos mesmos, confirmando o predomínio de C nas frações da MOS oriundo de resíduos vegetais C4 para as áreas sob manejo orgânico e, de resíduos vegetais C3 para a VN.

As proporções de C derivado de resíduo vegetal C4 (Figura 6 (E)) evidenciaram ortogonalidade entre os valores referentes aos manejos com queima e

sem queima, mas, foram negativamente relacionados para os manejos AO12 e AO4. Na prática tais observações representam que o manejo orgânico contribui para o maior acúmulo de C no solo em detrimento do manejo CQ e SQ e enfatiza a importância do maior tempo sob adoção do manejo orgânico para a estabilização de C no solo.

O comportamento contrário dos valores de ^{15}N referentes ao manejo CQ em relação ao manejo AO12 também foi indicado pelo *biplot*, além dos manejos AO4 e VN em relação ao SQ (Figura 6 (D)). Esses resultados podem inferir sobre o grau de humificação da MO nesses solos, tendo em vista que o maior tempo sob adoção de manejo conservacionista tende a aumentar o grau de humificação da MOS, o que é representado pelos menores valores de ^{15}N (Tabela 7) e, também, pelos elevados teores de C observados para a fração organomineral < 53 μm (SA) (Figura 2).

Para as combinações frações x profundidades destacou-se as interações negativas, que ocorreram de forma geral, entre as profundidades superficial (0-5 cm) e subsuperficial (5-10 e 10-20 cm) em relação à maior profundidade avaliada (90-100 cm) (Figura 6).

A avaliação dos teores de C em diferentes profundidades permitiu verificar, de modo geral, a concentração em mesmo quadrante das frações x profundidade de acordo com a camada de solo avaliada, segregando camadas superficiais das subsuperficiais.

A determinação do teor de C nas frações da MOS em relação as profundidades evidenciaram comportamento contrário entre as profundidades 5 e 100 cm referentes à fração fração organomineral < 53 μm (SA) e 2000-75 μm (PS) (Figura 6 (A)).

O comportamento contrário também foi observado para o teor de N quando considerou-se uma mesma fração e relacionou-se profundidades superficiais à 100 cm. Tal observação foi verificada para as frações 75-53 μm (OC) e PS e, LV para as profundidades de 5 e 10 cm em relação à 100 cm (Figura 6 (B)).

O *biplot* para o teor de N também indicou concentração dos pontos referentes a profundidade de 100 cm num mesmo quadrante, representando a semelhança entre os baixos níveis dos teores de N observados para essa profundidade.

Os valores de ^{13}C observados para a fração LV evidenciaram relação positiva quanto às profundidades 10 e 20 cm, no entanto, foram ortogonais à profundidade de 100 cm e, negativamente correlacionadas à profundidade de 5 cm. Para a fração

SA, as profundidades de 10 e 20 cm também correlacionaram-se positivamente, mas, tiveram relação negativa quanto a profundidade de 100 cm.

Os resultados de C-C4 também indicaram ortogonalidade para a fração LV entre as profundidades de 100 e 10 cm e, para a fração SA de 100 cm em relação à 10 e 5 cm (Figura 6 (E)), indicando a inexistência de relação entre essas (ortogonais entre si). As frações PS e OC na profundidade de 5 cm relacionaram-se negativamente à 100 cm (Figura 6 (E)).

Os valores de ^{15}N também evidenciaram comportamento contrário quando comparou-se profundidades superficiais à maior profundidade (100 cm) (Figura 6 (D)), o que foi observado para a fração LV à 5, 10 e 20 cm em relação à 100 cm e, para a fração oclusa à 5 e 10 cm em relação à 100 cm.

Em suma, esses resultados refletem o efeito do maior aporte de resíduos vegetais em superfície em detrimento da maior profundidade (90-100 cm), o que aliado a maior atividade microbiológica nessa região do solo, favorece a decomposição dos resíduos e, o consequente acúmulo de C proveniente dos resíduos de cana-de-açúcar (PC_c). Além disso, em superfície a intensificação dos processos de decomposição evidenciam o maior grau de humificação, verificado pelos valores de ^{15}N .

Figura 6 - Dispersão *joint Biplot* para os teores de C (A) e N (B), abundância natural de ^{13}C (C) e ^{15}N (D) e, estimativa de C-C4 (E), considerando-se a interação tripla, frações da MOS x profundidade sobre manejo. CQ- com queima, SQ- sem queima, AO4-orgânica-4, AO12- orgânica-12, 5- 5 cm, 10- 10 cm, 20- 20 cm e 100- 100 cm de profundidade, SA- <53 μm , PS- 2000-75 μm , OC- 75-53 μm e LV- 2000-75 μm (fração orgânica)

3.4 Discussão

3.4.1 Proporção média da massa de solo em cada fração da MOS

De modo geral, as proporções da MOS foram bem homogêneas entre as profundidades avaliadas, as quais evidenciaram para as frações organominerais <53 µm, 2000-75 µm e 75-53 µm, efeito quantitativo do tipo de textura do solo, que por consequência imprime a capacidade do solo em estabilizar C a longo prazo (HASSINK et al., 1997). Neste contexto, destaca-se a forte influência da fração <53 µm na estabilização de C e N no solo, o que ficou bem representado no presente estudo pelo solo com maior teor de argila, o qual mesmo sob manejo convencional, utilizando a queima dos resíduos vegetais por longo período de tempo ainda evidenciou teores de C comparáveis ao observado para o manejo orgânico-4.

De acordo com Christensen (1992), a fração orgânica 2000-75 µm é sensível às flutuações de aporte de resíduos orgânicos, podendo demonstrar variabilidade espacial e sazonal. Essas flutuações resultam de mudanças na quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos que são adicionados ao solo, e, principalmente, de diferentes práticas de manejo adotadas (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992; BEARE et al., 1994; PINHEIRO et al., 2004). No presente estudo, a fração orgânica 2000-75 µm evidenciou grande sensibilidade ao tipo de manejo adotado, evidenciando maiores proporções para os manejos conservacionistas, sendo o maior deles observado para o manejo orgânica-12 e o menor para o com queima, destacando, respectivamente, o maior aporte e manutenção de resíduos da cana-de-açúcar no solo e, a aceleração dos processos de decomposição.

Dessa forma, a proporção das frações da MOS podem inferir sobre potenciais de estabilização da MOS em compartimentos com diferentes taxas de decomposição. Além disso, indica sobre a qualidade do solo, tendo em vista a informação referente à fração orgânica 2000-75 µm, a qual é um dos indicadores de alterações no sistema solo-planta resultantes do manejo do solo.

3.4.2 Teor de C

Os maiores teores de C para área de vegetação nativa quando comparado às áreas de cana-de-açúcar corroboram dados encontrados na literatura (VITORELLO et al., 1989; RANGEL; SILVA, 2007). O conteúdo de MOS geralmente sofre diminuições após o desmatamento da vegetação nativa para subsequente cultivo

agrícola (POST; KWON, 2000; ROSCOE; BUURMAN, 2003; LAL, 2004), o qual resulta dos processos de preparo do solo que expõe a MOS anteriormente estabilizada em agregados (SIX et al., 2000). Apesar disso, não houve diferença estatística em relação aos manejos orgânica-12 e orgânica-4 (Tabela 3), confirmando o potencial de manejos conservacionistas em sequestrar C. Ganhos no estoque de C sobre a conversão de manejo convencional para orgânico é primariamente atribuído à um aumento na concentração da fração orgânica 2000-75 μm (TAN et al., 2007), o que pode ser verificado no presente estudo, uma vez que as áreas sob manejo orgânico apresentaram teores de C na fração orgânica 2000-75 μm superiores aos outros manejos. Paul e Clark (1989) afirmam que o aumento do estoque de CO em solos submetidos a sistemas de manejo mais conservacionistas pode estar associado a dois fatores principais: proteção física dos compostos orgânicos contra a decomposição microbiana, favorecida pela oclusão do CO nos agregados do solo e proteção química dos compostos orgânicos por meio da interação destes com os minerais e cátions do solo, o que dificulta a sua decomposição.

Entre as áreas cultivadas com cana-de-açúcar os maiores teores de C foram observados para os sistemas orgânicos em comparação aos sistemas com e sem queima, os quais apresentaram as menores médias gerais. O potencial de manejos conservacionistas em recuperar C no solo também foi observado, principalmente, para as frações orgânica 2000-75 μm e <53 μm à 5 cm de profundidade, em que foram evidenciados os maiores teores de C.

Apesar da fração orgânica 2000-75 μm representar pequena parte de massa total dos solos minerais, pode armazenar parte significativa do C total, evidenciando-se como um compartimento mais sensível às alteração do uso da terra e do próprio manejo utilizado, sendo estreitamente relacionada à ciclagem de nutrientes Parton et al. (1987) e, ao potencial para a estabilização de C no solo, enquanto a fração <53 μm remete ao conteúdo de C fortemente estabilizado nos argilominerais (fração recalcitrante), em sua maioria oriundo dos processos de decomposição da fração orgânica 2000-75 μm (ROSCOE et al., 2001). Dessa forma, os efeitos do manejo sobre a MOS, especialmente sobre os componentes lábeis são essenciais para a definição de melhores estratégias de sistemas agrícolas sustentáveis.

De modo geral, o manejo com queima foi estatisticamente superior ao sem queima e semelhante ao orgânica-4 ($p < 0,01$). A superioridade dos teores de C

referentes ao manejo com queima em relação ao sem queima pode ser um reflexo do menor teor de argila e silte na área sob o manejo sem queima. A ausência de diferença em relação ao manejo com queima e orgânica-4, possivelmente, está relacionado ao menor tempo de adoção de manejo conservacionista e, o maior teor de argila no solo sob manejo com queima.

O acúmulo de CO nas frações minerais, como resultado da interação positiva entre as partículas de argila e a MOS, é bem documentado na literatura para solos argilosos (CHRISTENSEN, 2001). Hassink et al. (1997) postulou que o efeito de proteção da MOS dado pela argila envolve dois mecanismos, a interação da MOS com a superfície das partículas de argila (pontes catiônicas, ligações de H, interações eletrostáticas e de van der Waals) e a oclusão do material orgânico na matriz dos agregados do solo. Além disso, a elevada concentração de oxihidróxidos de Fe e Al em Latossolos pode afetar fortemente a disponibilidade de MOS para a decomposição. Roscoe e Buurman (2003) explicaram que a manutenção de níveis de C em solos após 30 anos de cultivo pode ser um resultado da combinação da alta capacidade de proteção dos solos e suficiente suprimento de resíduos da cultura.

O fato do manejo com queima ter evidenciado teores semelhantes ao manejo sem queima e orgânica-4 também pode ser um reflexo das queimadas. Roscoe et al. (2000, 2001) relataram que sistemas que passam por queimadas periódicas, a fração orgânica 2000-75 μm da MOS pode apresentar quantidades significativas de materiais carbonizados ou parcialmente carbonizados (ex.: carvão vegetal, fuligem) (ROSCOE et al., 2000, 2001), o qual pode resultar em maiores teores de C nas frações minerais.

Já para os menores teores de C observados para o manejo sem queima a elevada recalcitrância da palha de cana-de-açúcar deixada sob o solo pode explicar tal resultado. Rovira e Vallejo (2002) relatam que a resistência à hidrólise ácida é maior para os polímeros orgânicos recalcitrantes (ligninas, suberinas, resinas e ceras), o que provavelmente desfavorece a rápida decomposição, resultando em menores teores de C.

O efeito significativo dos teores de C em profundidade ($p < 0,01$) evidenciou a importância da determinação desses, seja para melhor entender a dinâmica do C no solo sob o aspecto das estratégias de manejo adotada, ou, para se ater ao potencial de camadas profundas de solos em acumularem C, tendo em vista o déficit existente quando compara-se às profundidades superficiais. Nesse contexto é interessante

destacar que o primeiro metro superior do solo armazena 2,5 vezes mais C (1462 e 1548 Pg) que a vegetação terrestre e duas vezes mais C que a atmosfera (LAL, 2002).

Em relação às frações da MOS, os maiores teores para fração <53 μm ($p < 0,01$) pode ser explicado, uma vez que esta constitui-se por quase metade da proporção total dos solos em estudo. Além disso, tal fração da MOS representa o C fortemente estabilizado em longo prazo.

As frações orgânica e organomineral 2000-75 μm não diferiram entre si e, apresentaram teores de C intermediários às outras frações avaliadas, ainda que bastante inferiores aos observados para a fração < 53 μm (Tabela 3). Segundo Christensen (1992), os baixos teores de C associado à fração areia (organomineral 2000-75 μm) estão relacionados à reduzida superfície específica e densidade de carga superficial das areias, o que caracteriza esta fração pelos baixos níveis de MOS e, conseqüentemente pela pobreza em complexos organominerais.

3.4.3 Abundância natural de ^{13}C e proporção do C derivado de resíduo vegetal C4 (PC_c)

Os solos conduzidos sob os manejos orgânicos e sem queima refletiram o sinal isotópico de resíduos de plantas com ciclo fotossintético C4 nas frações da MOS, o que ficou evidente a partir do cálculo da PC_c , os quais aproximaram-se a 80% para as frações organominerais (<53 μm , 2000-75 μm e, 75-53 μm) e, até 90% para a fração orgânica 2000-75 μm , enquanto para o manejo sem queima a PC_c não excedeu a 45% para as frações organominerais e, a 60% para a fração orgânica. Esses resultados mostram a capacidade de manejos, que priorizam o aporte orgânico sob o solo, de contribuir para o acúmulo de C, corroborando com os resultados observados por Pinheiro et al. (2004). Além disso, destaca-se a importância das frações organominerais <53 μm e 2000-75 μm para a estabilização do C, tendo em vista as maiores PC_c .

A média geral observada para a maior profundidade avaliada (90-100 cm) indicou sinal isotópico de resíduos C4 (Tabelas 4 e 5). Alguns autores relatam o possível aumento nos valores de ^{13}C como um indicativo do aumento do grau de humificação em profundidade, uma vez que pelos processos de respiração a perda do isótopo ^{12}C em relação ao ^{13}C é favorecida (KRAMER et al., 2003). O aumento nos valores de ^{13}C com a profundidade também tem sido reportado como um

resultado da decomposição preferencial e remoção de componentes ou moléculas empobrecidas em ^{13}C (VITORELLO et al., 1989).

O valor médio de ^{13}C entre as frações da MOS foi significativamente diferente (Tabela 4 e Figura 5), confirmando o potencial de argilominerais em estocar C (VITORELLO et al., 1989), o que pode ser potencializado/favorecido quando solos são submetidos a manejos conservacionistas (PINHEIRO et al., 2010), o que também foi evidenciado no presente estudo, tendo em vista que para a fração 2000-75 μm , o manejo orgânica-12 destacou-se devido a maior PC_c observada em relação aos outros manejos e frações avaliadas e, os menores valores de PC_c para o manejo com queima em todas as frações avaliadas.

3.4.4 Teor de N

Os teores de N seguiram a mesma tendência dos teores de C; com os maiores teores em superfície (0-5 cm), para a vegetação nativa e o manejo orgânica-12 e, para a fração organomineral <53 μm ($p > 0,01$). O maior armazenamento de C no solo implica maior disponibilidade de N total, uma vez que mais de 95% do N total do solo está presente na forma orgânica (SANTOS; CAMARGO, 1999).

Para o manejo sem queima foram observados os menores teores de N em relação aos demais manejos ($p < 0,01$). Nesse tipo de manejo, em que há grande aporte de palha da cana-de-açúcar sob a superfície do solo, a taxa de decomposição pode ser mais lenta devido a elevada recalcitrância do resíduo, resultando, *a priori*, em menores teores de N nas frações da MOS.

Os sistemas orgânicos mostraram-se potencialmente favoráveis ao acúmulo de N, evidenciando valores estatisticamente diferentes, mas, muito próximos aos observados para vegetação nativa. Destaca-se dessa forma a importância da adubação orgânica para a disponibilidade de N no solo, tendo em vista que a MOS é um importante reservatório de fontes disponíveis de N para as plantas, considerando que em torno de 95 % do N presente no solo encontra-se na forma orgânica, principalmente como N nítrico (N-NO_3^-) e amoniacal (N-NH_4^+) (WHALEN et al., 2000). Neste sentido, a condução de sistemas orgânicos (conservacionistas) refletiram o potencial em disponibilizar fontes assimiláveis de N às plantas via mineralização dos resíduos aplicados como fertilizante orgânico (vinhaça e torta-de-filtro).

Em relação às frações da MOS em estudo, os maiores teores foram observados para a fração $<53\ \mu\text{m}$ e, os menores para $75-53\ \mu\text{m}$ e $2000-75\ \mu\text{m}$ (fração orgânica). A fração organomineral $2000-75\ \mu\text{m}$ representou teores de N intermediários. As frações organominerais contém MOS em estágio mais humificado (HASSINK, 1995) e por isso podem ser consideradas um importante dreno de C nos solos, apresentando baixo C mineralizável (BARRIOS et al., 1996; WHALEN et al., 2000). No entanto, as frações organominerais $75-53\ \mu\text{m}$ e $2000-75\ \mu\text{m}$ são frequentemente mais lábeis do que a MO associada à fração $< 53\ \mu\text{m}$ (CADISCH et al., 1996), devido a fraca associação à fração mineral quando comparada à fração $< 53\ \mu\text{m}$ (HASSINK, 1997). Em função disso é possível explicar os resultados observados para o manejo com queima, o qual evidenciou teores de N semelhante ao manejo orgânica-4 e superiores aos observados para os manejos sem queima ($p > 0,01$), confirmando a capacidade da fração $< 53\ \mu\text{m}$, quando em maiores proporções, em estabilizar a MOS, favorecendo maiores teores de N.

3.4.5 Abundância natural de ^{15}N

Menores valores de ^{15}N observados para áreas de cana-de-açúcar conduzidas sob sistema orgânico e área de vegetação nativa, corroboraram a tendência geral de relação inversa entre teores de MOS e ^{15}N , de modo que, maiores teores de MOS refletem em menores valores de ^{15}N (HÖGBERG, 1997; MENDONÇA et al., 2010). Em contrapartida, áreas de cana-de-açúcar manejadas com e sem queima evidenciaram valores de ^{15}N superiores aos observados para os sistemas orgânicos e área sob vegetação nativa. Tais resultados corroboram com Rossi et al. (2013), em que observaram para áreas cultivadas com cana há 1, 10 e 20 anos, sob sistema tradicional com queima, elevados níveis de ^{15}N até 30 cm.

O aumento nos teores de ^{15}N tem sido relatado como um resultado da aceleração da mineralização da MOS, dessa forma a MOS é enriquecida com átomos de ^{15}N de acordo com o avanço dos processos de mineralização, nitrificação, desnitrificação e volatilização (HÖGBERG, 1997). Quando há a queima da biomassa deixada acima do solo ou sua remoção pela colheita ocorre considerável perda de ^{15}N pela diminuição do conteúdo de MO (HÖGBERG, 1997). Além disso, taxas de nitrificação aumentam após a queima dos resíduos, contribuindo para o enriquecimento isotópico a partir do C-NH_4 nos solos (HÖGBERG, 1997).

Os resultados observados para a área de vegetação nativa (Cerradão) também podem ser explicados pela possível presença de espécies leguminosas, comumente encontradas em áreas de Cerrado, as quais refletem menores valores de ^{15}N (BUSTAMANTE et al., 2004; COSTA JUNIOR et al., 2011; ROSSI et al., 2013).

Em relação às frações da MOS é possível correlacionar aos resultados observados por Bustamante et al. (2004), que em um estudo conduzido no Cerrado no Centro-oeste brasileiro observaram para horizontes minerais elevados níveis de ^{15}N quando comparados à horizontes de constituição orgânica. Tal resultado pode ser extrapolado para o presente estudo, tendo em vista os maiores valores de ^{15}N para a fração $<53\ \mu\text{m}$ (fração organomineral) quando comparado à fração 2000-75 μm (fração orgânica), sendo a primeira constituída por argilominerais e a segunda, caracterizada por resíduos orgânicos. Além disso, o presente resultado relaciona-se aos resultados de Kramer et al. (2003), em que relatam sobre o grau de humificação correlacionar-se ao aumento dos valores de ^{15}N na MOS, neste sentido, os maiores valores de ^{15}N observados para as frações minerais podem estar relacionados à MOS com maior grau de humificação quando comparado a fração 2000-75 μm (fração orgânica), a qual permanecerá sob processos de decomposição e mineralização até parcial estabilização em frações minerais, nas quais refletirão caráter humificado.

Os maiores valores de ^{15}N em profundidade também tem sido frequentemente atribuído à MOS em maior grau de humificação (KRULL et al., 2002; KRAMER et al., 2003).

Os resultados apresentados evidenciaram que manejos conservacionistas tendem a menores valores de ^{15}N , haja vista a presença de maiores teores de MOS; o aumento do grau de humificação resulta em valores de ^{15}N maiores, o qual pôde ser verificado a partir das análises por frações da MOS e profundidades.

3.4.6 Estudo da interação tripla pela análise de componentes principais: fração da MOS x profundidade sobre manejo

A ACP para este estudo possibilitou melhor entendimento do comportamento dos manejos do solo e das profundidades em relação aos teores de C, N e seus respectivos isótopos estáveis referentes às frações da MOS.

Os *biplots* confirmaram que manejos conservacionistas, como sistemas orgânicos com maior tempo de adoção, tendem a apresentar comportamento contrário ao manejo com queima, o que pode ser verificado pelas variáveis avaliadas pelas frações da MOS, principalmente para as frações $< 53 \mu\text{m}$ (fração organomineral) e $2000\text{-}75 \mu\text{m}$ (fração orgânica), apresentando em alguns casos comportamento semelhante a área de vegetação nativa, o que sugere recuperação dos níveis da MOS ao longo do tempo de cultivo de cana-de-açúcar com aporte de vinhaça e torta de filtro (adubação orgânica), em comparação ao manejo com queima (SOUZA et al., 2012). De acordo com Blair et al. (1995), a redução no conteúdo da MO particulada com o cultivo estimula os microrganismos a usarem compostos adsorvidos à superfície das frações associadas à argila e silte, resultando na redução da MO associada aos minerais.

Em relação às áreas que fazem o aporte de resíduos, como a vinhaça, (orgânica-4 e orgânica-12) é importante relatar que a vinhaça é constituída essencialmente de substâncias húmicas e CO dissolvido (BENKE, 1998), dessa forma a aplicação desse resíduo por longos períodos pode provavelmente contribuir para a MO associada aos minerais (SILVA et al., 2007), o que pode ser favorecido em solos com maior teor de argila. Esse fato reflete diretamente no sinal isotópico ^{13}C e, conseqüentemente, na PC_c , os quais foram bem evidenciados no presente estudo, indicando a estabilização de C oriundo dos resíduos de cana-de-açúcar e, assim, indicando efeito contrário ao observado para o manejo com queima.

Os maiores níveis de MOS também corroboraram os teores de N e ^{15}N . O teor de N seguiu a mesma tendência do C e, o sinal isotópico de ^{15}N distinguiu entre os manejos que priorizam o aporte de MOS em maior quantidade do que utiliza processos que aceleraram a decomposição da MOS, inferindo sobre o maior grau de humificação da MOS para os manejos conservacionistas, principalmente em superfície, o que também é um indicativo sobre as taxas de decomposição, mineralização, entre outros processos específicos do ciclo do N (HÖBBERG, 1994).

Para as profundidades, a análise de componente principais (ACP) evidenciou o comportamento contrário entre as profundidades superficiais em relação à camada de solo mais profunda (100 cm). De modo geral, os maiores teores de C foram observados em superfície. Próximo a superfície do solo a microbiota é capaz de decompor compostos a partir de suas enzimas, utilizando o C recém aportado (fresco) como fonte de energia. Em profundidade, no entanto, o *input* de material

fresco pelas plantas é extremamente baixo, além de ser um ambiente com menor difusão de O_2 , o que também restringe a ação de alguns microrganismos. No entanto, estudos sugerem que horizontes subsuperficiais, com baixo conteúdo de C ainda não estejam saturados em C orgânico, de modo que esses solos ainda apresentam potencial para sequestrar C através de elevado acúmulo de C no subsolo (LORENZ; LAL, 2005; RUMPEL; KÖGEL-KNABNER, 2011). Dessa forma, acredita-se que a adoção de manejos conservacionistas, como os avaliados nesse estudo, os quais utilizam fontes de resíduos orgânicos, podem contribuir para o acúmulo de C em subsuperfície, haja vista que a principal fonte de C estabilizado em profundidade é a MO dissolvida, a MO física e, ou biologicamente transportada ao longo do perfil do solo, além da oclusão de MO em agregados do solo e da biomassa de raízes em profundidade (SCHMIDT et al., 2011; RUMPEL; KÖGEL-KNABNER, 2011).

3.5 Conclusão

O presente estudo permite concluir que manejos conservacionistas, os quais utilizam o manejo orgânico por longo prazo, estocam maior quantidade de C e N nas frações da MO, especialmente nas frações organomineral $<53\ \mu m$ e fração orgânica 2000-75 μm . Por consequência, expressam maior quantidade de C proveniente da cultura da cana-de-açúcar em comparação ao C originário da vegetação nativa (C3), imprimindo à MOS maior grau de humificação.

Os teores de C e N diminuem com a profundidade, no entanto, o manejo orgânico em solo com maior teor de argila tende a aumentar os teores em profundidade, já, o manejo com queima evidencia teores homogêneos até 30 cm.

A fração orgânica 2000-75 μm pode ser utilizada como um indicador de qualidade do solo, inferindo sobre o potencial de determinado solo em aumentar os estoques de C no solo.

Referências

BARBOSA, L.A. **Impacto de sistemas de cultivo orgânico e convencional da cana-de-açúcar, nos atributos do solo**. 2010. 80 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

BARRIOS, E.T.; BURESH, R.J.; SPREN, J.I. Nitrogen mineralization in density fractions of soil organic matter from maize and legume cropping systems. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 28, p. 1459-1465, 1996.

BENKE, M.B. **Characterization and interaction of sugarcane industry residues with soil kaolinite and Fe-oxides**. 1998. 139 p. Thesis (PhD in Philosophy) - University of Saskatchewan, Saskatoon, 1998.

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C.; MORAES, J.F.L. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, p. 43-58, 1998.

BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural system. **Australian Journal of Agricultural Research**, Victoria, v. 46, p. 1459–1466, 1995.

BLAIR, N. Impact of cultivation and sugar-cane green trash management on carbon fractions and aggregate stability for a Chromic Luvisol in Queensland, Australia. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 55, p. 183-191, 2000.

BUSTAMANTE, M.M.C.; MARTINELLI, L.A.; SILVA, D.A.; CAMARGO, P.B.; KLINK, C.A.; DOMINGUES, T.F.R.V.; SANTOS, R.V. ¹⁵N natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian savannas (Cerrado), **Ecological Applications**, Tempe, v. 14, n. 4, p. S200–S213, 2004.

CADISCH, G.; IMHOF, H.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; GILLER, K.E. Carbon turnover (¹³C) and nitrogen mineralization potential of particulate light soil organic matter after rainforest clearing **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 28, n. 12, p. 1555-1567, 1996.

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 123-130, 1994.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle-size and density separates. **Advances in Soil Science**. Madison, v. 20, p. 1–90, 1992.

_____. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 52, p. 345-355, 2001.

COSTA JÚNIOR, C.; PICCOLO, M.C.; CAMARGO, P.B.; BERNOUX, M.M.Y.; SIQUEIRA NETO, M. Nitrogênio e abundância natural de ¹⁵N em agregados do solo do bioma Cerrado. **Ensaio e Ciência, Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, São Paulo, v. 15, p. 47-66, 2011.

DEL GALDO, I.; SIX, J.; PERESSOTTI, A.; COTRUFO, M.F. Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic

matter fractionation and stable C isotopes. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p. 1204–1213, 2003.

DIOCHON, A.C.; KELLMAN, L. Physical fractionation of soil organic matter: Destabilization of deep soil carbon following harvesting of a temperate coniferous forest. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 114, p. 1-9, 2009.

EHLERINGER, J.R.; BUCHMANN, N.; FLANAGAN, L.B. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 2, p. 412–422, 2000.

GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; ANTWERPEN, R. van. Simulation of sugarcane residue decomposition and aboveground growth. **Plant and Soil**, The Hague, v. 326, p. 243–259, 2010.

HASSINK, J. Density fractions of soil macroorganic matter and microbial biomass as predictors of C and N mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 27, p. 1099-1108, 1995.

_____. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**, The Hague, v. 191, p. 77-87, 1997.

HASSINK, J.; WHITMORE, A.P.; KUBAT, J. Size and density fractionation of soil organic matter and the physical capacity of soils to protect organic matter. **Developments in Crop Science**, Amsterdam, v. 7, p. 245-255, 1997

HOGBERG, P. Tansley review no. 95: ^{15}N natural abundance in soil-plant systems. **New Phytology**, Oxford, v. 137, p. 179-203, 1997.

HOGBERG, P.; NASHOLM, T.; HOGBOM, L.; STAHL, L. Use of ^{15}N labelling and ^{15}N natural abundance to quantify the role of mycorrhizas in N uptake by plants: importance of seed N and of changes in the ^{15}N labelling of the available N. **New Phytologist**, Oxford, v. 127, p. 515-519, 1994.

JOBBÁGY, E.G.; JACKSON, R.B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 2, p. 423– 436, 2000.

KRAMER, M.G.; SOLLINS, P.; SLETTEN, R.S.; SWART, P.K. N isotope fractionation and measures of organic matter alteration during decomposition. **Ecology**, London, v. 84, p. 2021–2025, 2003.

KRULL, E.S.; BESTLAND, E.A.; GATES, W.P. Soil organic matter decomposition and turnover in a tropical Ultisol: evidence from $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and geochemistry. **Radiocarbon**, Amsterdam, v. 44, p. 93–112, 2002.

LAL, R. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. **Environmental Pollution**, Barking, v. 116, p. 353–362, 2002.

_____. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1–22, 2004.

LEIBOVICI, D.; SABATIER, R. A singular value decomposition of k-way array for a principal component analysis of multiway data, pta-k. **Linear Algebra and its Applications**, New York, v. 269, p. 307-329, 1998.

LORENZ, K.; LAL, R. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 88, p. 35-66, 2005.

MENDONÇA, L.A.R.; FRISCHKORN, H.; SANTIAGO, M.F.; CAMARGO, P.B.; LIMA, J.O.G.; MENDES FILHO, J. Identificação de mudanças florestais por ^{13}C e ^{15}N dos solos da Chapada do Araripe, Ceará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 314–319, 2010.

PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V.; OJIMA, D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, p. 1173-1179, 1987.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1989. 273 p.

PINHEIRO, E.F.M.; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C.; MACHADO, P.L.O.A. Fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo e cobertura vegetal em Paty do Alferes (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 731-737, 2004.

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.

POST, W.M.; KWON, K.C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. **Global Change Biology**, Oxford, v. 6, p. 317-327, 2000

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, 2011. Disponível em: < <http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 18 fev. 2013.

RACHID, C.T.C.C.; PICCOLO, M.C.; LEITE, D.C.A.; BALIEIRO, F.C.; COUTINHO, H.L.C.; VAN ELSAS, J.D.; PEIXOTO, R.S.; ROSADO, A.S., Physical–chemical and microbiological changes in Cerrado soil under differing sugarcane harvest management systems. **Biomedcentral Microbiology**, Oxford, v. 12, p. 170–181, 2012.

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1609-1623, 2007.

RESENDE, T.M. Degradação do solo pela conversão do cerrado em pastagem natural na Bacia do Ribeirão bom jardim (Triângulo Mineiro / MG). **Ateliê Geográfico**, Uberlândia, v. 5, p. 118-134, 2011.

RHOADES, C.C.; ECKERT, G.E.; COLEMAN, D.D.C. Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, p. 497–505, 2000.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 70, p. 107–119, 2003.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J. Disruption of soil aggregate by different amounts of ultrasonic energy in SOM fractionation of a clay Latosol: carbon, nitrogen, and ^{13}C distribution in particle-size fractions. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 51, p. 445-454, 2000.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J.; VASCONCELLOS, C.A. Soil organic matter dynamics in density and particle-size fractions as revealed by the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 104, p. 185-202, 2001.

ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; GAZOLLA, P.R.; PERIN, A.; ANJOS, L.H.C. dos. Changes in soil C and N distribution assessed by natural ^{13}C and ^{15}N abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 170, p. 36–44, 2013.

ROVIRA, P.; VALLEJOV, R. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. **Geoderma**, Amsterdam, v. 107, p. 109–141, 2002.

RUMPEL, C.; KÖGEL-KNABNER, I. Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. **Plant and Soil**, The Hague, v. 338, p. 143–158, 2011.

SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**. 1. ed. Porto Alegre: Ed. Genesis, 1999. 491 p.

SCHMIDT, M.W.I.; TORN, M.S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER; JANSSENS, G.; JANSSENS, I.A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D.A.C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D.P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S.E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, London, v. 478, p. 49-56, 2011

SILVA, A.J.N.; RIBEIRO, M.R.; CARVALHO, F.G.; SILVA, V.N.; SILVA, L.E.S.F. Impact of sugarcane cultivation on soil carbon fractions, consistence limits and aggregate stability of a Yellow Latosol in Northeast Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, p. 420–424, 2007.

SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 32, p. 2099-2103, 2000.

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 241, p. 155–176, 2002.

SOUZA, R.A.; TELLES, T.S.; MACHADO, W.; HUNGRIA, M.; TAVARES FILHO, J.; GUIMARAES, M.F. Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 155, p. 1– 6, 2012.

STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F; SIX, J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 86, p. 19–31, 2007.

STEWART, C.E.; PLANTE, A.F.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; SIX, J. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 379-392, 2008.

TAIZ, I.; ZAIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719 p.

TAN, Z.; LAL, R.; OWENS, L.; IZAURRALD, R.C. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 92, p. 53–59, 2007

THORBURN, P.J.; MEIER, E.A.; COLLINS, K.; ROBERTSON, F.A. Changes in soil carbon sequestration, fractionation and soil fertility in response to sugarcane residue retention are site-specific. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 120, p. 99–111, 2012.

VITORELLO, V.A.; CERRI, C.; ANDREUX, F.; FELLER, C.; VIXTÓRIA. R.L. Organic matter and natural ¹³C distribution in forest and cultivated Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 53, p. 773-778, 1989.

VON LUTZOW, M.; KOGELE-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; FLESSA, H.; GUGGENBERGER, G.; MATZNER, E.; MARSCHNER, B. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 39, p. 2183–2207, 2007.

WHALEN, J.K.; BOTTOMLEY, P.J.; MYROLD, D.D. Carbon and nitrogen mineralization from light- and heavy- fraction additions to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 32, p. 1345-1352, 2000.

4 SIMULAÇÃO DA CAPACIDADE MÁXIMA DE ACÚMULO DE C EM SOLOS CULTIVADOS COM CANA-DE-AÇÚCAR A PARTIR DO MODELO CENTURY

Resumo

Novos métodos de manejo e colheita da cana-de-açúcar são considerados importantes para efetivamente contribuir para o aumento dos estoques de C. No entanto, pesquisadores tem sugerido que há nível máximo de acúmulo de C nos solos. O objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica do C no solo em cultivos de cana-de-açúcar sob diferentes manejos, textura de solo e adições de material orgânico, além de simular a capacidade máxima de acúmulo de C no solo a partir do modelo Century. Para isso, avaliou-se quatro diferentes sistemas de manejo de cana-de-açúcar, utilizando-se o modelo Century para simular mudanças nos estoques de C, no $\delta^{13}\text{C}$ e na biomassa microbiana. Os resultados enfatizaram a importância da textura do solo bem como as práticas de manejo para o acúmulo de C no solo. Os sistemas de manejo conservacionistas ao contrário da queima resultaram em estoques de C superiores em 78 % e 98 %, quando simulado solo argiloso e arenoso, respectivamente. Os resultados suportaram o uso do modelo Century em aplicações práticas de acúmulo de C em solos cultivados com cana-de-açúcar, principalmente, para os estoques de C e $\delta^{13}\text{C}$ dos solos avaliados (valor de r igual a 0,90 e 0,95, respectivamente), indicando que o modelo Century pode ser uma importante ferramenta para estabelecer estratégias apropriadas de manejo para aumentar os estoques de C do solo ao longo do tempo. O longo período de avaliação mostrou que conceitos, como o "steady state" de C no solo, podem ser investigados via modelagem, como pelo uso do modelo Century.

Palavras-chave: Saturação de C no solo; Manejo do solo; Estoque de C; ^{13}C

Abstract

Newer methods of management and harvesting of sugarcane are considered important to effectively contribute to increase soil C stocks. However, researchers have been suggesting that there is an upper level ("steady state") of C in soils. Our aim in this study was to evaluate soil C dynamics under sugarcane cultivation as influenced by crop management, soil texture, and organic matter additions and the maximum capacity of soils to accumulate C using the Century model. This study evaluated four different management systems of sugarcane conductions. We used the Century model to simulate changes in the soil C stocks, ^{13}C and microbial biomass. The results emphasized the importance of soil texture as well as management practices in the soil C accumulation. The conservation management system resulted in higher C stocks in 78% and 98% when simulated clay and sandy soil, respectively. Our results supported the use of Century model in practical applications of C accounting in soils cultivated with sugarcane, indicating that Century model can be an important tool for establishing the most appropriate soil management strategies to increase soil organic carbon stocks through time. The long term evaluation showed that new concepts such as steady state of soil C can be investigated via modeling, such models as Century.

Keywords: Steady state; Soil management; Carbon stocks; ^{13}C

4.1 Introdução

A demanda pela produção de biocombustíveis está aumentando rapidamente (LAL, 2009), devido às preocupações voltadas a substituição do combustível fóssil e a mitigação da emissão de gases (THORBURN et al., 2012; BORDONAL et al., 2012). Com isso, grande atenção tem sido dada a produção de etanol de cana-de-açúcar nos últimos anos, destacando o Brasil como o maior produtor (FAO, 2011), com expectativas de produção de 793 milhões toneladas até 2022 (BRASIL, 2013).

Com a expansão das áreas cultivadas com cana-de-açúcar surgem preocupações relacionadas ao grau de degradação do solo (GARSIDE, 1997; HAYNES; HAMILTON, 1999; DOMINY et al., 2002; GRAHAM et al., 2002). Um dos fatores mais agravantes associados à degradação de solos cultivados com cana-de-açúcar é a perda de matéria orgânica do solo (MOS) quando da adoção de manejo convencional, o qual faz uso da queima de resíduos da cultura (DOMINY et al., 2002; ROBERTSON; THORBURN, 2007; GALDOS et al., 2009, 2010).

Neste contexto, a utilização de novos métodos de colheita da cana-de-açúcar tem sido considerada a principal mudança de manejo do solo que pode efetivamente contribuir para o aumento dos estoques de C no solo (GALDOS et al., 2009, 2010; THORBURN et al., 2012). A mudança da colheita manual para a mecanizada, sem o uso da pré-queima, pode deixar na superfície do solo em torno de 15- 20 Mg ha⁻¹ de matéria seca por ano (FORTES et al., 2012).

Estudos tem mostrado que a prática de retenção de resíduos da cana-de-açúcar pode contribuir para gradual aumento do C orgânico do solo ao longo do tempo (ROBERTSON; THORBURN, 2007; GALDOS et al., 2009; CANELLAS et al., 2010; THORBURN et al., 2012). O aporte de material orgânico, como os subprodutos do processamento da cana-de-açúcar, seria outra promissora prática de manejo para aumentar os estoques de C do solo (LEITE et al., 2004; FLIEßBACH et al., 2007; ARAÚJO et al., 2008). Essas estratégias de manejo e uso integrado aos fertilizantes minerais tem sido utilizados com o objetivo de manter a MOS, a produção e rentabilidade da cultura, além de aumentar a qualidade do solo (FLIEßBACH et al., 2007; ARAÚJO et al., 2008; KAUR et al., 2008).

Dessa forma, práticas de manejo conservacionistas podem restaurar os estoques de C, removendo CO₂ da atmosfera. Entretanto, as taxas de estabilização da MOS ou mesmo o potencial de um dado solo estocar C é diretamente dependente do clima (temperatura e precipitação), tipo de solo (textura e

mineralogia), cobertura vegetal e práticas de manejo. Além disso, pesquisadores têm sugerido que a estabilização de C no solo é também condicionada principalmente pelo conteúdo de silte e argila, área superficial e reatividade de partículas minerais do solo (HASSINK, 1997; KIEM et al., 2002; KIEM; KOGEL-KNABNER, 2002), postulando que há um nível de máximo de acúmulo de C no solos.

O acúmulo máximo de C nos solos seria uma medida da saturação do C no solo, o qual poderia física e quimicamente estocar (WEST; SIX, 2006), e que este nível seria diferente entre os diferentes tipos de solos. A estabilização pode ser definida como uma proteção contra a mineralização da MOS, e a estabilidade resultaria do efeito integrado da recalcitrância do material orgânico, da interação organomineral e da acessibilidade da microbiota do solo (KRULL et al., 2003; LÜTZOW et al., 2008). Neste contexto, o uso de modelos de simulação podem complementar estudos que buscam estimar a capacidade máxima dos solos em acumular C ao longo do tempo.

O modelo Century 4.0 é apontado como um dos melhores modelos para estudos relacionados à dinâmica da MOS (SMITH et al., 1997) por ser um modelo mecanístico, o qual analisa a dinâmica da MOS e de nutrientes no sistema solo-planta ao longo do tempo em diferentes agrossistemas (PARTON et al., 1988; PAUSTIAN et al., 1992). Para isso, são integrados efeitos climáticos e variáveis do solo para simular os estoques de C e N, e a dinâmica da água no sistema solo-planta, os quais possibilitam a simulação de sistemas complexos de manejo agrícola, incluindo rotações de cultura, práticas de manejo e seus efeitos, além dos efeitos da mudança climática na produtividade e na sustentabilidade do agroecossistema (METHEREL et al., 1993; PARTON; RASMUSSEN, 1994).

Apesar do sucesso da aplicação do modelo Century, principalmente em condições de clima temperado (PAUSTIAN et al., 1992; SMITH et al., 1997, 2012; DEL GROSSO et al., 2001), estudos sob condições tropicais e subtropicais (CERRI et al., 2004; LEITE et al., 2004; TORNQUIST et al., 2009; GALDOS et al., 2009, 2010) ainda são limitados, principalmente em sistemas agrícolas que utilizam fertilizantes orgânicos (LEITE et al., 2004) e fertilizantes minerais (GALDOS et al., 2009, 2010), visando atingir a capacidade máxima de estabilização de C (TORNQUIST et al., 2009).

O objetivo do presente estudo foi avaliar, a partir do uso do modelo Century, a dinâmica do C em solos cultivados com cana-de-açúcar e como esses são

influenciados pelo manejo da cultura, textura do solo e adição de material orgânico. Além disso, avaliou-se a capacidade máxima de solos cultivados com cana-de-açúcar em acumular C, uma vez submetidos a diferentes práticas de manejo (queima e sem queima da palha e, adição de material orgânico por 4 e 12 anos) e conduzidos em solos com diferenças texturais.

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Descrição da área de estudo

A área de estudo está localizada em Goianésia, GO (15°19' S; 49°08' O; elevação 649 m), a qual representa o extremo norte da região centro-sul de produção de cana-de-açúcar no Brasil (Figura 1). O clima da região é classificado como tropical savana, quente e úmido com inverno seco e verão chuvoso (Aw), de acordo com a classificação de Köppen. A precipitação e temperatura médias são 1602 mm e 24,3°C, respectivamente. Os solos foram classificados como Latossolos Vermelho-Amarelo distróficos (Oxisols (Typic Hapludox)).

Figura 1 - Localização da área de estudo em Goianésia, Goiás, Brasil

A área de estudo está incluída em uma das mais importantes áreas de expansão de cana-de-açúcar no Brasil (em torno de 8,1 % da produção brasileira, correspondendo a 678,42 mil ha (COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB, 2011)), onde tem sido utilizado fertilizantes orgânicos como palha de cana-de-açúcar, vinhaça e torta de filtro; subprodutos da cadeia produtiva do etanol e açúcar.

Esse estudo avaliou quatro diferentes sistemas de manejo do solo: (1) com queima - cana-de-açúcar conduzida com manejo convencional com queima da

palha; (2) sem queima - cana-de-açúcar conduzida com manejo convencional mas sem queima da palha; (3) orgânica-4 e (4) orgânica-12 - cana-de-açúcar conduzida sem queima da palha e, com aporte de resíduos orgânicos (vinhaça e torta de filtro), durante 4 e 12 anos, respectivamente. Adicionalmente, uma área remanescente de vegetação nativa, foi utilizada como referência, a qual foi classificada como Cerradão.

4.2.2 Análises físicas, químicas e biológicas do solo

A densidade, pH, conteúdo de argila, silte e areia dos solos foram determinados de acordo com EMBRAPA (1979) e, Anderson e Ingram (1989). Para essas análises, amostras de solo foram secas ao ar e tamisadas em peneiras de 2 mm para remover fragmentos de rocha e pequenas raízes.

O pH foi determinado em água, na proporção 2,5 mL de água por 1 g de solo. A densidade do solo foi determinada no campo, com anéis volumétricos de aço de volume interno equivalente a 0,785 L.

Os teores de C e N foram determinados pelo método de combustão seca (NELSON; SOMMERS, 1996), através do analisador elementar de C e N (TruSpec® CN LECO). O cálculo dos estoques de C foi feita a partir da multiplicação entre o teor de C (dag kg^{-1}), a densidade do solo (g cm^{-3}) e a profundidade da camada de solo (cm).

O conteúdo de C da biomassa microbiana (C-BM) foi determinado para os primeiros 10 cm de profundidade, usando o método de fumigação por clorofórmio e extração (VANCE et al., 1987; FEIGL et al., 1995). A extração foi feita em 5 replicatas de 20 g de subamostras de solo que foram extraídas com 80 mL de solução de K_2SO_4 de $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. O C orgânico total (COT) do solo foi determinado pelo método de oxidação via úmida (WALKLEY; BLACK, 1934). O C da biomassa microbiana foi obtido pela diferença entre o COT das amostras de solos fumigados e não fumigados, ajustados pelo fator de correção de eficiência de extração de 0,38 (SPARLING et al., 1992).

As abundâncias naturais isotópicas do $\delta^{13}\text{C}$ e do $\delta^{15}\text{N}$ (‰) foram determinadas em espectrômetro de massas (Finnigan Delta-E) acoplado a um analisador elementar CN. A abundância natural isotópica foi calculada a partir do padrão internacional Pee Dee Belemnita (PDB) como descrito em Bernoux et al. (1998). Além disso, resultados da abundância natural isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ dos solos

foram usados para estimar a proporção de C derivado de plantas com ciclo fotossintético C4 comparados ao C oriundo de resíduos de plantas C3 (VITORELLO et al., 1989).

4.2.3 O modelo Century

Três compartimentos da MOS (ativo, lento e passivo) são considerados pelo modelo Century 4.0, cada um representando diferentes frações da MOS, os quais apresentam diferentes taxas de decomposição. Esses compartimentos são afetados diretamente pelos fatores edafoclimáticos (por exemplo, temperatura, umidade e textura do solo), composição química dos resíduos (lignina/N, C/N), e práticas de manejo, que controlam as taxas de decomposição e determinam o fluxo de C e N entre os compartimentos da MOS (METHERELL et al., 1993).

Além disso, o modelo Century simula os aportes de resíduos vegetais, tanto pela parte aérea quanto pela parte subterrânea da planta, e um compartimento microbiano superficial, o qual está relacionado à decomposição de resíduos na superfície. Os resíduos de plantas aportados acima ou abaixo do solo são divididos em compartimentos estruturais e metabólicos, os quais são determinados pela relação entre lignina e N presentes no resíduo (o aumento desta razão resulta em maior contribuição para o compartimento estrutural, o qual apresenta lenta/baixa taxa de decomposição).

Para o modelo Century a parametrização relacionada à dinâmica da MOS considera os primeiros 20 cm de profundidade do solo. As variáveis de saída simuladas, *somsc*, *som1c(2)* e *dsomsc* foram comparadas, respectivamente, aos estoques de C do solo, C-BM e $\delta^{13}\text{C}$ dos solos (METHERELL et al., 1993):

- *somsc* é o somatório do C marcado e não marcado (isotopicamente) proveniente dos compartimentos *som1c*, *som2c*, and *som3c* (g/m^2), em que, *som1c* é o C do compartimento ativo, *som2c* é o C do compartimento lento da MOS, com decomposição do compartimento estrutural, e *som3c* é o C do compartimento passivo da MOS, o qual é muito resistente a decomposição e considera a estabilização física e química da MOS (tempo de ciclagem 400 a 200 anos).

- *som1c(2)* representa a microbiota do solo e seus produtos, com tempo de ciclagem de meses a poucos anos dependendo das condições ambientais e conteúdo de areia.

- *dsomsc* é o valor da abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ para MOS (*somsc*).

4.2.4 Parametrização do modelo Century

Para a utilização do modelo Century é necessário a entrada de informações sobre o clima local, textura do solo e aporte de N (PARTON et al., 1993). Neste estudo o banco de dados climático foi composto por médias mensais de temperatura máxima e mínima, considerando o período de 1961 a 2011. Os dados foram fornecidos pelo INMET (BDMAP), EMBRAPA Arroz e Feijão e pela estação meteorológica da usina Jalles Machado (Tabela 1). Os dados referentes à textura, densidade e pH de solo são apresentados na Tabela 2.

Tabela 1 - Dados climáticos referentes ao período dos últimos 30 anos para a região de Goianésia, GO

Mês	Temperatura (°C)		Precipitação (mm)		
	Mín	Máx	Média	DP	Ass
Jan	19,62	29,20	265,1	104,2	0,1
Fev	19,61	29,77	224,0	96,9	2,93
Mar	19,35	29,87	203,6	82,3	-0,07
Abr	18,60	30,09	115,8	56,0	-0,86
Mai	16,37	29,42	30,0	32,5	5,03
Jun	14,35	29,17	10,4	20,2	6,59
Jul	14,15	29,55	04,3	9,7	9,39
Ago	15,78	31,58	11,2	18,8	5,2
Set	18,58	32,51	45,3	40,8	-0,1
Out	19,63	31,32	154,6	79,6	1,3
Nov	19,74	29,67	235,2	85,8	-0,45
Dez	19,73	28,95	281,5	11,43	10,91

Banco de dados meteorológicos do INMET, EMBRAPA Arroz e Feijão e da Usina Jalles Machado S.A, referentes ao período de 1961 a 2011. DP: desvio padrão; Ass: assimetria padronizada.

O histórico de uso da terra para a área de estudo (Figura 2), com detalhes sobre mudança de uso da terra e práticas de manejo adotadas é importante para a simulação da dinâmica do C e N do solo ao longo do tempo.

- desmatamento da vegetação nativa e conversão para cana-de-açúcar:

para simular o equilíbrio da MOS foi necessário a simulação das áreas em estudo sob vegetação nativa (Cerradão) por 3000 anos, a partir da composição do *schedule file*, caracterizada pelo modelo Century no arquivo *tree.100*. Para as áreas cultivadas com cana-de-açúcar foram assumidos todas as culturas intermediárias (Figura 2), apesar da falta de informações específicas sobre as práticas de manejo antes da introdução da cana-de-açúcar. Os períodos entre a conversão das áreas de vegetação nativa em cana-de-açúcar foram 34, 36, 36 e 27 anos para as áreas com queima, sem queima, orgânica-4 e orgânica-12, respectivamente. As simulações

para as áreas de cana-de-açúcar foram feitas utilizando-se a parametrização realizada por Galdos et al. (2009, 2010) para a cultura da cana-de-açúcar.

Tabela 2 - Propriedades dos solos cultivados com cana-de-açúcar e sob vegetação nativa localizados no município de Goainésia, GO, Brasil, para a profundidade de 0 a 20 cm

Área de estudo	Textura g kg ⁻¹			Densidade g cm ⁻³	pH em CaCl ₂
	Argila	Silte	Areia		
Com queima	617±34,87	139±35,33	242±4,93	1,15±0,10	4,85±0,20
Sem queima	442±15,51	84±9,90	472±12,71	1,35±0,08	4,82±0,38
Orgânica-4	614±18,53	154±15,65	230±7,81	1,15±0,07	5,03±0,23
Orgânica-12	351±0,0	292±7,94	357±7,94	1,15±0,12	5,23±0,20
Vegetação nativa	597±36,43	95,6±34,56	305±10,02	1,00±0,11	4,31±0,36

- **cana-de-açúcar com queima:** a cultura da cana-de-açúcar foi tradicionalmente colhida após a queima de topos e folhas, principalmente para facilitar o corte manual. Algumas áreas ainda mantêm este tipo de manejo, embora existam leis para alguns estados do Brasil limitando este procedimento. As áreas conduzidas com queima foram simuladas usando pré-colheita com queima durante 27 anos, e sob fertilização mineral. Foram simulados os parâmetros para fogo (arquivo *fire.100*), de acordo com Galdos et al. (2009), em que 85 % da matéria seca (folhas e topos) são removidos pelo fogo, e 80 % do N presente no resíduo é perdido para atmosfera.

O arquivo *fire.100* considera também parâmetros relacionados às frações removidas por eventos de fogo, como: parte aérea viva (FLREM), material morto em pé (FDFREM (1)), resíduos em superfície (FDFREM (2)), N, P e S presentes em materiais queimados localizados na superfície do solo (FRET (1), (2), (3)). Os valores usados para esses parâmetros foram 0,33; 0,33; 0,85; 0,1; 1,0; 1,0 g m⁻², respectivamente. Para o processo de colheita (*harv.100*), o qual está relacionado à fração viva acima do solo, e que não será afetada pelas operações de colheita (AGLREM) utilizou-se o valor de 0,01 g m⁻², e para a fração da biomassa acima do solo que será removida (RMVSTR) utilizou-se o valor de 0,9 g m⁻².

- **cana-de-açúcar sem queima:** sistemas de colheita sem queima priorizam a retenção de resíduos na camada superficial do solo, sendo uma prática ambientalmente correta, reduzindo a perda, a erosão do solo e a poluição do ar, além disso, contribui para o aumento do acúmulo de C no solo. Neste estudo, foi simulado para a área sem queima, 13 anos sob cana-de-açúcar conduzida em sistema com queima e, os últimos 11 anos com colheita sem queima. Essa área foi caracterizada pelo arquivo *harv.100* com valores de RMVSTR equivalentes a 0,60 g m⁻²; valor mais baixo do que para área com queima, refletindo as diferenças da biomassa em pé e as frações removidas, tanto biomassa produzida como os resíduos retidos.

- **cana-de-açúcar sob adubação orgânica:** o uso integrado de fertilizantes químicos e orgânicos tem sido sugerido como forma de manter a MOS e a produção de culturas (BULLUCK et al., 2002; KAUR et al., 2008). Há o interesse particular em utilizar os resíduos gerados pela cadeia produtiva do açúcar e do bioetanol como adubos orgânicos, de forma a estabilizar C no solo, melhorando suas características. Para o modelo Century o aporte de material orgânico é indicado pelo arquivo de parametrização *omad.100*. Esse arquivo contém eventos de aplicação de material orgânico, definidos em termos de composição química e taxa de aplicação. No presente estudo foi utilizado o aporte de torta de filtro e vinhaça. Entre os resíduos utilizados no cultivo da cana-de-açúcar estes são destacados pelo fato de serem subprodutos gerados em grande quantidade e por apresentar importantes características, como elevado teor de MO. A torta de filtro, resíduo com elevado teor de fibra, é gerado no processamento da cana-de-açúcar em açúcar e bioetanol. A composição da torta de filtro usada neste estudo foi baseada em análises disponíveis na literatura: 228 g C kg⁻¹, 12 g N kg⁻¹, e 160 g lignina kg⁻¹ (ORLANDO

FILHO et al., 1991, GALDOS et al., 2009). A vinhaça é um resíduo líquido nutricionalmente enriquecido, principalmente em potássio, a qual é gerada na etapa de destilação da produção de etanol. A composição usada no estudo de simulação foi baseada na análise reportada por Demattê et al. (2004), com 11,56 g C L⁻¹ e 0,42 g N L⁻¹.

4.2.5 Modelagem do estoque de C do solo

A variável de entrada *somsc* foi utilizada por representar mais proximamente o estoque de C do solo mensurado. Esta variável do modelo Century é definida como a soma de três compartimentos da MOS, ativo, lento e passivo.

4.2.6 Modelagem do C-BM

Para o modelo Century a biomassa microbiana é conceituada como a fração ativa, a qual representa não somente o C-BM, mas também inclui os metabólitos associados à biomassa microbiana (METHERELL et al., 1993). Esse compartimento representa somente uma pequena porção da MOS total (2 a 5 % do C orgânico total do solo), o qual exibe rápida taxa de decomposição (tempo mínimo de ciclagem é 0,5 ano), com uma dinâmica que pode ser algumas vezes claramente distinta da MOS total (SITOMPUL et al., 1996, 2000). A taxa de ciclagem da MOS é também influenciada pela textura do solo (alta para solos arenosos), enquanto a estabilização da MOS ativa até MOS lenta é influenciada pelo conteúdo de argila e silte do solo (alta estabilização para elevados conteúdos de silte e argila).

O C-BM mensurado foi determinado pelo método de fumigação-extração (VANCE et al., 1987; FEIGI et al., 1995). Posteriormente, comparou-se os valores mensurados e simulados para a variável *som1c(2)*, a partir do modelo Century.

4.2.7 Modelagem do $\delta^{13}\text{C}$ e da proporção de C derivado de plantas C4

As áreas de estudo foram convertidas de vegetação nativa a cana-de-açúcar, por isso, foi possível identificar a alteração no sinal isotópico $\delta^{13}\text{C}$ das frações da MOS, as quais refletem esta transição, devido ao ciclo fotossintético de plantas C3 (vegetação nativa) discriminar mais fortemente a ocorrência natural desse isótopo do que plantas C4 (cana-de-açúcar) (CADISCH et al., 1996).

Utilizou-se os valores mensurados de $\delta^{13}\text{C}$ do solo para comparar com os valores simulados pelo modelo Century (*dsomsc*). Para esta simulação foi utilizado o

parâmetro DEL13C, caracterizado no arquivo *crop.100*, o qual representa o valor de $\delta^{13}\text{C}$ para o isótopo estável do C, sendo utilizado o sinal isotópico de -28 ‰ para serrapilheira de vegetação nativa (Cerradão) e -12 ‰ para os resíduos de cana-de-açúcar.

Baseado no sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ do solo foi possível quantificar a quantidade de C total (C_t) derivado da vegetação nativa (C_f) e da cana-de-açúcar (C_s) (VITORELLO et al., 1989), de acordo com as equações abaixo (CERRI et al., 2004):

$$C_s = C_t \cdot (\delta_c - \delta_f) / (\delta_s - \delta_f), \quad C_f = C_t - C_s$$

$$PC_s = 100 \cdot (\delta_c - \delta_f) / (\delta_s - \delta_f), \quad PC_f = 100 - PC_s$$

Em que, C_t é o conteúdo de C total na camada de solo sob cana-de-açúcar; δ_c é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ da respectiva camada de solo cultivada com cana-de-açúcar (-12 ‰). PC_s e PC_f é o percentual do C total derivado da cana-de-açúcar e da vegetação nativa, respectivamente.

4.2.8 Simulação do "Steady state"

De forma a obter a capacidade máxima de estabilização de C no solo, foi simulado, a partir do modelo Century, o parâmetro *somsc* para o período de 1950 a 2150, em que foi evidenciado o "steady state" (estoque máximo de C acumulado) para as áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos do solo comparando-se à área de vegetação nativa.

4.2.9 Simulação do "steady state" do C no solo em função de diferenças texturais

Considerando-se a influência da textura do solo nas diferentes capacidades dos solos em acumular C, simulou-se para todos os manejos avaliados os parâmetros *somsc*, *som1c(2)* e *dsomsc*. Para isso, utilizou-se as texturas referentes as áreas cultivadas com cana-de-açúcar conduzida sob pré-queima e sob adubação orgânica por 12 anos, as quais apresentam, respectivamente, 62 % e 35 % de argila, substituindo-se esses valores em todos os *site.files*, possibilitando a comparação da condução de determinado manejo em diferentes texturas de solo. Tais texturas foram selecionadas em virtude de serem as texturas extremas avaliadas nesse estudo.

4.2.10 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram feitas seguindo um grupo de testes propostos por Smith et al. (1996, 1997). Essas análises avaliaram quão bem os valores simulados pelo modelo Century são comparáveis aos resultados mensurados, considerando-se os resultados para estoques de C do solo, C-BM e $\delta^{13}\text{C}$.

Ênfase foi dada aos parâmetros estatísticos: raiz quadrada do erro médio (RMSE), coeficiente de correlação (r), coeficiente de determinação (CD), diferença média (M), e coeficiente de massa residual (CRM).

4.3 Resultados

4.3.1 Modelagem do estoque de C do solo

A tendência geral dos estoques de C do solo foram bem representadas pelo modelo Century (Tabela 3). A Figura 3 mostra a comparação entre os resultados simulados e mensurados para as áreas com cana-de-açúcar e vegetação nativa.

Os resultados deste estudo enfatizaram principalmente a importância da textura do solo e das práticas de manejo no acúmulo de C no solo. O solo da área orgânica-4 apresenta elevado conteúdo de argila (614 g kg^{-1}) o que, combinado ao aporte orgânico, resultou em elevados estoques de C do solo, tanto para os resultados mensurados quanto para os simulados. Por outro lado, o manejo com queima dos resíduos (área com queima), apesar de apresentar conteúdo de argila similar (617 g kg^{-1}) à área orgânica-4, mostrou baixo estoque de C, o que reforça o potencial das práticas de manejo convencionais (por exemplo, queima dos resíduos por longo período) em diminuir o C do solo.

Figura 3 - Valores simulados e mensurados de estoques de C para a profundidade de 0-20 cm para as áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos e sob vegetação nativa. Médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo Teste de Tukey a 5 % de probabilidade

Sob o mesmo manejo, a influencia da textura do solo foi evidente quando comparados a área orgânica-4 com a área orgânica-12, as quais apresentam texturas contrastantes (Tabela 2). O longo período sob aporte de material orgânico em solo com elevado conteúdo de areia (área orgânica-12) resultou em menores estoques de C quando comparado ao menor tempo sob aporte de material orgânico em solo com elevado conteúdo de argila (área orgânica-4) (Figura 3). Solos arenosos apresentaram estoques de C 26 % menores, apesar de ter recebido adições de material orgânico por oito anos a mais do que o solo argiloso.

O conteúdo de silte também tem importante contribuição nos estoques de C do solo bem como o conteúdo de argila. Neste estudo foi possível observar que, embora a área sem queima tenha elevado conteúdo de argila (442 g kg⁻¹) e tenha sido conduzida sem queima por 11 anos (Figura 2), os resultados foram similares à área orgânica-12; com baixo conteúdo de argila (351 g kg⁻¹), a qual também foi

conduzida sem queima. Talvez, parte dessa explicação está relacionada ao elevado conteúdo de silte na área orgânica-12 (292 g kg⁻¹) comparada à área sem queima (84 g kg⁻¹), o que pode ter contribuído para o acúmulo de C no solo, complementando o déficit de argila. Outra possível explicação para os estoques de C similares está relacionada à significativa contribuição não somente dos resíduos da cana-de-açúcar deixados sob o solo mas também do aporte orgânico na área orgânica-12 comparada à área sem queima que teve somente a contribuição dos resíduos da cana-de-açúcar para o acúmulo de C no solo.

Tabela 3 - Parâmetros estatísticos aplicados aos valores simulados e mensurados para as áreas em estudo

Parâmetros estatísticos	Estoque C (g m ⁻²)	C-BM (g m ⁻²)	δ ¹³ C (‰)
<i>R</i>	0,90	0,63	0,95
RMSE	6,59	36,29	-17,02*
CD	0,92	9,39	0,77
M (g m ⁻²)	-50,99	-2,33	3,06
CRM	-0,014	-0,5	-0,16

Estoque C: estoques de C do solo, C-BM: teor de C da biomassa microbiana, δ¹³C: abundância natural isotópica ^{13/12}C dos solos, *r*: coeficiente de correlação, RMSE: raiz quadrada do quadrado médio do erro, CD: coeficiente de determinação, M: diferença média, CRM: coeficiente da massa residual, *: δ¹³C resultados são expressos em valores negativos

4.3.2 Modelagem do C-BM

Para a comparação entre valores simulados e mensurados do C-BM foi necessário a conversão dos valores gerados pelo modelo Century de 0-20 cm para 0-10 cm; profundidade utilizada para a determinação dos dados de C-BM mensurados. Essa conversão foi feita usando a relação derivada de Cerri et al. (2004), pela multiplicação dos valores simulados por 0,56; o qual se refere a percentagem (56 %) do C total presente na camada de solo de 0-10 cm em relação ao C total do solo contido na camada de 0-20 cm, reportada neste estudo.

Os resultados simulados pelo modelo Century são similares aos resultados mensurados (Tabela 3) de C-BM para as áreas de vegetação nativa, orgânica-12 e sem queima. O modelo Century superestimou os valores para as áreas orgânica-4 e, principalmente, para a área com queima, quando comparado aos resultados mensurados.

Os resultados de C-BM mostraram tendência de aumento dos teores com a melhoria do manejo do solo, com exceção apenas para a área com queima, onde os

valores simulados foram mais que o dobro do valor mensurado (Figura 4). Possivelmente, a queima de resíduos tem um efeito limitante na biomassa microbiana não representado pelo modelo.

Figura 4 - Valores simulados e mensurados de C da biomassa microbiana para a profundidade de 0-10 cm para as áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos e sob vegetação nativa. Médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo Teste de Tukey a 5 % de probabilidade

Para a área orgânica-12 foi observado o maior valor mensurado entre as áreas de cana-de-açúcar.

Em geral, o modelo Century superestimou as áreas com elevado conteúdo de argila (áreas com queima, sem queima e, orgânica-4). No entanto, o baixo conteúdo de silte na área sem queima possivelmente tenha atenuado esta superestimação (Figura 4).

4.3.3 Modelagem do $\delta^{13}\text{C}$ e da proporção de C derivado de resíduos de plantas C4

O modelo Century mostrou bom desempenho para a simulação do $\delta^{13}\text{C}$ ($r = 0,95$) (Tabela 3). Os valores simulados para vegetação nativa foram em torno de

-27 ‰ e para áreas com cana-de-açúcar variou de -19 a -22 ‰. Resultados mensurados variaram de -26 ‰ para área de vegetação nativa e de -15 a -20 ‰ para as áreas com cana-de-açúcar (Figura 5).

Figura 5 - Valores simulados e mensurados de $\delta^{13}\text{C}$ do solo na profundidade de 0-20 cm para as áreas de cana-de-açúcar sob diferentes manejos de solo e sob vegetação nativa. Médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo Teste de Tukey a 5 % de probabilidade

Os resultados simulados subestimaram a proporção de C derivado de resíduos de plantas C4 (Figura 6) em todas as áreas avaliadas, principalmente para as áreas sob adubação orgânica. Enquanto os resultados mensurados para área orgânica-12 evidenciaram quase 75 % de substituição do C derivado de resíduos de planta C3 (vegetação nativa) por resíduos de plantas C4 (cana-de-açúcar) (Figura 6), para os resultados simulados a substituição foi na ordem de 54 %. Algumas das diferenças entre valores mensurados e simulados poderiam ser incluídas nas incertezas referentes ao período de mudança de uso da terra, recentes práticas de manejo, ou possivelmente, devido ao tamanho relativo do compartimento passivo da

MOS ou em virtude da taxa de decomposição inserida no modelo não refletir precisamente o sistema de vegetação nativa avaliado.

Figura 6 - Valores simulados e mensurados da proporção de C derivado de resíduos vegetais C3 (vegetação nativa) e C4 (cana-de-açúcar) na profundidade de 0-20 cm para as áreas de cana-de-açúcar avaliadas sob diferentes sistemas de manejos e vegetação nativa (equilíbrio). Cdf: percentagem de C derivado de vegetação nativa; Cds: percentagem de C derivado de cana-de-açúcar

O modelo não evidenciou considerável aumento do C derivado de resíduos de plantas C4 (cana-de-açúcar e pastagem) de acordo com a adoção de melhores práticas de manejo do solo (de manejo com queima a adubação orgânica, por longos períodos), o que por outro lado foi claramente observado para os resultados mensurados. Parte da incerteza pode estar relacionada às entradas do modelo referentes a adição de material orgânico, pois não existem medidas ou mensurações precisas.

4.3.4 Simulação do "steady state"

Para a simulação do "steady state" todas as áreas avaliadas foram simuladas como vegetação nativa até o ano de 1950. Os estoques de C do solo ao final do período de vegetação nativa refletiu as diferenças existentes entre as texturas dos solos, os quais variaram de 3700 a 4900 g m⁻², aproximadamente, com o maior nível referentes às áreas argilosas.

O uso do manejo com queima resultou em rápido estabelecimento do menor nível para o "steady state" de C no solo, após introdução da cana-de-açúcar, o qual permaneceu praticamente inalterado ao longo do período de simulação (Figura 7).

Figura 7 - Simulação dos estoques de C do solo (*soms*), na profundidade de 0-20 cm (Figura 1) até o ano de 2150 para áreas cultivadas com cana-de-açúcar sob diferentes manejos e sob vegetação nativa

Foi evidente para os resultados simulados pelo modelo Century que a adoção de práticas de manejo conservacionistas, independente da textura do solo, resultou nos maiores níveis de estoques de C alcançados na condição de equilíbrio, com o maior valor observado para a área orgânica-4, a qual não alcançou o equilíbrio durante o período de simulação (até 2150). De qualquer forma, para as áreas sem queima e orgânica-12 foi possível observar o estabelecimento da condição de equilíbrio, com os estoques de C em um nível intermediário aos obtidos pelas áreas orgânica-4 e com queima (Figura 7).

A área orgânica-4, apesar do longo período de simulação, não evidenciou o estabelecimento do equilíbrio destacando a capacidade de solos argilosos em acumular C no solo.

Os resultados da simulação para $\delta^{13}\text{C}$ mostrou a mudança do sinal isotópico com o tempo de decaimento do conteúdo de C derivado da vegetação nativa (resíduos de plantas C3) (Figura 8).

Figura 8 - Simulação da abundância natural isotópica do solo (^{13}C em ‰) na profundidade de 0-20 cm (Figura 1) até o ano de 2150 para áreas cultivadas com cana-de-açúcar sob diferentes manejos e sob vegetação nativa

O manejo com queima evidenciou a menor contribuição de C derivado de resíduos C4 quando comparado às áreas sem queima, orgânica-4 e orgânica -12, o qual reflete o sinal isotópico da pastagem estabelecida anteriormente e, da cultura atual, cana-de-açúcar (Figura 2). Para as áreas sem queima, orgânica-4 e orgânica-12 foi observado valores finais de $\delta^{13}\text{C}$ similares. A área orgânica-12, com o maior histórico de aplicação de adubação orgânica e menor valor inicial de C, teve a influencia mais evidente no sinal isotópico ($\delta^{13}\text{C}$) devido aos resíduos de plantas C4. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para as áreas sem queima e orgânica-4 foram quase idênticos ao final do período simulado.

4.3.5 Simulação do "steady state" do C no solo em função de diferenças texturais

Os estoques de C do solo variaram de 2742,38 a 5785,15 g m⁻² para a simulação com 62 % de argila e, de 1723,35 a 4594,08 g m⁻² para a simulação com 35 % de argila. A tendência do C no solo ao longo do tempo foi a mesma para o maior e menor conteúdo de argila entre os vários manejos do solo. Em ambas as texturas de solo avaliadas, os manejos conservacionistas (sem queima e orgânica-4 e orgânica-12) levaram aos maiores aumentos dos estoques de C; superiores ao manejo convencional (com queima) (Figura 9).

Figura 9 - Simulação dos estoques de C do solo até o ano de 2150 para a profundidade de 0-20 cm, considerando os teores de 62 (A) e 35 % (B) de argila para áreas cultivadas com cana-de-açúcar sob diferentes manejos e sob vegetação nativa

As diferenças nos estoques de C entre as áreas (manejos) simuladas com 62 % e 35 % de argila foram 987,9, 1228,1, 1236,8 e 1280,4 g m⁻², respectivamente, para as áreas com queima, sem queima, orgânica-4 e orgânica-12. Esses resultados enfatizaram que a capacidade do solo acumular C deve-se, além do conteúdo de argila no solo, aos efeitos da adoção de manejos conservacionistas.

A $\delta^{13}\text{C}$ também foi simulada a longo prazo (de 1950 a 2150) para todas as áreas avaliadas, testando as diferentes texturas estabelecidas. Com isso, foi possível detectar a influência da textura do solo na substituição do C derivado de resíduos vegetais C3 para C4, ou mesmo pelos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de acordo com o manejo adotado (Figura 10).

Figura 10 - Simulação até o ano de 2150 da abundância natural isotópica do ^{13}C no solo para a profundidade de 0-20 cm, considerando a textura de 62 (A) e 35 % (B) de argila (Figura 1) para áreas cultivadas com cana-de-açúcar sob diferentes manejos e sob vegetação nativa

Os resultados evidenciaram que para a área sob manejo com queima, na qual foi simulado o cenário de menor aporte de C observou-se a mais lenta substituição de C derivado de resíduos de plantas C3 para C4, em ambas as texturas simuladas, evidenciando menor valor de $\delta^{13}\text{C}$ ao final do período de simulação (2150). Para o manejo com queima seria necessário um período de simulação maior para o valor de $\delta^{13}\text{C}$ se aproximar aos obtidos pelos outros três manejos avaliados.

A simulação para o solo com 35% de argila evidenciou que para esta textura houve maior estabilização de C derivado de resíduos C4 do que para o solo com maior conteúdo de argila.

4.4 Discussão

4.4.1 Modelagem dos estoques de C no solo

Foram comparados os estoques de C do solo mensurados e simulados pelo modelo Century. Em ambos os resultados o maior estoque de C foi observado para a área de vegetação nativa comparado às áreas de cana-de-açúcar, mesmo aqueles com conteúdo de argila muito próximos. Esse resultado corrobora com resultados encontrados por Marchiori e Melo (2000); Dominy et al. (2002); Galdos et al. (2009); Souza et al. (2012) e Kaschuk et al. (2011). A mudança do uso da terra a partir de vegetação nativa, em geral, é seguido de considerável redução na quantidade de MOS; mais que 50 % da MOS acumulada em solos tropicais pode ser perdida nos primeiros anos de cultivo (MIELNICZUK, 1999). A maior parte da perda do C original do solo é resultado do manejo agrícola que usualmente reduz o aporte de resíduos vegetais, aumenta as taxas de mineralização e intensifica os efeitos do manejo, diminuindo a quantidade de C do solo fisicamente protegida (SIX et al., 2002).

No entanto, áreas que foram convertidas para uso agrícola com consequente perda de C do solo podem recuperar o C perdido ao longo do tempo a partir da adoção de boas práticas de manejo (manejo conservacionista) do solo. Para as áreas com queima e orgânica-4, as quais apresentaram conteúdos de argila próximos a área de vegetação nativa, foi evidenciado acúmulo significativo de C no solo considerando o curto período de tempo sob manejo conservacionista. Neste contexto, é importante destacar a necessidade do melhor entendimento das práticas de manejo do solo, principalmente de manejos conservacionistas, enfatizando que tipo de manejo pode contribuir para o aumento dos estoques de C no solo,

considerando, concomitantemente, a influência da textura do solo, mineralogia e características climáticas.

Neste estudo, os resultados obtidos para as áreas de cana-de-açúcar enfatizaram a importância da textura do solo bem como as práticas de manejo no acúmulo de C no solo, como evidenciado pelos baixos estoques de C na área sem queima (baixo conteúdo de argila) comparada a área com queima (elevado conteúdo de argila), bem como o baixo estoque de C observado para a área orgânica-12 (baixo conteúdo de argila) comparada a área orgânica-4 (elevado conteúdo de argila) (Figura 2). O elevado conteúdo de argila contribui para a formação e estabilização de agregados do solo (SIX et al., 2000; DOMINY et al., 2002), o que resulta no encapsulamento e proteção da MO no interior de agregados, impondo um barreira física entre a biota decompositora e os substratos, além de limitar o movimento de água e O_2 que aceleram a decomposição do material orgânico (BALDOCK; NELSON, 2000).

Quando as diferenças na textura do solo foram isoladas pela simulação, foi evidente que melhores manejos do solo apresentam elevado potencial em restaurar os estoques de C (Figura 9). Em geral, estudos com sistemas conservacionistas mostram que práticas de retenção de resíduos da cana-de-açúcar sob o solo (ROBERTSON; THORBURN, 2007; GALDOS et al., 2009; CANELLAS et al., 2010; THORBURN et al., 2012; SOUZA et al., 2012) e implementação da adubação orgânica (SUMAN et al., 2009; BARBOSA, 2010; ARAÚJO et al., 2009) podem aumentar o C do solo ao longo do tempo ao contrário dos sistemas convencionais com queima de resíduos e sem adubação orgânica. No entanto, é importante destacar que para manter satisfatória resposta de aumento nos estoques de C é necessário a manutenção de resíduos (THORBURN et al., 2012) e o aporte de adubos orgânicos por longos períodos de tempo (ARAÚJO et al., 2008).

O desempenho do modelo Century para a simulação dos estoques de C foi satisfatória (Tabela 3), com valores de r e CD próximos a um, indicando elevado grau de associação entre os valores simulados e mensurados, com a variância total dos dados observados explicada pelos dados preditos (simulados). Além disso, o valor de CRM foi próximo a zero, evidenciando que os dados não tiveram qualquer tendência às distorções ("bias") na distribuição dos valores previstos (simulados) em relação aos valores medidos (mensurados). O valor de RMSE mostrou moderada

diferença entre os valores mensurados e simulados, uma vez que esse parâmetro indica a percentagem da diferença total entre resultados mensurados e simulados.

Tais resultados confirmam que o modelo Century pode corretamente estimar os estoques de C do solo sob condições tropicais em solos cultivados com cana-de-açúcar, evidenciando os efeitos dos diferentes manejos do solo, como sistemas que não fazem uso da queima dos resíduos e que utilizam adubação orgânica (aporte de resíduos orgânicos).

4.4.2 Modelagem do C-BM

O teor de C-BM mais elevado foi observado para a área de vegetação nativa, seguindo em ordem decrescente para as áreas orgânica-12, orgânica-4 e sem queima. Em geral qualquer tipo de distúrbio do solo em áreas inicialmente sob vegetação nativa, causa severas reduções no C-BM (KASCHUK et al., 2011). Além disso, as áreas em estudo localizam-se no bioma Cerrado, o qual tem sido considerado um dos biomas mais sensíveis à introdução de atividades agrícolas, uma vez que, esse mostra menor relação entre C-MB e C orgânico total (KASCHUK et al., 2011). Com isso, pode-se explicar a diminuição dos resultados mensurados de acordo com a adoção do manejo convencional, no entanto pode-se notar aumento no teor de C-BM quando aplicadas práticas de manejo conservacionistas.

A discrepância entre os resultados simulados e observados para área com queima pode ser explicada se, através da mineralização acelerada após cada evento de queima dos resíduos, o modelo Century simula um aumento na disponibilidade de N, o qual deveria resultar no incremento do C-BM. Esse resultado poderia ser extrapolado para área orgânica-4 que também teve a adoção do manejo com queima em período recente (Figura 2), evidenciando elevado teor de C-BM (Figura 4). No entanto, de acordo com Oliveira et al. (1999) se a colheita é feita mecanicamente, sem a prática da queima de resíduos, 13 a 20 t de matéria seca por ha deveriam ser deixados no solo. Portanto, a prática da queima de resíduos resultaria em uma BM 20 % mais baixa. Esse resultado corrobora com os encontrados no presente estudo, uma vez que os dados mensurados foram 49 % menores para área com queima comparada à sem queima.

Adicionalmente, ambas as áreas com queima e orgânica-4 apresentam elevado conteúdo de argila. Para o modelo Century a textura do solo tem direta influência no compartimento ativo da MOS (C-BM), simulando elevada estabilização

de C da MOS ativa para o compartimento passivo em solos argilosos (METHERELL et al., 1993). De fato, muitos estudos tem demonstrado positiva correlação entre C-BM e o conteúdo de silte e argila (DOMINY et al., 2002; ROBERTSON; THORBURN, 2007) uma vez que a absorção de moléculas orgânicas na superfície de argilominerais funciona como um mecanismo de estabilização de C orgânico dificultando a atividade microbiológica (STOTZKY, 1986; LADD et al., 1996). Em Oxisols (Latosolos), a mineralogia das argilas pode também ser importante, considerando a presença de óxidos de Al e Fe amorfo, os quais apresentam elevada área superficial e, por conseguinte, elevada capacidade de estabilizar MO.

Para as áreas de cana-de-açúcar, os maiores valores foram observados para a orgânica-4 e orgânica-12, os quais corroboram com estudos que observaram que longos períodos sob adubação orgânica resultam em aumento do C-BM quando comparado a manejos convencionais (MELERO et al., 2005; DOMINY et al., 2002; FLIEßBACH et al., 2007; ARAÚJO et al., 2009). A explicação para o aumento do C-BM em áreas orgânicas está, provavelmente, também relacionada à biomassa microbiana contida nos adubos orgânicos (FLIEßBACH; MADER, 2007; ARAÚJO et al., 2009).

A qualidade do resíduo é também um importante fator quando avalia-se o manejo conservacionista como forma de aumentar o C do solo. Neste contexto, o teor de lignina e de N tem sido considerado fatores controladores das taxas de decomposição (MELILLO et al., 1982; PALM et al., 2001; VANLAUWE et al., 2005). A palha de cana-de-açúcar apresenta conteúdo de lignina em torno de 4,4 a 19,71 %, com teor de N variando entre 39 a 72 kg ha⁻¹ de N, sendo portanto, considerado um resíduo com baixa mineralização, o qual pode disponibilizar de 3 a 30 % do N total por ciclo da cultura (FORTES et al., 2012). Além disso, quando a palha é recém incorporada ao solo, maior quantidade de C é mineralizada do que de N, uma vez que a palha tem elevada relação C:N, entre 70 e 120:1 (ROBERTSON; THORBURN, 2001; BASANTA et al., 2003). Em função disso, sistemas sem queima e sob adubação orgânica podem aumentar o teor de C-BM, como mostrado no presente trabalho.

No modelo Century a BM é tratada como fração ativa da MOS, a qual representa não somente o C-BM, mas também, inclui os metabólitos associados que são facilmente decompostos, com curto período de ciclagem (1 a 5 anos) (METHERELL et al., 1993). Além disso, para o modelo Century, o aumento no

conteúdo de lignina deve diminuir (dificultar) a decomposição do substrato pelos microrganismos (METHERELL et al., 1993), o que pode explicar os menores resultados simulados para a área sem queima, tendo em vista a elevada recalcitrância da palha de cana-de-açúcar.

Para avaliar a performance do modelo Century quanto a simulação do C-BM foi utilizado testes estatísticos sugerido em Smith et al. (1997) como forma de avaliar diferenças entre valores simulados e mensurados, por meio de medidas quantitativas. Os resultados mensurados de C-BM não tiveram completa concordância com os valores simulados (Tabela 3). O parâmetro r evidenciou considerável associação entre valores simulados e mensurados. Ambos os resultados de M e CRM foram razoáveis e indicaram que os resultados não tiveram grandes "bias" ou erros consistentes entre a distribuição dos valores simulados e mensurados. Entretanto, o CD mostrou que os desvios dos valores médios simulados foram menores do que os observados para os resultados mensurados e, o RMSE teve relativa coincidência entre os valores mensurados e simulados. Tais resultados estatísticos devem-se em grande parte à área com queima, a qual evidenciou discrepância entre as comparações entre valores mensurados e simulados.

Considerando os resultados simulados e a interpretação estatística, é importante destacar que alguns métodos para determinação de BM tem sido criticados (SITOMPUL, 1996). Uma vez que métodos físicos e químicos usados para estimar compartimentos de C com taxas de decomposição definidas não são precisos, considerando que a labilidade biológica não depende somente de formas físicas e químicas de C (DUXBURY et al., 1989), mas também da interação entre compostos de C e outros constituintes do solo e das condições ambientais, além das incertezas inerentes à amostragem de campo (KÄTTERER et al., 2011).

Críticas ao modelo Century também tem sido feitas no que diz respeito à ausência de parâmetros de mineralogia do solo e, devido a fração ativa da MOS não só representar o C-BM, mas também seus metabolitos associados (MOTAVALLI et al., 1994; PARFITT et al., 1997).

4.4.3 Modelagem do $\delta^{13}\text{C}$ do solo e da proporção do C derivado de plantas C4

O modelo Century simula o sinal isotópico do $\delta^{13}\text{C}$ a partir da compartimentalização do C derivado de resíduos vegetais de acordo com a

vegetação assumida (pastagens, floresta, e culturas agrícolas). Com isso, o fracionamento isotópico do C a partir da perda de CO₂ é permitida pelo coeficiente de discriminação isotópica, o qual foi calibrado para aumentar gradualmente os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para a MOS total relativa a vegetação (METHERELL et al., 1993).

Para avaliar a performance do modelo Century em relação ao $\delta^{13}\text{C}$ mensurado foram analisados alguns parâmetros estatísticos (Tabela 3), os quais evidenciaram bons ajustes, com valor de r correspondendo à elevado grau de associação entre valores simulados e mensurados e, CD tendendo a um, o que indica nenhuma diferença entre os valores mensurados e simulados. Além disso, o valor de CRM foi próximo a zero, sugerindo que os dados não tiveram "bias" (viés) na distribuição dos valores simulados com respeito aos valores mensurados. O resultado de M indicou erros consistentes e, a RMSE evidenciou moderada diferença entre resultados mensurados e simulados.

Embora o modelo Century tenha mostrado boa relação entre resultados mensurados e simulados, os valores simulados tenderam a sinais isotópicos inferiores aos mensurados, especialmente para áreas sob sistema orgânico (Figura 5). Em geral, espera-se que áreas cultivadas com cana-de-açúcar por longos períodos e, especialmente, àqueles que receberam torta de filtro e vinhaça (como as áreas sob adubação orgânica; orgânica-4 e orgânica-12), acumulassem maior quantidade de C derivado de resíduos C4 do que de plantas C3. É importante salientar que no passado essas áreas foram ocupadas com pastagem (Figura 2), o que também influenciou nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, uma vez que a influência de resíduos de plantas C4 é uma combinação da cultura atual (cana-de-açúcar) e da anterior (pastagem), sendo portanto impossível separar as respectivas influências. Cerri et al. (2004) e Lisboa et al. (2009) mostraram em estudos envolvendo a substituição de floresta nativa por pastagem, que ao longo do tempo houve aumento do conteúdo de C derivado de pastagem, evidenciando substituição de mais de 89,5 % de C na profundidade de 0- 20 cm após 80 anos de desmatamento.

Os resultados simulados mostraram que as áreas com queima e orgânica-12 tiveram maior proporção de C derivado de resíduos de plantas C4 quando comparado com as áreas sem queima e orgânica-4 (Figura 6). Provavelmente esses resultados devem-se ao longo período (em torno de 12 anos) sob aporte de palha de cana-de-açúcar e resíduos orgânicos, o que possibilitou grande quantidade de resíduos na superfície do solo. Alguns estudos mostraram grande contribuição em

sistemas sem queima para a quantidade de C do solo derivado de cana-de-açúcar, em torno de 50 a 60 % de C foi substituído após 14 (PINHEIRO et al., 2010) e 55 anos (DOMINY et al., 2002) da implementação da cana-de-açúcar, destacando a importância da manutenção do manejo conservacionista do solo.

Com a redução dos distúrbios do solo há consequente diminuição da taxa de mineralização da MOS. O distúrbio do solo através do manejo e processos de queima resultam na redução da proteção física da MOS e, portanto, aumentam as taxas de mineralização e perda do C orgânico do solo (COS). Em contrapartida, o manejo conservacionista proporciona maior proteção física da superfície do solo a partir do aporte de resíduos da cultura, restando umidade bem como protegendo o solo contra a erosão (RESENDE et al., 2006; DOMINY et al., 2002; THORBURN et al., 2012).

4.4.4 Simulação do "steady state"

Foram simulados por longo prazo a adoção das práticas de manejo do solo, descritas anteriormente, com o objetivo de determinar através do modelo Century o acúmulo máximo de C no solo ("steady state") em cada sistema de manejo avaliado e, quanto tempo seria necessário para atingir esses valores. Além disso, foram simulados as mudanças ao longo do tempo para o $\delta^{13}\text{C}$ do solo, considerando a substituição do C do solo derivado da vegetação nativa (C3) pelo C derivado da cultura de cana-de-açúcar (C4). As simulações foram baseadas nos históricos de uso da terra até a implementação dos sistemas de manejos do solo em estudo (Figura 2), projetando-se simulações até o ano de 2150.

Em geral, todas as simulações mostraram a tendência de significante perdas dos estoques de C quando a vegetação nativa foi substituída por culturas agrícolas, o que refletiu nos estoques de C do solo bem como para os valores de $\delta^{13}\text{C}$. Apesar disso, quando a cana-de-açúcar foi introduzida os estoques de C tiveram gradual aumento (Figura 7). As áreas com queima e orgânica-4, as quais apresentam elevado conteúdo de argila, resultaram em simulações de elevados níveis de estoques de C ao final do período com vegetação nativa (1950), em torno de 22 a 25 % mais elevados do que as áreas sem queima e orgânica-12.

Em meados de 2010 a estreita diferença nos estoques de C entre as áreas com maior e menor conteúdo de argila resultaram das diferenças nas práticas de manejo. Já, em 2150 os valores de C do solo diferenciaram-se em função da textura

do solo e das práticas de manejo. O nível do "steady state" para a área sem queima foi atingida logo no início do período de simulação. Por outro lado, o elevado conteúdo de argila e aporte de material orgânico na área orgânico-4, não possibilitou o estabelecimento do "steady state" até o fim do período de simulação (2150), mas evidenciou estoque de C do solo duas vezes maior do que para a área com queima, a qual apresenta elevado conteúdo de argila e baixo aporte de palha.

Para as áreas orgânica-12 e sem queima, as quais apresentam baixo conteúdo de argila, foram observados aumentos nos estoques de C ao final da simulação, com níveis intermediários entre as áreas mais argilosas. Para a área sem queima e orgânica-12, o estoque final de C foi de 22 e 40 % maiores do que para a área com queima e, 31 e 21 % menores do que a área orgânica-4, respectivamente. A área orgânica-12 apresentou estoque de C 14 % mais elevado do que a área com queima.

A simulação pelo modelo Century mostrou que os sistemas sem queima e orgânicos tiveram maior potencial para recuperação de C, corroborando com os estudos de Bortolon et al. (2011), Torquist et al. (2009) e Leite et al. (2004). Distúrbios físicos associados ao intenso manejo do solo aumenta a ciclagem de agregados dos solos e acelera a decomposição da MOS associada aos agregados, enquanto, o manejo reduzido (conservacionista) aumenta a estabilidade de agregados e promove a estabilização da MOS recalcitrante em estruturas de micro e macroagregados. Neste sentido, elevados níveis de COS podem melhorar a fertilidade e a estrutura do solo. Para isso, é necessário incrementar o aporte de C derivado de resíduos de plantas, o qual aumenta a atividade microbológica do solo e, por conseguinte, contribui para os processos de agregação do solo (PAUSTIAN et al., 2000).

A simulação realizada no presente estudo utilizou o período de décadas para alcançar o "steady state", com cada sistema (área) avaliado iniciando-se em diferentes níveis de acúmulo de C e, alcançando ao final da simulação, diferentes valores máximos de acúmulo de C no solo, os quais foram consequentes das diferenças de textura do solo e práticas de manejo. Nesse contexto, destaca-se o conceito, recém introduzido na literatura, de que existe um limite máximo de estoque de C no solo; um limite de saturação determinado por níveis de aporte de resíduos orgânicos no solo (SIX et al., 2002; STEWART et al., 2007, 2008).

A ideia deste conceito é que solos degradados com baixo teor de C podem ser aqueles com maior potencial e eficiência de acúmulo de C, uma vez que estes estão distantes do nível de saturação (STEWART et al., 2008; BAYER et al., 2011). Por outro lado, solos com elevado teor inicial de C respondem de forma limitada às práticas conservacionistas de manejo do solo, tendo em vista que esses solos estão próximos ao limite de saturação (HASSINK, 1997; STEWART et al., 2007, 2008; BAYER et al., 2011). Entretanto, para isso é necessário considerar atributos como textura e mineralogia do solo, micro-ambientes e distúrbios como mudanças na porosidade, retenção de água, fluxo de calor induzido pelo preparo do solo, entre outros (SIX et al., 2002; STEWART et al., 2007).

Para a área orgânica-4, a qual evidenciou o maior estoque de C no solo sem alcançar um nível de "steady state", apesar do longo período de simulação, destaca-se o grande impacto do aporte orgânico quando aplicado em solos com elevado conteúdo de argila. Smith et al. (1997) também encontraram para um experimento com trigo que recebia aportes de esterco aumento do C orgânico em solos argilosos, mesmo após 144 anos.

Em relação ao tempo necessário para atingir o "steady state" (estado estacionário), Alvarez (2005), em uma revisão com preparo reduzido e plantio direto, observou que o sequestro de C levaria de 25 a 30 anos para alcançar novo "steady state". Bortolon et al. (2011) e Tornquist et al. (2009) também constataram, através de simulações pelo modelo Century, que o C do solo aproximou-se do nível de saturação após 150 anos, embora ainda em níveis inferiores a condição de vegetação nativa.

Os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ corroboraram aos estoques de C do solo, uma vez que foi evidente que os manejos conservacionistas (sem queima e orgânicos) tiveram maior contribuição de C derivado de resíduos de cana-de-açúcar (C4) do que a área com queima. Dominy et al. (2002) observaram para áreas conduzidas sem queima por mais de 50 anos, que os resíduos de cana-de-açúcar contribuíram com 61 % do C orgânico para os primeiros 10 cm de profundidade do solo. Wright e Inglett (2009) também observaram, para o mesmo período de cultivo, o favorecimento do aumento da proporção de C derivado da cana de açúcar, de acordo com a mudança de uso da terra. Ho et al. (2004) observaram que a quantidade de C acumulada derivada de cana-de-açúcar contribui para 25 a 22 % do COS após 50 anos de cultivo. Yoneyama et al. (2006) observaram contribuição dos resíduos de cana-de-açúcar

para o C do solo após 30 anos de cultivo, com valores de $\delta^{13}\text{C}$ variando de $-21,9$ a $-17,5$ ‰.

Tendo em vista os resultados obtidos no presente estudo pode-se concluir que o modelo Century é uma ferramenta importante e eficiente para investigar a capacidade máxima de acúmulo de C no solo (saturação) considerando diferentes manejos e tipos de solo.

4.4.5 Simulação do "steady state" do C no solo em função de diferenças texturais

Esse tópico do trabalho enfatiza a importância da textura do solo na capacidade dos solos acumularem C de acordo com as práticas de manejo e, o desenvolvimento (funcionamento) do modelo Century frente a essas características.

Os resultados estimados pelo modelo Century para as quatro áreas cultivadas com cana-de-açúcar variaram de acordo com os cenários de manejo do solo estabelecidos, suportando a hipótese de que o acúmulo de C no solo é limitado em função do nível de aporte de C, mas também, devido a influência dos efeitos da textura do solo.

O maior estoque de C do solo foi observado para a simulação argilosa, corroborando com os estudos de Tornquist et al. (2009), Bricklemyer et al. (2007) e Dominy et al. (2002). Os conteúdos de argila e silte tem sido considerados os principais fatores determinantes na capacidade do solo em estocar C (HASSINK et al., 1997; SIX et al., 2002b; BAYER et al., 2011). Portanto, solos arenosos deveriam ter menor capacidade de estocar C (PLANTE et al., 2006), em parte por causa da proteção da MOS particulada dentro de agregados favorecida pelo incremento do conteúdo de argila (BALESDENT et al., 2000; BAYER et al., 2011). Além disso, em geral é observado que solos argilosos, com predomínio de argilominerais com cargas variáveis tem menor taxa de decomposição da MOS, além disso é menos alterada pelos sistemas de manejos quando comparado aos solos arenosos (HASSINK, 1997; BAYER et al., 2011).

O modelo Century representa os efeitos da textura do solo na dinâmica do C do solo pela relação entre o conteúdo de argila e o fluxo de C, dos compartimentos com ciclagem mais rápida a compartimentos passivos com maior recalcitrância (METHEREL et al., 1993). Portanto, solos de textura mais fina estabiliza maior quantidade de C no compartimento passivo, corroborando com a função observada

para argila como agente de ligação à compostos orgânicos, protegendo o COS estabilizado dos processos de decomposição (FELLER; BEARE, 1997). No entanto, de acordo com Bricklemeyer et al. (2007), o modelo Century trata a influência do manejo como um aumento relativo na taxa potencial de decomposição independente da textura do solo. A sensibilidade do modelo Century quanto a textura do solo ocorre como efeito secundário por meio do balanço hídrico, produtividade da cultura e pelo submodelos de decomposição da MOS. Com isso, a textura do solo pode não ter forte influência sobre o efeito do manejo no sequestro de C no solo. Outros fatores, além do teor de argila e da capacidade de troca catiônica (CTC) também são sugeridas como necessárias a modelagem da dinâmica do C, tais como a medida da área superficial específica, a qual pode ser útil para dar um maior precisão a simulação da dinâmica do C e do N (SAGGAR et al., 1994; PARFITT et al., 1997).

Os estoques de C do solo variaram de acordo com os sistemas de manejo, sendo a área com queima a que resultou ao final do período de simulação no menor estoque de C do solo e menor substituição do $\delta^{13}\text{C}$ pelo C de resíduos de cana-de-açúcar. Estudos tem mostrado que as duas principais práticas de manejo do solo que impactam os estoques de C do solo são o manejo do solo e o sistema de cultivo (BAYER et al., 2011). Para estudos envolvendo cana-de-açúcar tem sido observado diminuição dos estoques de C ao longo do tempo sob sistemas com queima (DOMINY et al., 2002; GALDOS et al., 2009; THORBURN et al., 2012). Esses resultados podem ser explicados pela queima da palha da cana-de-açúcar antes da colheita, o que reduz a quantidade de biomassa disponível, acelerando as taxas de mineralização e decomposição, diminuindo a quantidade de MO particulada disponível.

Stewart et al. (2007) sugeriram que agroecossistemas sob distúrbios podem nunca aproximar-se de um nível de saturação absoluta de C, devido aos efeitos do manejo acelerar a decomposição da MOS ou levar a um nível (máximo) de saturação mais baixa (menor) do que a real capacidade do solo. No entanto, uma alteração no manejo do solo, como o manejo conservacionista, pode diminuir a decomposição e aumentar o nível de COS alcançado no estado estacionário sobre o mesmo aporte de C, como evidenciado pelo presente estudo, em que as áreas orgânicas e sem queima atingiram os maiores níveis de estoques de C orgânico em ambas texturas simuladas.

4.5 Conclusão

Os resultados suportaram o uso do modelo Century em aplicações práticas de mensurações de C em solos cultivados com cana de açúcar, sob diferentes manejos do solo, indicando que o modelo Century pode ser uma ferramenta importante para estabelecer estratégias de manejo do solo mais adequadas para aumentar os estoques de COS ao longo do tempo, de acordo com as condições edafoclimáticas. Conclui-se que os sistemas de manejo conservacionistas, tais como o aporte de resíduos ao solo, ao contrário da queima e, o aporte de material orgânico resultou em estoques de C superiores em 78% e 98 %, quando simulado solo argiloso e arenoso, respectivamente. A avaliação de longo prazo mostrou que a textura do solo influenciou fortemente a capacidade máxima de solos em acumular C. O modelo Century foi preciso em simular a dinâmica da MOS, principalmente, para os estoques de C do solo e para a abundância isotópica natural $\delta^{13}\text{C}$ do solos avaliados (valor de r igual a 0,90 e 0,95, respectivamente).

O monitoramento das mudanças nos estoques de C do solo por medições repetidas é um método oneroso, que exige longo período de tempo para a detecção de mudanças nos estoques de C, além de ser influenciado por diversos fatores edafoclimáticos. Nesse sentido, a modelagem da dinâmica da MOS, pelo uso do modelo Century pode ser um método alternativo viável, de baixo custo para aplicação, que poderia também ser utilizado com objetivo de avaliar novos conceitos de MOS, como a saturação de C no solo.

Referências

- ALVAREZ, R. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 21, p. 38–52, 2005.
- ANDERSON, J.N.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB International, 1989. 171 p.
- ARAÚJO, A.S.F.; SANTOS, V.B.; MONTEIRO, R.T.R. Responses of soil microbial biomass and activity for practices of organic and conventional farming systems in PiauÍ state. Brazil. **European Journal Soil Biology**, Oxford, v. 44, p. 225-230, 2008.
- ARAÚJO, A.S.F.; LEITE, L.F.C.; SANTOS, V.B.; CARNEIRO, R.F.V. Soil microbial activity in conventional and organic agricultural systems. **Sustainability**, Basel, v. 1, p. 268-276; 2009. doi:10.3390/su1020268.

BALDOCK, J.A.; NELSON, P.N. Soil organic matter. In: BULLOCK, P.; FEDEROFF, N.; JONGERUS, A.; STOOPS, G.; TURSINA, T. (Ed.). **Handbook of soil science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. B25-B84.

BALESDENT, J.; CHENU, C.; BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. **Soil and Tillage Research**. Amsterdam, v. 53, p. 215–230, 2000.

BARBOSA, L. A. **Impacto de sistemas de cultivo orgânico e convencional da cana-de-açúcar, nos atributos do solo**. 2010. 80 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

BASANTA, M.V.; DOURADO-NETO, D.; REICHARDT, K.; BACCHI, O.O.S.; OLIVEIRA, J.C.M.; TRIVELIN, P.C.O.; TIMM, L.C.; TOMINAGA, T.T.; CORRECHEL, V.; CÁSSARO, F.A.M.; PIRES, L.F.; MACEDO, J.R. de. Management effects on nitrogen recovery in a sugarcane crop grown in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 116, p. 235–248, 2003.

BAYER, C.; AMADO, T.J.C.; TORNQUIST, C.G.; CERRI, C.E.P.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J.A.; NICOLOSO, R.S.; CARVALHO, P.C.F. Estabilização do carbono no solos e mitigação das emissões de gases do efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, p. 55-118, 2011.

BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, p. 43–58, 1998.

BORDONAL, R.O.; FIGUEIREDO, E.B.; LA SCALA JR., N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest, considering other conservationist management practices. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 4, p. 846–858, 2012.

BORTOLON, E.S.O.; MIELNICZUK, J.; TORNQUIST, C.G.; LOPES, F.; BERGAMASCHI, H. Validation of the Century model to estimate the impact of agriculture on soil organic carbon in Southern Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 167/168, p. 156–166, 2011.

BRICKLEMEYER, R.S.; MILLER, P.R.; TURK, P.J.; PAUSTIAN, K.; KECK, T.; NIELSEN, G.A. Sensitivity of the Century model to scale-related soil texture variability. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, p. 784-792, 2007.

BULLUCK, L.R.; BROSIUS, M.; EVANYLO, G.K.; RISTAINO, J.B. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 19, p. 147–160, 2002.

CADISCH, G.; IMHOF, H.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; GILLER, K.E. Carbon (^{13}C) and nitrogen mineralization potential of particulate light organic matter after

rainforest clearing. **Soil Biology and Biochemistry**, New York, v. 28, p. 1555-1567, 1996.

CANELLAS, L.P.; BUSATO, J.G.; DOBBSS, L.B.; BALDOTTO, M.A.; RUMJANEK, V.M.; OLIVARES, F.L. Soil organic matter and nutrient pools under long-term non-burning management of sugar cane. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 61, p. 375–383, 2010.

CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELILLO, J.; CERRI, C.C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 815–832, 2004.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento de safra brasileira: cana-de-açúcar**, terceiro levantamento; dezembro/2011. Brasília, 2011. 20 p.

DEL GROSSO, S.J.; PARTON, W.J.; MOSIER, A.R.; HARTMAN, J.; BRENNER, D.S.; OJIMA, D.S.; SCHIMEL, D.S. Simulated interaction of soil carbon dynamics and nitrogen trace gas fluxes using the DAYCENT model. In: SHAFFER, M.J.; MA, L.; HANSEN, S. (Ed.). **Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2001. p. 303-332.

DEMATTE, J.A.M.; CAMPOS, R.C.; ALVES, M.C.; FIORIO, P.R.; NANNI, M.R. Visible–NIR reflectance: a new approach on soil evaluation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 121, p. 95–112, 2004.

DOMINY, C.S.; HAYNES, R.J.; VAN ANTWERPEN, R. Loss of soil organic matter and related soil properties under long-term sugarcane production on two contrasting soils. **Biology and Fertility of Soils**, Amsterdam, v. 36, p. 350–356, 2002.

DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.W. Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA G. (Ed.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii, 1989. p. 33-67.

EMBRAPA. **Manual de método de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1979. 390 p.

FAO. **ResourceSTAT: agriculture**, 2009. Genebra, 2011. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site>>. Acesso em: 21 out. 2011

FEIGL, B.J.; SPARLING, G.P.; ROSS, D.J.; CERRI, C.C. Soil microbial biomass in Amazon soils: evaluation of methods and estimates of pool size. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 27, p. 1467–1472, 1995.

FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 69–116, 1997.

FLIEßBACH, A.; MÄDER, P. Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 32, p. 757-768, 2000.

FLIEßBACH, A.; OBERHOLZER, H.R.; GUNST, L.; MADER, P. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 118, p. 273–284, 2007.

FORTES, C.; TRIVELIN, P.C.O.; VITTI, A.C. Long-term decomposition of sugarcane harvest residues in Sao Paulo state, Brazil. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 42, p. 189-198, 2012.

GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P.; PAUSTIAN, K.; VAN ANTWERPEN, R. Simulation of soil carbon dynamics under sugarcane with the CENTURY model. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 73, p. 802-811, 2009.

_____. Simulation of sugarcane residue decomposition and aboveground growth. **Plant Soil**, The Hague, v. 326, p. 243–259, 2010.

GARSDIE, A.L. Yield decline research in the Australian sugar industry. **Proceedings Sugarcane African Sugarcane Technologist Association**, Mount Edgecombe, v. 71, p. 3–18, 1997.

GRAHAM, M.H.; HAYNES, R.J.; MEYER, J.H. Changes in soil chemistry and aggregate stability induced by fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. **European of Journal Soil Science**, Oxford, v. 53, p. 589–598, 2002.

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**, The Hague, v. 191, p. 77-87, 1997.

HAYNES, R.J.; HAMILTON, C.S. Effects of sugarcane production on soil quality: a synthesis of world literature. **Sugarcane African Sugarcane Technologist Association**, Mount Edgecombe, v. 73, p. 45–51, 1999.

HO, P.Y.; DACANAY, E.V.; CASTELO, O.; KASAJIMA, I. Estimation of soil organic carbon turnover using natural ¹³C abundance in Asian tropics: a case study in the Philippines. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 50, n. 4, p. 599-602, 2004.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. **Plant and Soil**, The Hague, v. 338, p. 467–481, 2011.

KAUR, K.; GOYAL, S.; KAPOOR, K.K. Impact of organic fertilizer with and without chemical fertilizer on soil chemical properties and the establishment of nitrogen fixing bacteria in the rizosphere. **Microbes Environments**, Tokyo, v. 23, n. 4, p. 313-316, 2008.

KIEM, R.; KNICKER, H.; KÖGEL-KNABNER, I. Refractory organic carbon in particle-size fractions of arable soils I: distribution of refractory carbon between the size fractions. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1683–1697, 2002.

KRULL, E.V.; BALDOCK, J.A.; SKJEMSTAD, J.O. Importance of mechanisms and process of the stabilization of soil organic matter for modeling carbon turnover. **Functional Plant Biology**, Victoria, v. 30, p. 207-222, 2003.

LAL, R. Sequestration of carbon in soils of arid ecosystems. **Land Degradation and Development**, Chichester, v. 20, p. 441–454, 2009.

LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S. Modelo Century de dinâmica da matéria orgânica do solo: Equações e pressupostos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 4, p. 679-686, 2003.

LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S.; MACHADO, P.L.O.A. Simulação pelo modelo century da dinâmica da matéria orgânica de um Argissolo sob adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 347-358, 2004.

LISBOA, C.C.; CONANT, R.T.; HADDIX, M.L.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Soil carbon turnover measurement by physical fractionation at a forest-to-pasture chronosequence in the Brazilian Amazon. **Ecosystems**, New York, v. 12, p. 1212–1221, 2009.

LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LUDWIG, B.; MATZNER, E.; FLESSA, H.; EKSCHMITT, K.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; KALBITZ, K. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Tokyo, v. 171, p. 111–124, 2008.

MARCHIORI JR., M.; MELO, W.J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 1177–1182, 2000.

MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, Ithaca, v. 63, n. 3, p. 621-626, June 1982.

METHERELL, A.K.; HARDING, L.A.; COLE, C.E.; PARTON, W.J. **CENTURY soil organic matter model**: agroecosystem version 4.0. Fort Collins: Colorado State University, 1993. v. 1. (GPSR. Technical Report, 4).

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 1-8.

MOTAVALLI, P.P.; PALM, C.A.; PARTON, W.J.; ELLIOTT, E.T.; FREY, S.D. Comparison of laboratory and modeling simulation methods for estimating soil carbon pools in tropical forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 26, p. 935-944, 1994.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: SPARKS, D.L. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, 1996. pt. 2, p. 961-1010. (Agronomy, 9).

OLIVEIRA, M.W.; TRIVELIN, P.C.O.; KINGSTON, G.; BARBOSA, M.H.P.; VITTI, A.C. Decomposition and release of nutrients from sugarcane trash in two agricultural environments in Brazil. In: CONFERENCE OF THE AUSTRALIAN SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 24., 2002, Cairns. **Proceedings...** Queensland: PK Editorial Services, 2002. p. 1-10.

ORLANDO FILHO, J.; SILVA, L.C.F.; RODELLA, A.A. Effects of filter cake applications on sugarcane yields in Brazil. **Sugar Journal**, New Orleans, v. 54, p. 22-24, 1991.

PALM, C.A.; GACHENGO, C.N.; DELVE, R.J.; CADISCH, G.; GILLER, K.E. Organic inputs for soil fertility management in tropical agro ecosystems: application of an organic resource database. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 83, p. 27-42, 2001.

PARFITT, R.L.; THENG, B.K.G.; WHITON, J.S.; SHEPERD, T.G. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. **Geoderma**, Amsterdam, v. 75, p. 1-12, 1997.

PARTON, W.J.; RASMUSSEN, P.E. Long-term effects of crop management in wheat-fallow: H. CENTURY model simulations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 530-536, 1994.

PAUSTIAN, K.; PARTON, W.J.; PERSSON, J. Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 2, p. 476-488, 1992.

PARTON, W.J.; STEWART, J.W.B.; COLE, C.V. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: a model. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 5, p. 109-131, 1988.

PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; HUNT, H.W. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 48, p. 147-163, 2000.

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.

PLANTE, A.F.; CONANT, R.T.; STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; SIX, J. Impact of soil texture on the distribution of soil organic matter in physical and chemical fractions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p. 287-296, 2006.

PROVE, B.G.; DOOGAN, V.J.; TRUONG, P.N.V. Nature and magnitude of soil erosion in sugarcane land on the wet tropical coast of north-eastern Queensland. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Melbourne, v. 35, n. 64, p. 1-9, 1995.

ROBERTSON, F.A.; THORBURN, P.J. Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 45, p. 13–23, 2007.

SAGGAR, S.; TATE, K.R.; FELTHAM, C.W.; CHILDEST, C.W.; PARSHOTAM, A. Carbon turnover in a range of allophanic soils amended with ¹⁴C-labelled glucose. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 26, n. 9, p. 1263-1271, 1994.

SITOMPUL, S.M.; HAIRIAH, K.; CADISCH G.; VAN NOORDWIJK, M. Dynamics of density fractions of macro-organic matter after forest conversion to sugarcane and woodlots, accounted for in a modified Century model. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, Wageningen, v. 48, p. 61-73, 2000.

SITOMPUL, S.M.; HAIRIAH, K.; VAN NOORDWIJK, M.; WOOMER, P.L. Organic matter dynamics after conversion of forest to food crops or sugarcane: prediction of the Century Model. **Agrivita**, Sumatra, v. 19, p. 198-206, 1996.

SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 32, p. 2099-2103, 2000.

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 241, p. 155–176, 2002.

SMITH, P.; SMITH, J.U.; POWLSON, D.S.; MCGILL, W.B.; ARAH, J.R.M.; CHERTOV, O.G.; COLEMAN, K.; FRANKO, U.; FROLKING, S.; JENKINSON, D.S.; JENSEN, L.S.; KELLY, R.H.; KLEIN-GUNNEWIEK, H.; KOMAROV, A.S.; LI, C.; MOLINA, J.A.E.; MUELLER, T.; PARTON, W.J.; THORNLEY, J.H.M.; WHITMORE, A.P. Evaluation and comparison of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. **Geoderma**, Amsterdam, v. 81, p. 153-225, 1997.

SOUZA, R.A.; TELLES, T.S.; MACHADO, W.; HUNGRIA, M.; TAVARES FILHO, J.; GUIMARAES, M.F. Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 155, p. 1–6, 2012.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 30, p. 195–207, 1992.

STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F.; SIX, J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 86, p. 19–31, 2007.

STEWART, C.E.; PLANTE, A.F.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; SIX, J. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 379-392, 2008.

STOTZKY, G. Influence of soil mineral colloids on metabolic processes, growth, adhesion, and ecology of microbes and viruses. In: HUANG, P.M.; SCHNITZER, M. (Ed.). **Interactions of soil minerals with natural organics and microbes**. Madison: Soil Science Society of America, 1986. p. 305–428.

SUMAN, A.; SINGH, K.P.; SINGH, P.; YADAV, R.L. Carbon input, loss and storage in sub-tropical Indian Inceptisol under multi-ratooning sugarcane. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, p. 221–226, 2009.

THORBURN, P.J.; MEIER, E.A.; COLLINS, K.; ROBERTSON, F.A. Changes in soil carbon sequestration, fractionation and soil fertility in response to sugarcane residue retention are site-specific. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 120, p. 99–111, 2012.

TORNQUIST, C.G.; MIELNICZUK, J.; CERRI, C.E.P. Modeling soil organic carbon dynamics in Oxisols of Ibirubá (Brazil) with the Century Model. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 105, p. 33–43, 2009.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass. C. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 703-707, 1987.

VANLAUWE, B.; GACHENGO, C.; SHEPHERD, K.; BARRIOS, E.; CADISCH, G.; PALM, C.A. Laboratory validation of a resource quality-based conceptual framework for organic matter management. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 1135–1145, 2005.

VITORELLO, V.A.; CERRI, C.; ANDREUX, F.; FELLER, C.; VIXTÓRIA, R.L. Organic matter and natural ¹³C distribution in forest and cultivated Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 53, p. 773-778, 1989.

WALKLEY, A.; BLACK, J.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, New Brunswick, v. 37, p. 29-73, 1934.

WEST, T.O.; SIX, J. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 80, p. 25–41, 2007.

WOOD, A.W. Soil degradation and management under intensive sugarcane cultivation in north Queensland. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 1, p. 120–123, 1985.

WRIGHT, A.L.; INGLETT, P.W. Soil organic carbon and nitrogen and distribution of carbon-13 and nitrogen-15 in aggregates of everglades Histosols. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 73, p. 427-433, 2009.

YONEYAMA, T.; OKADA, H.; CHONGPRADITNUM, P.; SHOTARO, A.; PRASERTSAK, P.; HIRAI, K. Effects of vegetation and cultivation on $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and estimation of its turnover in Asian tropics: a case study in Thailand. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 52, p. 95-102, 2006.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo mostra o potencial de manejos conservacionistas, como a adoção do manejo sem queima e orgânico, em áreas cultivadas com cana-de-açúcar, em aumentar os estoques de C e N no solo. Esse resultado confirma-se pelo gradual aumento nos teores de C-BM verificados conforme a melhoria do manejo do solo e tempo de adoção do manejo orgânico, pelos maiores teores de C verificados nas frações 2000-75 μm (fração orgânica) e < 53 μm (fração organomineral), pela maior contribuição dos resíduos vegetais de origem C4 nas frações da MOS. Tal contribuição dos resíduos vegetais foi refletida no sinal isotópico do ^{13}C referente à plantas com ciclo fotossintético C4, sugerindo contribuição dos resíduos da cana-de-açúcar. Somado à esses, o uso do modelo Century para a situação em estudo simulou a longo prazo, o potencial de manejos conservacionistas, independente da textura do solo, em aumentar os estoques de C no solo, atingindo um nível máximo.

Os estoques de C e N evidenciaram forte influência da textura do solo e do manejo adotado, indicando que solos com menor teor de argila exigem maior tempo sob a adoção de manejo orgânico para apresentar aumentos significativos nos estoques de C e N, enquanto em solos com maior teor de argila esse aumento pode ser mais facilmente atingido.

A partir do estudo de fracionamento físico da MOS pode-se concluir que as frações da MO obtidas, especialmente a fração orgânica 2000-75 μm e fração organomineral < 53 μm , podem ser utilizadas como indicadores dos efeitos das mudanças do manejo do solo na quantidade; em função dos teores de C e N estabilizados em cada fração e, na qualidade da MOS; considerando que cada fração apresenta uma característica intrínseca à sua constituição organomineralógica que resulta em diferentes tempos de permanência (tempo médio de residência), o que também deve-se à qualidade química do composto orgânico estabilizado, dando caráter de maior ou menor labilidade.

O estudo do fracionamento físico da MOS também permitiu inferir sobre a sensibilidade do manejo do solo no potencial de acúmulo de C nas frações da MOS, o que pode ser avaliado a partir da fração orgânica 2000-75 μm . Embora significativo aumento no C da fração orgânica 2000-75 μm ocorra quando manejos conservacionistas são adotados, há que se considerar que a aceleração do processo de decomposição dos resíduos orgânicos, como resultado das condições tropicais, com elevadas temperaturas e pluviosidade e, solos muito intemperizados,

desfavorecem o processo de recuperação dos níveis de MOS, até níveis próximos à condição natural. No entanto, estratégias de manejos, como a colheita sem queima e a adubação orgânica, apresentam grande potencial em recuperar o C. Em contrapartida, é possível concluir que a produção de cana-de-açúcar sob manejo com queima causa considerável declínio no conteúdo de MOS, na biomassa microbiana e, na fração orgânica 2000-75 μm , em relação aos manejos conservacionistas.

As frações da MOS mostram a mesma tendência observada para os estoques de C e N e, para os resultados da modelagem, tendo em vista o maior acúmulo de C observado para a fração organomineral < 53 μm , indicando que a capacidade dos solos em estabilizar a MOS pode ser estimada pelos teores de argila e silte no solo. O conceito de que a capacidade dos solos em preservar a MOS é limitada tem importante consequências para a estimativa do comportamento da MOS a longo prazo e, em relação à quantidade de MOS que pode ser estocada nos solos.

Os resultados do estudo sobre modelagem suportam o uso do modelo Century em aplicações práticas de mensurações de C em solos cultivados com cana de açúcar sob diferentes manejos do solo, indicando ser uma ferramenta importante para estabelecer estratégias de manejo do solo que visem a sustentabilidade do agrossistema e, conseqüentemente, o aumento dos estoques de COS ao longo do tempo.

O monitoramento das mudanças nos estoques de C do solo exige longo período de tempo, além de ser bastante dispendioso. Dessa forma, a modelagem da dinâmica da MOS, pelo uso do modelo Century pode ser vista como um método alternativo viável, de baixo custo para aplicação, que pode também ser utilizado com objetivo de avaliar novos conceitos de MOS, como o estabelecimento do nível máximo de acúmulo de C no solo, aprofundando conceitos sobre o "steady state" e a possível saturação de C no solo.

Portanto, a adoção de práticas de manejo do solo, como o manejo sem queima aliado à adubação orgânica é uma estratégia interessante para recuperar os estoques de C do solo. Além disso, a implementação de práticas conservacionistas à longo prazo pode favorecer o estabelecimento do acúmulo máximo de C no solo, atingindo níveis superiores, próximos ao estabelecido por sistemas em condições naturais.