

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

TESE

**Matéria Orgânica e Atributos Químicos e Físicos do Solo em uma
Cronossequência de Agricultura sob Plantio Direto no Cerrado Goiano**

Roni Fernandes Guareschi

2013



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**MATÉRIA ORGÂNICA E ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DO
SOLO EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE AGRICULTURA SOB
PLANTIO DIRETO NO CERRADO GOIANO**

RONI FERNANDES GUARESCHI

Sob a orientação do Professor
Marcos Gervasio Pereira

e Co-orientação do Professor
Adriano Perin

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo

Seropédica, RJ
Março de 2013

631.417098173

G914m

T

Guareschi, Roni Fernandes, 1987-

Matéria orgânica e atributos químicos e físicos do solo em uma cronosequência de agricultura sob plantio direto no cerrado goiano / Roni Fernandes Guareschi. – 2013.

95 f.: il.

Orientador: Marcos Gervasio Pereira.

Tese (doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia, 2013.

Bibliografia: f. 79-95.

1. Solos – Teor de compostos orgânicos – Goiás (Estado) – Teses. 2. Física do solo – Goiás (Estado) - Teses. 3. Química do solo – Goiás (Estado) - Teses. 4. Solos – Goiás (Estado) – Análise – Teses. 5. Cerrados – Goiás (Estado) – Teses. I. Pereira, Marcos Gervasio, 1965- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.


UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO

RONI FERNANDES GUARESCHI


Tese submetida ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo, como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências em Agronomia**.

TESE APROVADA EM 05/03/2013.

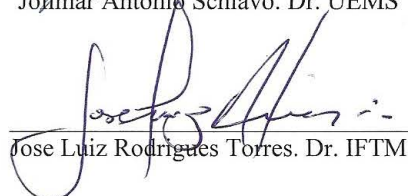
Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ
(Orientador)



Ademir Fontana. Dr. Embrapa Solos



Joimar Antonio Schiavo. Dr. UEMS



Jose Luiz Rodrigues Torres. Dr. IFTM



Fabiano de Carvalho Bafieiro. Dr. Embrapa Solos

*A minha esposa Rubia Cotarelli Ribeiro Guareschi, por
sempre ter me apoiado em todas as etapas profissionais da
minha vida.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

À Deus, por direcionar minha vida e me ajudar a superar obstáculos vividos nela.

À minha esposa Rubia Cotarelli Ribeiro Guareschi, que esteve ao meu lado desde o ensino médio, partilhando seu carinho, amor e apoio; e que a cada dia que passa vem me incentivando para que eu supere os desafios profissionais.

Aos meus pais Valdir Ademar Guareschi (*in memoriam*) e Cleci Emilia Guareschi que sempre estiveram ao meu lado apoiando, dando carinho e atenção em todas as etapas da minha vida.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, pelos conhecimentos adquiridos e por me proporcionar uma nova visão de mundo.

Ao Dr. Marcos Gervasio Pereira, pela amizade e pela orientação e ensinamentos que muito contribuíram para minha formação.

Ao Dr. Adriano Perin, pela amizade e pelos conhecimentos repassados da minha graduação ao Doutorado; e por me apoiar na minha vida profissional, demonstrando o caminho das pedras e a importância da expressão “Publique ou morra”.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela concessão de bolsa de Doutorado.

Ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo da UFRRJ e Instituto Federal Goiano – *campus* Rio Verde – GO (IF Goiano) pela contribuição intelectual e profissional prestada durante o curso.

Aos amigos e companheiros do Laboratório de Gênese e Classificação de Solos, Sidinei, Anderson, Arcângelo e ao amigo Paulo Roberto Gazolla do IF Goiano pelo empenho e ajuda na realização das análises laboratoriais, e a todos os demais alunos de graduação e pós-graduação, pelas amizades adquiridas.

A todos que contribuíram para a realização deste trabalho e pelos bons momentos.

Muito obrigado.

BIOGRAFIA

Roni Fernandes Guareschi, nascido em 21 de janeiro de 1987, em Rio Verde, Estado de Goiás, filho de Cleci Emilia Guareschi e Valdir Ademar Guareschi (*in memorian*). Ingressou no IF Goiano no 1º semestre do ano de 2004 no curso de Tecnologia em produção de Grãos, onde graduou-se em dezembro de 2007. Nesta instituição foi bolsista de iniciação científica no período de agosto de 2006 a fevereiro de 2009, no laboratório de Fitotecnia. Ainda pelo IF Goiano, em março de 2008, ingressou no curso de Pós-Graduação *latu sensu* Biocombustíveis – da produção à análise de qualidade, concluindo esta especialização em março de 2009. Em março de 2009, ingressou no Curso de Pós-Graduação em Ciências Agrárias - Ciências Agrárias, concluindo o Mestrado no IF Goiano em março de 2010. Em março de 2010 ingressou no Doutorado no Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo pela UFRRJ.

RESUMO GERAL

GUARESCHI, Roni Fernandes. **Matéria orgânica e atributos químicos e físicos do solo em uma cronosequência de agricultura sob plantio direto no cerrado goiano**. 2013. 95f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

O objetivo geral do estudo foi avaliar as alterações na quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo (MOS), bem como verificar as modificações em alguns atributos químicos e físicos do solo em uma cronosequência de agricultura sob SPD no cerrado Goiano. Para isso, em Montividiu (GO) foram selecionadas áreas sob SPD com diferentes tempos de implantação: três anos (SPD3), 15 anos (SPD 15) e 20 anos (SPD20); as quais foram comparadas a uma área de cerrado nativo (CE) e a uma área de pastagem com 20 anos de implantação (PA). Foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0,0-5,0; 5,0-10,0; 10,0-20,0 cm. O trabalho foi dividido em quatro capítulos. No Capítulo I, foram avaliadas a deposição de resíduos vegetais na superfície do solo (RVS) e as modificações nos teores de matéria orgânica leve (MOL); nos estoques de carbono e nitrogênio, e nos teores de fósforo remanescente (Prem); e nos atributos físicos do solo densidade de partículas (Dp), densidade do solo (Ds) e volume total de poros (VTP). Também foi avaliada a origem do carbono por meio de técnicas isotópicas (^{13}C). Foi observado aumento nos teores de RVS, MOL, VTP, Prem, C, N e estoque de C e de N em função do tempo de implantação do SPD. As análises de ^{13}C demonstraram que as leguminosas estão contribuindo de forma significativa na composição da matéria orgânica nas áreas sob SPD. No Capítulo II, foram avaliadas as frações químicas e físicas da MOS e a relação E_4/E_6 dos ácidos húmicos. Os teores e estoques de C das frações húmicas, aumentaram em função do tempo de implantação do SPD em todas as profundidades analisadas, e elas se distribuíram na seguinte ordem: FAF < FAH < FHUM. Os resultados obtidos mostram que em função do tempo de implantação do SPD ocorreu aumento das frações mais estáveis das substâncias húmicas (FAH e FHUM) e das frações físicas da MOS (COam), proporcionando a maior estabilidade deste sistema. Verifica-se aumento da relação E_4/E_6 dos ácidos húmicos em função do tempo de implantação do SPD. No capítulo III, foram avaliadas as frações oxidáveis do C orgânico no solo e os Índices de Compartimento de Carbono (ICC), Labilidade (L), Índice de Labilidade (IL) e Índice de Manejo de Carbono (IMC). De maneira geral, verificou-se aumento das frações lábeis e estáveis da MOS em função do tempo de implantação do SPD, sendo que as áreas SPD15 e SPD20 apresentaram teores de C dentre as frações (F1, F2, F3 e F4) semelhantes e superiores, respectivamente, que a área de CE. Independentemente da área avaliada, observou-se predomínio das frações mais estáveis da MOS (F3+F4). A área de PA quando comparada as demais áreas, apresentou menores teores de C total, C das frações mais lábeis e estáveis da MOS, bem como menores valores de IMC. No Capítulo IV, foram avaliadas as formas de ferro, extraídas como ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (Fed), oxalato ácido de amônio (Feo) e pirofosfato de sódio (Fep) bem como a relação destas variáveis com os teores de C e a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP). Verificou-se correlação positiva e significativa entre os teores de carbono e as formas de ferro (Feo, Feo/Fed e Fep) e negativa com os teores de Fed. As áreas de CE e PA apresentaram o maior valor de CMAP, sendo este reduzido em função do tempo de adoção do SPD.

Palavras-chave: Indicadores edáficos. Produção de soja e milho. Latossolos.

GENERAL ABSTRACT

GUARESCHI, Roni Fernandes. **Organic matter and soil chemical and physical properties in a chronosequence of agriculture under no-tillage in the Cerrado of Goiás.** 2013. 95p. Thesis (Doctor Science in Agronomy-Soil Science). Institute of Agronomy, Soils Department, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2013.

The overall objective of the study was to evaluate changes in the quantity and quality of soil organic matter (MOS) and to verify changes in some soil chemical and physical attributes of in a chronosequence of agriculture under no-tillage (NT) in the Goiano cerrado region, Brazil. For this, areas were selected in the municipality of Montividiu (Goiás State) under NT and with different implantation years: three years (NTS 3), 15 years (NTS 15), and 20 years (NTS 20), which were compared to an area of native cerrado (CE) and a pasture with 20 years of implantation (PA). Soil samples were taken at the depths of 0,0-5,0; 5,0-10,0; 10,0-20,0 cm. The study was divided in four chapters. In Chapter I, they were evaluated the deposition of plant residues on the soil surface (RVS) and changes in light organic matter (MOL) content; stocks of carbon, nitrogen and phosphorus (Prem); and the physical attributes soil particle density (Dp), bulk density (Ds) and total pore volume (VTP). It was also evaluated the origin of the carbon by isotope techniques (^{13}C). It was observed an increase in the levels of RVS, MOL, VTP, Prem, C, N and C stocks and N as a function of time of deployment of the NTS. The ^{13}C analyzes showed that the leguminous plants are contributing significantly to the composition of the organic matter in the areas under NTS. In the Chapter II, the chemical and physical fractions of MOS and the E_4/E_6 ratio of humic acids were evaluated. The contents and C stocks of the humic fractions increased with time of NTS implantation, at all depths analyzed, and they distributed in the following order: FAF < FAH < FHUM. The results showed an increase of more stable fractions of humic substances (FAH and FHUM) and physical fractions of SOM (Coam) according to NTS time of implantation, providing greater stability of the system. There was an increase in the ratio E_4/E_6 of humic acids according to the NTS time of implantation. In the Chapter III, the oxidizable fractions of soil organic C and Carbon Indexes compartment (ICC), Lability (L), Lability Index (IL) and Carbon Management Index (IMC) were evaluated. In general, there was an increase of labile and stable MOS with time of NTS implantation, while the NTS 15 and NTS 20 areas presented C content among the fractions (F1, F2, F3, F4) similar and higher, respectively, than the CE area. Regardless of the area evaluated, it was observed a predominance of the most stable MOS fractions (F3 + F4). The PA area, when compared to other areas, had lowest levels of total C, C of more labile and stable MOS, and lower IMC values. In the Chapter IV, the iron forms extracted as dithionite-citrate-bicarbonate (Fed), ammonium oxalate (Feo) and sodium pyrophosphate (Fep), and the relationship of these variables with the content of C and maximum adsorption capacity of P (CMAP) were evaluated. There was a significant positive correlation between the carbon content and the iron forms (Feo, Feo/Fed and Fep) and negatively with the levels of Fed. The CE and PA areas had the highest CMAP values, which was reduced with time of NTS adoption.

Key words: Edaphic indicators. Soybean and corn production. Oxisols.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	2
2.1	Bioma Cerrado	2
2.2	Sistema de Plantio Direto no Cerrado	3
2.3	Plantas de Cobertura em SPD no Cerrado	4
2.4	Estoque de Carbono e Nitrogênio em Latossolos sob SPD no Cerrado.....	6
2.4.1	Teor e estoque de carbono (EstC).....	6
2.4.2	Estoque e teor de nitrogênio	10
2.5	Fracionamento Químico e Físico da MOS em Áreas de Latossolos sob SPD no Cerrado	13
2.5.1	Fracionamento químico da MOS.....	14
2.5.2	Fracionamento físico granulométrico.....	15
2.6	Atributos Edáficos Influenciados pelo SPD no Cerrado.....	17
2.6.1	Densidade do solo (Ds), densidade das partículas (Dp) e volume total de poros (VTP).....	17
2.6.2	Matéria orgânica leve (MOL).....	17
2.6.3	Capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) e fósforo remanescente (Prem).....	18
2.6.4	Origem do carbono por meio de técnicas isotópicas (¹³ C).....	21
2.6.5	Relação E ₄ /E ₆ dos ácidos húmicos	22
2.6.6	Frações oxidáveis de C.....	22
2.6.7	Formas de ferro no solo	23
3	CAPÍTULO I DEPOSIÇÃO DE RESÍDUOS VEGETAIS, MATÉRIA ORGÂNICA LEVE, ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO E FÓSFORO REMANESCENTE SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO GOIANO	24
3.1	RESUMO	25
3.2	ABSTRACT.....	26
3.3	INTRODUÇÃO	27
3.4	MATERIAL E MÉTODOS	29
3.4.1	Localização, clima e solo da área de estudo.....	29
3.4.2	Sistemas avaliados e histórico de uso.....	31
3.4.3	Coleta de amostras de terra.....	33
3.4.4	Análises realizadas	33
3.4.5	Análises estatísticas	34
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
3.5.1	Aporte de resíduos vegetais depositados na superfície do solo (RVS) e matéria orgânica leve (MOL)	35
3.5.2	Carbono, nitrogênio e P remanescente do solo	36
3.5.3	Densidade do solo (Ds), densidade de partícula (Dp) e volume total de poros (VTP).....	38
3.5.4	Estoque de carbono e nitrogênio do solo.....	39
3.6	CONCLUSÕES.....	42

4	CAPÍTULO II	FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ÁREAS DE LATOSSOLO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO DO ESTADO DE GOIÁS	43
4.1	RESUMO		44
4.2	ABSTRACT		45
4.3	INTRODUÇÃO		46
4.4	MATERIAL E MÉTODOS		48
4.4.1	Localização, clima e solo da área de estudo		48
4.4.2	Sistemas avaliados e histórico de uso		48
4.4.3	Amostragem de solo		48
4.4.4	Análises realizadas		48
4.4.5	Análises estatísticas		48
4.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO		49
4.5.1	Carbono e estoque de C das frações húmicas		49
4.5.2	Teores e estoques de C das frações granulométricas da MOS		51
4.5.3	Relação E ₄ /E ₆ dos ácidos húmicos		52
4.6	CONCLUSÕES.....		54
5	CAPÍTULO III	FRAÇÕES OXIDÁVEIS DO CARBONO EM LATOSSOLO VERMELHO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO.....	55
5.1	RESUMO		56
5.2	ABSTRACT.....		57
5.3	INTRODUÇÃO		58
5.4	MATERIAL E MÉTODOS		60
5.4.1	Localização, clima e solo da área de estudo		60
5.4.2	Sistemas avaliados e histórico de uso.....		60
5.4.3	Amostragem de solo		60
5.4.4	Análises realizadas		60
5.4.5	Análises estatísticas		60
5.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO		61
5.5.1	Frações oxidáveis de carbono orgânico, carbono não-lábil (CNL) e proporção de carbono lábil/C total (CL/C).....		61
5.5.2	Índice de compartimento de carbono (ICC), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC).....		63
5.6	CONCLUSÕES.....		65
6	CAPÍTULO IV	ADSORÇÃO DE P E FORMAS DE FERRO EM ÁREAS DE PLANTIO DIRETO NO BIOMA CERRADO.....	66
6.1	RESUMO		67
6.2	ABSTRACT.....		68
6.3	INTRODUÇÃO		69
6.4	MATERIAL E MÉTODOS		70
6.4.1	Localização, clima e solo da área de estudo.....		70
6.4.2	Sistemas avaliados e histórico de uso.....		70
6.4.3	Amostragem de solo		70
6.4.4	Análises realizadas		70
6.4.5	Análises estatísticas		70
6.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO		72
6.5.1	Área superficial específica da argila (ASE)		72

6.5.2	Carbono orgânico total e formas de ferro extraídas com citrato - bicarbonato - ditionito de sódio (Fed), oxalato de amônio (Feo) e pirofosfato de sódio (Fep)	72
6.5.3	Correlação de Pearson entre as variáveis C, Fed, Feo, Feo/Fed, Fep e CMAP...	73
6.5.4	Capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP)	74
6.5.5	Análise de componentes principais (ACP) das características avaliadas	75
6.6	CONCLUSÕES	76
7	CONCLUSÕES GERAIS	77
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

1 INTRODUÇÃO GERAL

Nas últimas décadas, a área original do bioma cerrado no estado de Goiás passou por um intenso desmatamento para a abertura de áreas para agricultura e pecuária. Estima-se que da área original total ocupada pelo cerrado, cerca de 65% já foi desmatada. Além do desmatamento do cerrado, outro agravante que ocorre com a implantação da agricultura e pecuária nestas áreas é a degradação do solo pela falta de manejo adequado. Em Goiás, a falta de adubação e calagem, bem como a baixa produtividade das pastagens, tem levado a degradação intensa de áreas com potencial produtivo. Além disso, muitos agricultores ainda adotam o sistema de plantio convencional, ou seja, com o passar do tempo, devido ao intenso revolvimento do solo e falta de cobertura deste, também se pode chegar à degradação do solo.

Diante a este cenário, o sistema de plantio direto (SPD) surge em 1981 no estado de Goiás, como uma das alternativas para reverter a degradação que as terras vinham sendo submetidas. Isso ocorre devido ao SPD, revolver o mínimo possível o solo e mante-lo sempre coberto por plantas em desenvolvimento e por resíduos vegetais. Desta forma, com o passar dos anos de sua implantação, o SPD pode desencadear uma série de benefícios ao solo, tais como, redução da erosão do solo; aumento do conteúdo de MOS e consequente melhorias nos atributos químicos e físicos do solo; melhores condições a atividade biológica e aumentos nas produtividades de culturas. No entanto, desde que o SPD foi implantado no estado de Goiás, poucos estudos foram dedicados para avaliar alterações no conteúdo e qualidade da MOS, bem como, a influência desta alteração nos atributos químicos e físicos do solo.

A partir do exposto, este estudo teve como hipótese que o SPD promove com o passar do tempo modificações nos teores e nas formas da matéria orgânica do solo (MOS), tornando-se um sistema de manejo que melhora os atributos químicos e físicos do solo, contribuindo para o sequestro de carbono e nitrogênio no solo. Para avaliar essa hipótese, esta tese foi dividida em 4 capítulos com diferentes objetivos:

O capítulo I intitulado “Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono, nitrogênio e fósforo remanescente no solo sob diferentes sistemas de manejo no cerrado Goiano”. Esse capítulo teve como objetivos: quantificar a deposição de resíduos vegetais na superfície do solo (RVS), as modificações nos teores de matéria orgânica leve (MOL), nos estoques de C e N, nos teores de P remanescente (Prem), nos atributos físicos do solo (densidade das partículas (Dp), densidade do solo (Ds) e volume total de poros (VTP) e avaliar a origem do carbono por meio de técnicas isotópicas (^{13}C).

No capítulo II, “Frações da matéria orgânica em áreas de Latossolo sob diferentes sistemas de manejo no cerrado do estado de Goiás” foram avaliadas as frações químicas e físicas da matéria orgânica do solo (MOS), bem como a análise espectroscópica na região do ultravioleta-visível do ácido húmico em amostras de Latossolo Vermelho sob sistema de plantio direto (SPD) em diferentes anos de implantação, e compará-las a áreas de cerrado nativo e pastagem.

O capítulo III, “Frações oxidáveis do carbono em Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo” objetivou avaliar as frações oxidáveis de C orgânico em um Latossolo Vermelho em área de cerrado sob sistema de plantio direto (SPD) com diferentes anos de implantação, e compará-las a áreas de cerrado nativo e pastagem.

No capítulo IV, intitulado “Adsorção de P e formas de ferro em áreas de plantio direto no bioma cerrado”, avaliou-se a superfície específica da argila e as formas de ferro, extraídas com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (Fed), oxalato ácido de amônio (Feo) e pirofosfato de sódio (Fep), correlacionando com teores de carbono total e a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Bioma Cerrado

O cerrado, que ocupa cerca de 25% do território brasileiro, é um bioma notável pela grande variação fitofisionômica, apresentando formações florestais, savânicas e campestres (Eiten, 1972). O cerrado pode adotar quatorze tipos de paisagens, e esses ambientes encontram-se distribuídos por todo esse bioma com as seguintes denominações: campo limpo de cerrado, campo rupestre, campo sujo, campo cerrado, cerrado *stricto sensu*, cerradão, campo de murundus, buritizal e veredas, campo úmido, brejos permanentes, pantanal, floresta baixa galeria, floresta mesofítica decídua e floresta mesofítica semidecídua (Eiten, 1972).

A formação savânica mais comum no domínio do bioma cerrado é o cerrado *stricto sensu*, ocupando cerca de 70% de sua extensão (Ribeiro e Walter, 1998). Apresenta um vasto estrato herbáceo, com um estrato de arbustos e árvores esparsas, com cobertura arbórea de 10 a 60% (Eiten, 1972). A densidade de plantas lenhosas por hectare é de 600 a 1300 indivíduos com mais de 5 cm de diâmetro e 30 cm de altura (Felfili et al., 2004).

Segundo Siqueira Neto (2006) os 204 milhões de hectares (Mha) do cerrado estão distribuídos principalmente nos Estados de Minas Gerais, Goiás, Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e parte dos estados de São Paulo, Bahia, Maranhão e Piauí. Este, que é o segundo maior bioma da América do Sul, é também o único bioma brasileiro que faz fronteira com todos os outros grandes ecossistemas do Brasil (Floresta Amazônica, Caatinga, Mata Atlântica e Pantanal Mato-Grossense).

O clima do cerrado é caracterizado como tropical sazonal, tendo uma precipitação média anual variando de 800 e 2000 mm, sendo que o período de seca geralmente esta entre abril e setembro. A temperatura média anual varia entre 20 e 26 °C (Da Silva e Bates, 2002).

De acordo com Siqueira Neto (2006) os solos dominantes no cerrado são os Latossolos (Vermelhos e Vermelho-Amarelos) e os Neossolos Quartzarênicos. Os Latossolos ocupam cerca de 46% do bioma e são caracterizados basicamente pela alta intemperização do material de origem, profundos e bem drenados. Estes solos possuem teor de argila entre 15 e 90% e, capacidade de água disponível até dois metros de profundidade. Já os Neossolos Quartzarênicos, ocupam cerca de 15% do bioma cerrado, possuem classe textural areia e areia franca, sendo muito porosos e excessivamente drenados. Devido à elevada intemperização (fração argila, composto-se de caulinita, goetita ou gibsitita) os solos do cerrado, de maneira geral, possuem baixa fertilidade natural e pH ácido (variando de 4,3 a 6,2), elevado conteúdo de alumínio e baixa disponibilidade de nutrientes. Porém, essas limitações devido à baixa CTC e pouca retenção de água, podem ser ajustadas com o uso de corretivos, fertilizantes e aumento da matéria orgânica (Kluthcouski et al., 2003; Gomes et al., 2004).

Em geral, o bioma cerrado apresenta relevo bastante plano ou suavemente ondulado, estendendo-se por imensos planaltos ou chapadões, sendo que cerca de 50% de sua área situa-se em altitudes entre 300 e 600 m acima do nível do mar (Reatto et al., 1998).

O cerrado é uma área que está sob plena expansão da fronteira agrícola no Brasil, cobrindo aproximadamente 200 Mha (Bustamante et al., 2006), cerca de 23% do território nacional. Estimativas indicam uma taxa de conversão de vegetação nativa do cerrado de 1,1 % ao ano, o que equivale a 2,2 Mha ano⁻¹ (Machado et al., 2004). Em levantamento recente, foram identificados no cerrado 80 Mha sob diferentes usos da terra, o que corresponde a 39,5% da área total do bioma. As duas classes mais representativas de uso da terra, as pastagens cultivadas e as culturas agrícolas, ocupam 26,5% e 10,5% do cerrado,

respectivamente. Cerca de 61% da área do bioma encontra-se preservada, incluindo-se áreas com vegetação em regeneração e pastagens nativas (Sano et al., 2008).

Atualmente, a região de cerrado no estado de Goiás contribui com cerca de 9,4% da produção nacional de grãos (43% de soja, 20% de milho, 8% de feijão e 2% de arroz) e conta com 10% do rebanho bovino do País (IBGE, 2011). Por outro lado, práticas agrícolas inadequadas têm influenciado diretamente na redução da fertilidade do solo, no aumento da erosão e, conseqüentemente, no aumento dos custos da produção (Moreti et al., 2007; Loss et al., 2009b; Siqueira Neto et al., 2009).

Apesar de o cerrado ser um ecossistema adaptado ao fogo, as queimadas utilizadas para estimular a rebrota das pastagens e abertura de novas áreas agrícolas causam perda de nutrientes e erosão dos solos, um problema grave que atinge enormes áreas, especialmente nas regiões de relevo mais movimentado localizadas no leste goiano e oeste mineiro (Klink e Machado, 2005). A ação do fogo pode também causar degradação da biota nativa, devido ao acúmulo de material combustível (biomassa vegetal seca) e à baixa umidade da época seca, uma eventual queimada nessas condições tende a gerar temperaturas extremamente altas que são prejudiciais à flora e à fauna do solo (Klink e Moreira, 2002). Outro fato agravante é que metade das pastagens plantadas no cerrado (cerca de 250.000 km² - uma área equivalente ao estado de São Paulo) está degradada e sustenta poucas cabeças de gado em virtude da reduzida cobertura de plantas, invasão de espécies não palatáveis e cupinzeiros (Costa e Rehman, 2005).

Simulações que modelaram a conversão do cerrado natural em pastagem plantadas mostraram que a precipitação pode ser reduzida em pelo menos 10%, os veranicos podem se tornar mais frequentes e a temperatura média do ar superficial pode aumentar em 0,5 °C (Hoffmann e Jackson, 2000), com grandes implicações para a agricultura. De acordo com Klink e Machado (2005) esse aumento de temperatura do ar e redução de precipitação pode ser devido a habilidade das árvores e arbustos do cerrado em tamponar, na estação seca, a água armazenada no solo, podendo ser esse fator essencial para manutenção do ciclo hídrico.

A derrubada e queima da vegetação nativa, seguida de cultivo do solo no processo de conversão do cerrado em agropecuária, resulta em redução dos estoques de C do solo e aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera (Franchini et al., 2007; Smith et al., 2008). Neste sentido, Scholes e Breemen (1997), mencionam que algumas atividades como o revolvimento do solo (aração e gradagem), a não preservação dos restos culturais na superfície do solo e a utilização de uma ou de poucas espécies vegetais na área de cultivo, são as principais razões para a redução dos estoques de C do solo e aumento da emissão de GEE.

Diante do exposto, pode-se perceber que o SPD no cerrado pode contribuir para um melhor manejo do solo, diminuindo as taxas anuais de erosão, bem como, contribuindo para o aumento do estoque de carbono no solo.

2.2 Sistema de Plantio Direto no Cerrado

O SPD fundamenta-se em três princípios básicos: 1) o não revolvimento do solo; 2) a rotação de culturas; 3) a permanente cobertura do solo por culturas ou resíduos culturais (Fidelis et al., 2003; Siqueira Neto, 2006).

O SPD surgiu no final da década de 50 nos EUA. No Brasil os primeiros experimentos com este tipo de manejo agrícola foram realizados em 1965 no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) em Campinas-SP, e em 1969 na Área Experimental do Ministério da Agricultura em Não-Me-Toque - RS. Na década de 1970 o SPD foi introduzido em áreas agrícolas de Rolândia - PR para fins comerciais, com o objetivo de reduzir as perdas de solo por erosão. Na década de 1980 passou a ser difundido nas áreas produtoras de grãos na região

Sul e, na década de 1990 ocorreu maior expansão do sistema nas lavouras de soja e milho na região do cerrado (Fancelli e Dourado Neto, 2000).

Segundo Fidelis et al. (2003) a adoção do SPD, foi lenta no início, mas progressivamente o número de adeptos aumentou, e no ano de 1991, o Brasil chegava a seu primeiro milhão de hectares implantados. Já em 2001 o sistema encontrava-se implantado em 15 Mha. Atualmente o SPD ocupa 80% das áreas de plantio de soja em todo Brasil.

O SPD nas regiões do ecossistema cerrado iniciou-se em 1981, com área de 200 hectares de soja em Rio Verde – GO (Landers, 1995). Em 1982 o sistema foi usado em Santa Helena - GO; em 1983 no município de Morrinhos – GO e Iraí de Minas - MG; e em 1984 no Distrito Federal. A partir de então, houve uma rápida expansão da utilização do sistema no cerrado (Almeida, 2004). De acordo com Siqueira Neto (2006) o SPD tem apresentado acentuada expansão na região do cerrado, ocupando uma área de aproximadamente 5 milhões de hectares, principalmente, com o cultivo de soja, milho e algodão. O SPD no cerrado é caracterizado principalmente pelo cultivo de verão com soja ou milho, sucedidos na rotação de cultura por milho, sorgo ou milheto no outono (Fidelis et al., 2003).

A região do cerrado possui características climáticas próprias, com concentrações de chuva no verão (1200 a 1800 mm), cinco a seis meses de período seco no inverno e ocorrência de períodos de chuvas estivais, conhecida como veranico. Além disso, os solos da região possuem uma fertilidade natural baixa, pois são solos altamente intemperizados e de caráter ácido, sendo assim a união desses fatores dificultam o desenvolvimento de plantas de cobertura para a adoção do SPD (Fidelis et al., 2003).

Neste aspecto, as pesquisas estão buscando genótipos de plantas de coberturas adaptados às peculiaridades ambientais do cerrado, capazes de produzir palha em quantidade e qualidade suficientes (10 a $12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), com alta relação C/N (principalmente gramíneas tropicais) com sensibilidade a dessecação química e com alto grau de aproveitamento da umidade residual do solo (Fidelis et al., 2003). Porém, Landers (1995) menciona que a evolução do SPD no cerrado é extraordinária, e que existem várias opções de técnicas que são geralmente empregadas em combinações para a produção de palhada ou cobertura morta, tais como: a) milho na rotação de culturas (alta relação C/N); b) cultura de safrinha (utilização de milhetos e sorgo); c) rotação de culturas com pastagem (integração lavoura-pecuária); d) cobertura verde permanente.

Atualmente podem ser consideradas pelo menos quatro variações de SPD praticadas pelos produtores nas regiões do cerrado, cada qual adaptando-se às diferentes condições de clima, solo e grau de tecnificação do agricultor (Pasqualetto, 1999). De acordo com Scaléa (1994), esses tipos classificam-se em: SPD no mato, SPD com semi-preparo (cultivo mínimo), SPD com safrinha e SPD com safrinha e cobertura. Este último destaca-se, tendo em vista a maior produção de massa vegetal, garantindo a cobertura morta indispensável ao final do período de seca, para poder ingressar com a cultura de verão neste sistema.

O SPD pode ser considerado uma das atividades com potencial para sequestrar C no solo, abrindo oportunidades para, no futuro, negociação dos direitos à emissão (créditos em carbono). Nesse contexto, a compreensão dos processos associados à dinâmica da MOS após a conversão do cerrado em SPD se torna essencial para a elaboração de inventários no Brasil e estratégias para futuras negociações internacionais (Siqueira Neto, 2006).

2.3 Plantas de Cobertura em SPD no Cerrado

Um fator que restringe a adoção de plantas de cobertura no cerrado do estado de Goiás é a época de semeadura, pois, o agricultor dificilmente deixará de cultivar culturas comerciais durante a safra de verão. Desta forma, o cultivo de plantas de cobertura fica restrito ao período de seca ou ao final da estação chuvosa (Pitol et al., 2006). O desenvolvimento da planta de cobertura após a cultura comercial, ou seja, no final da estação chuvosa exige que

tais plantas de cobertura apresentem estabelecimento rápido e grande capacidade de penetração do sistema radicular para explorar um maior volume de solo e reduzir os efeitos de déficit hídrico (Pitol et al., 2006).

Outras características desejáveis das plantas de cobertura no SPD na região do cerrado do estado de Goiás são: a) baixa taxa de decomposição dos resíduos vegetais (alta relação C/N) para favorecer sua permanência na cobertura do solo; b) elevada produção de biomassa (aproximadamente 10 Mg ha⁻¹) e facilidade de erradicação do material para a semeadura da cultura comercial de verão (Carvalho, 2005).

Diante o exposto, destacam-se principalmente, quatro tipos de plantas de cobertura utilizadas sob SPD no estado de Goiás: a) milheto; b) crotalária; c) pousio com presença de plantas invasoras; d) cultivo de braquiária em consórcio com milho safrinha – integração lavoura pecuária (ILP).

O milheto tem de destaque como planta de cobertura, devido à resistência ao déficit hídrico, elevada produção de biomassa, alta relação C/N, menor custo das sementes e supressão de plantas daninhas (Silva et al., 2006; Bôer et al., 2007; Moura et al., 2010). Já a crotalária também tem se destacado como excelente cobertura do solo por apresentar elevada produção de biomassa e ser capaz de fixar uma grande quantidade de N por meio da simbiose com microorganismos e tornar esse nutriente disponível às culturas após o manejo da leguminosa, reduzindo a necessidade de N via adubação mineral (Perin et al., 2010).

Na literatura, os dados de massa seca da crotalária e milheto apresentam grande variação devido principalmente as condições edafoclimáticas e de manejo onde foram cultivadas. Cazetta et al. (2005) quantificaram valores de produção de massa seca de crotalária de 5,2 Mg ha⁻¹ em um Latossolo Vermelho da região de Jabotical-SP; Torres & Pereira (2008) 3,9 Mg ha⁻¹ em um Latossolo Vermelho da região de Uberaba-MG. Já a média de produção de massa seca do milheto, na maioria das vezes é superior ao encontrado para a cultura da crotalaria. Resultados de Cazetta et al. (2005) demonstram uma produção de milheto de 10,6 Mg ha⁻¹ de massa seca e Torres & Pereira (2008) encontraram valores de produção de 10,4 Mg ha⁻¹.

O bom desempenho dessas espécies (milheto e crotalaria) foi confirmado por Torres et al. (2008) em condições de cerrado, quando comparadas as gramíneas (*Brachiaria brizantha*, sorgo forrageiro e aveia preta) e a leguminosa (guandu), os autores constataram que o milheto e a crotalária são as plantas de cobertura com maior produção de biomassa e acúmulo de nitrogênio (N).

Vários trabalhos indicam que as áreas de SPD que adotam o pousio (cobertura do solo com presença de plantas invasoras) após a cultura comercial não atingem quantidade de massa seca necessária (10 Mg ha⁻¹) para a adoção do sistema. Resultados de Menezes et al. (2009) e Pacheco et al. (2011) que ao avaliarem a produção de massa seca de plantas de cobertura, constataram menores valores de massa seca da vegetação espontânea (área em pousio). Tais autores encontraram produções de massa seca da vegetação espontânea de 4,8 e 1,5 Mg ha⁻¹ de massa seca respectivamente, e segundo estes autores, isso evidencia que esse tipo de cobertura não produz quantidade de massa seca capaz de cobrir totalmente o solo, além de promover menor ciclagem de nutrientes. No entanto, a produção de massa seca em áreas de pousio, depende muito da vegetação espontânea que surgirá após a colheita da cultura principal, pois alguns trabalhos mostram que se pode alcançar valores de produção de massa seca de 11,1 Mg ha⁻¹ (Guimarães et al., 2003), 8,71 Mg ha⁻¹ (Suzuki et al., 2006) nestas áreas.

Atualmente, as forrageiras mais indicadas na integração lavoura-pecuária em SPD são as braquiárias: *B. decumbens*, *B. brizantha* e *B. ruziziensis* (Pitol et al., 2006; Pariz et al., 2011). Este sistema tem sido estabelecido para produção de forragem entre o período de outono-primavera e, posteriormente, a dessecação desta para o aporte de palha ao SPD, ou mesmo, apenas para formação de palhada (Pariz et al., 2011). Resultados na literatura indicam

que na ILP chega-se a produções de massa seca de 6,4 Mg ha⁻¹ de *B. decumbens*, 6,8 Mg ha⁻¹ de *B. brizantha* e 5,1 Mg ha⁻¹ de *B. ruziziensis* (Pariz et al., 2010; Pariz et al., 2011). Semelhantemente, Rossi et al. (2012) ao avaliarem a produção de biomassa seca sob cultivo de braquiária (*B. ruziziensis*) e sorgo na entressafra de soja, constataram que a braquiária como planta de cobertura apresentou quantidade de massa seca (6,10 Mg ha⁻¹) superior a área com plantio de sorgo (3,85 Mg ha⁻¹).

Diante o exposto, verifica-se que a escolha e o manejo das plantas de cobertura em SPD são de grande importância, tanto para produção de palhada e cobertura do solo, como para aumento da ciclagem de nutrientes. A escolha da planta de cobertura certa para a adoção do SPD depende da adaptação desta as condições edafoclimáticas da região, bem como, do poder aquisitivo do agricultor para implantar mais uma cultura em seu sistema de produção.

2.4 Estoque de Carbono e Nitrogênio em Latossolos sob SPD no Cerrado

O bioma CE apresenta mais de 12 Mha cultivados com lavouras anuais (Bayer et al., 2004), e desta área, mais de 7 Mha são cultivados em SPD (APDC, 2007).

A matéria orgânica é um componente-chave, determinante para os atributos químicos, físicos e biológicos do solo, particularmente em solos intemperizados, com argilas de baixa atividade, como é o caso dos Latossolos, que abrangem 95 Mha do cerrado, aproximadamente, 46% a 48% da área total (Rein e Duxbury, 2008). Nesses Latossolos, diversos trabalhos têm mostrado que a principal fonte de cargas negativas é a MOS, associada aos minerais nas frações silte e argila (Zinn et al., 2005).

O estudo da MOS em seus diversos compartimentos, bem como sua relação com o manejo, visa desenvolver estratégias para uma utilização sustentável dos solos, com vistas em reduzir o impacto das atividades agrícolas sobre o ambiente, principalmente na região do cerrado, onde as altas temperaturas podem contribuir para um declínio acelerado dos estoques de C (EstC) e estoque de N (EstN) orgânicos (Freixo et al., 2002).

2.4.1 Teor e estoque de carbono (EstC)

De acordo com Carvalho et al. (2009), áreas onde o cerrado foi convertido recentemente para uso agrícola, a taxa anual de acúmulo de C pode ser resultante de uma série de fontes, como: (a) C derivado do material orgânico remanescente da vegetação nativa; (b) C derivado da decomposição do sistema radicular do CE; (c) C derivado da aplicação de calcário no solo; (d) C introduzido pelos resíduos culturais das plantas cultivadas.

Serão apresentadas no decorrer desta revisão, trabalhos que mostram que o SPD (menos de 10 anos de implantação) apresentaram teores de C e/ou EstC no solo semelhantes às áreas de cerrado nativo ou a demais sistemas de manejo (D'Andrea et al., 2004; Figueiredo et al., 2008; Figueiredo, 2009; Rozane et al., 2010). Outrora, também são apresentados resultados de pesquisa que demonstram o SPD (menos de 10 anos de implantação) com menores teores de C e/ou EstC no solo em relação a demais sistemas de manejo (Corrêa, 2002; Rosa et al., 2003; Silva et al., 2008; Carneiro et al., 2009a; Heid et al., 2009). Bayer e Mielniczuk (1999) e Carvalho et al. (2009) mencionam que a similaridade e/ou inferioridade dos valores de carbono em áreas de SPD em comparação com outros sistemas de manejo podem estar correlacionados principalmente ao tempo de instalação do SPD, pois o acúmulo de carbono nesse sistema ocorre muito lentamente, levando de 10 a 15 anos para se tornar expressivo.

Resultados de D'Andrea et al. (2004) em um Latossolo Vermelho distrófico típico na região de Morrinhos – GO, mostram que a introdução recente de SPD (8 anos de implantação – rotação milho/feijão/arroz e tomate para indústria), ou mesmo de pastagem (PA) ou sistema de plantio convencional (SPC) de longa duração em áreas de cerrado nativo podem não causar alterações significativas nos teores e EstC. Porém, tais autores comentam que mesmo não tendo ocorrido diferenças no EstC, os sistemas de manejo menos perturbados (SPD - 40,30

Mg ha⁻¹ e PA – 40,67 Mg ha⁻¹) apresentaram uma tendência em armazenar mais C orgânico no solo, principalmente nas profundidades de 0–20 e 0–40 cm em relação ao SPC (35,86 Mg ha⁻¹) e CE nativo (37,98 Mg ha⁻¹).

Avaliando os teores de carbono orgânico total (COT) na camada de 0-10 cm em um Latossolo Vermelho na região de Unaí – MG, sob vários sistemas de manejo, como SPD (6 anos de implantação – sendo rotação milho/feijão), área de cerrado nativo recém-revolvido a 1 ano (com aração e gradagem), pastagem degradada e reformada com 12 anos de instalação e área sob cerrado nativo, Figueiredo et al. (2008) evidenciaram que o teor de matéria orgânica no SPD (24,7 g kg⁻¹) não diferiu dos encontrados no cerrado nativo (24,2 g kg⁻¹), porém ambos sistemas apresentaram maior conteúdo de matéria orgânica que as áreas de cerrado recém-revolvido (14,6 g kg⁻¹), pastagem degradada (21,0 g kg⁻¹) e reformada (20,0 g kg⁻¹). Os autores concluíram que o SPD apresentou-se como o sistema que mais se aproxima do cerrado nativo, quanto aos teores de matéria orgânica na camada superficial do solo.

Figueiredo (2009) avaliou o COT na camada de 0-40 cm em um Latossolo Vermelho na região de Planaltina – DF, sob vários sistemas de manejo, dentre eles SPC (12 anos de implantação – cultivado com leguminosas no verão); SPD (10 anos de implantação – com alternância de cultivo de gramíneas e leguminosas no verão) e PA (10 anos de instalação – com *Brachiaria brizantha*, sem pastejo animal). Os autores concluíram que o SPC continha menor teor de C (18,5 g kg⁻¹), em relação ao CE (21 g kg⁻¹), e que áreas com PA (20,9 g kg⁻¹) e SPD (20,8 g kg⁻¹) apresentaram quantidades de COT semelhante ao CE.

Em quantificações do EstC na camada de 0-30 cm em um Latossolo Vermelho distrófico na região de Colina - SP, sob 3 sistemas de manejo, SPD (1 ano de implantação, sendo cultivada com milho sob palhada de pastagem de capim Tanzânia), pastagem (manejada com 10 anos de implantação – capim Tanzânia) e uma área sob CE nativo, Rozane et al. (2010) não constataram diferenças entre os sistemas de manejo, e os autores atribuem esse resultado a grande deposição de material orgânico na superfície do solo pelo CE nativo (EstC = 37,40 Mg ha⁻¹) e pela pastagem (EstC = 44,00 Mg ha⁻¹); e como o SPD com a cultura de milho (EstC = 39,00 Mg ha⁻¹) ter sido implantada recentemente, as práticas agrícolas da mesma não foram suficientes para degradar o carbono orgânico do solo, acumulado por 10 anos sucessivos de pastagem antes da implantação do SPD.

Em Latossolo Vermelho-Amarelo na região de Querência – MT, Corrêa (2002) estimou os teores de COT na camada de 0-30 cm sob vários sistemas de manejo, sendo um desses a vegetação de mata natural de transição para cerrado e outros sistemas com cultivos anuais. Dentre eles o SPD (02 anos de implantação – com cultivo de soja) e o SPC (06 anos de implantação – com cultivo de soja). Os resultados deste trabalho mostraram que o CE apresentou os maiores teores de COT (0-15cm = 29,8 g kg⁻¹ e 15-30 = 16,6 g kg⁻¹) que o SPD (0-15cm = 22,6 g kg⁻¹ e 15-30 = 11,3 g kg⁻¹) e SPC (0-15cm = 15,2 g kg⁻¹ e 15-30 = 11,0 g kg⁻¹). Nota-se que o revolvimento do solo pelo SPC promoveu uma redução de 49% da MOS em relação ao cerrado, enquanto que o SPD devido a seu menor revolvimento do solo e maior conservação da MOS reduziu apenas 26,94% em relação ao cerrado.

Na região de Santa Helena – GO, foi calculado o EstC na camada de 0-40 cm em um Latossolo Vermelho Eutrófico, sob três sistemas de manejo: SPD irrigado (5 anos de implantação – sendo rotação milho/soja no verão e feijão em 2 anos na safrinha + rotação feijão/milheto/crotalaria em cultivo irrigado) e SPD sequeiro (5 anos de implantação – sendo rotação milho/soja no verão e milheto na safrinha) e áreas de vegetação nativa de cerrado (Rosa et al., 2003). Os resultados demonstraram que nas áreas de SPD, mesmo com um incremento de material orgânico de 14 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de matéria seca, para o SPD irrigado, e 8,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, para SPD de sequeiro, os teores de COT não atingiram os níveis observados nas áreas de vegetação nativa de cerrado.

Em quantificações do teor de carbono orgânico do solo na camada de 0-30 cm em um Latossolo Vermelho Distroférico na região de Jaboticabal - SP, sob vários sistemas de manejo, como SPD (2 anos de implantação, com cultivo de soja no verão), SPD (4 anos de implantação, com cultivo de soja no verão), SPD (6 anos de implantação, com cultivo de soja no verão) e vegetação de área nativa; Silva et al. (2008) concluíram que em nenhuma das áreas houve variação no teor de MOS nas profundidades de (0-10, 10-20 e 20-30 cm); e que a área de mata nativa apresentou o maior teor de MOS (0-10 cm = 59 g dm⁻³, 10-20 cm = 53 g dm⁻³ e 20-30 cm = 47 g dm⁻³) em relação às áreas de SPD. Desta forma, observa-se que 6 anos de SPD (0-10 cm = 19 g dm⁻³, 10-20 cm = 19 g dm⁻³ e 20-30 cm = 18 g dm⁻³) não foram suficientes para alterar o teor de COT do solo quando comparada a vegetação de mata nativa.

Vários sistemas de manejo, como SPC (6 anos de implantação – sucessão soja/milho), SPD (8 anos de implantação – sucessão soja/milho), PA plantada (10 anos de implantação com capim estrela), e uma mata secundária, foram avaliadas quanto o COT na camada de 0-20 cm em um Latossolo Vermelho Eutroférico na região de Bela Vista do Paraíso – PR (Carneiro et al., 2009a). Os resultados deste trabalho mostraram para o SPD os menores teores de COT em ambas profundidades (0-5 cm - 28 g kg⁻¹; 5-10 cm - 30 g kg⁻¹; 10-20 cm - 23 g kg⁻¹) que áreas de PA (0-5 cm - 42 g kg⁻¹; 5-10 cm - 39 g kg⁻¹; 10-20 cm - 35 g kg⁻¹) e mata (0-5 cm - 48 g kg⁻¹; 5-10 cm - 40 g kg⁻¹; 10-20 cm - 32 g kg⁻¹), sendo semelhante apenas ao SPC nas profundidades de (0-5 cm - 33 g kg⁻¹; 5-10 cm - 25 g kg⁻¹) e superior na profundidade de (10-20 cm - 15 g kg⁻¹).

Em um Latossolo Vermelho Distroférico na região de Dourados-MS, Heid et al. (2009) estimaram os teores de COT na camada de 0-20 cm sob diferentes sistemas de cultivo, tais como SPD (10 anos de instalação com cultivo nos primeiros 5 anos de sucessão soja/aveia e nos últimos 5 anos sucessão de soja/milho), pastagem plantada (10 anos de instalação com *Brachiaria decumbens*) e vegetação nativa da região. Os resultados deste trabalho mostraram que na camada superficial (0-5 cm) a mata nativa apresentou maior COT (84,37 g kg⁻¹) que a PA (54,99 g kg⁻¹) e o SPD (54,34 g kg⁻¹). Porém nas camadas de 5-10 e 10-20 cm, a mata nativa (61,41 e 51,19 g kg⁻¹) e a pastagem (53,98 e 55,61 g kg⁻¹) apresentaram valores semelhantes de COT e superiores ao SPD (44,37 e 38,40 g kg⁻¹).

Assim, como o SPD, a pastagem possui elevada capacidade de acúmulo de MOS pelo não revolvimento do solo, devido à grande produção de biomassa vegetal na superfície do solo e principalmente pela intensa renovação do sistema radicular abundante e permanente (Salton, 2005).

Neste sentido, um trabalho realizado por Roscoe et al. (2001) não observaram diferenças significativas no EstC ao comparar uma área de cerrado e uma área de pastagem implantada há 23 anos com *Brachiaria* em um Latossolo muito argiloso (88%) em Minas Gerais. Os autores atribuíram estes resultados à elevada produção de resíduos da pastagem e a proteção da MOS proporcionada pelo elevado teor de argila.

Porém, o acúmulo de C no solo em áreas sob pastagem pode não ser verificado devido a limitações à produtividade das plantas, que ocorre nas áreas degradadas (Costa Júnior, 2008). Sendo assim, Lilienfein et al (2003) ao compararem pastagem de *Brachiaria decumbens*, verificaram que os teores de C no solo (0 a 15 cm) foram maiores em áreas de pastagem de alta produtividade em relação a de baixa produtividade, com 27 e 22 g kg⁻¹, respectivamente. Padrão similar foi verificado por Freitas et al. (2000) em estudo realizado em Latossolo sob diferentes sistemas de manejo em Senador Canedo-GO. Os autores quantificaram valores de EstC na camada 0-40 cm, 13% menor em uma pastagem degradada com *Brachiaria decumbens* (46% de argila), com mais de 10 anos de implantação, em relação as área de cerrado nativo (48% de argila).

De acordo com resultados obtidos por Corazza et al. (1999) a adoção do SPD e implantações de florestas e pastagem plantadas aumentaram o EstC em relação as áreas de

cerrado original, em um Latossolo Vermelho-Escuro na região de Planaltina-DF. Segundo estes autores, os aumentos podem ser atribuídos à maior taxa de adição de C ao solo, sendo resultante do aumento de produtividade primária do ecossistema causado pelo menor revolvimento do solo. Neste mesmo estudo o SPD com 15 anos de implantação acumulou 21,4 Mg ha⁻¹ de C a mais em relação ao CE nativo até 1m profundidade.

Buso e Kliemann (2003) avaliaram na camada de 0-12,5 cm em um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico na região de Rio Verde – GO as perdas de C sob diferentes sistemas de cultivo, tais como SPD (11 anos de implantação – rotação de culturas soja/milho), SPC (2 anos de implantação - rotação de culturas soja/milho) e cerrado nativo. Os resultados deste trabalho evidenciaram que as perdas de carbono, em relação ao solo nativo, foram da ordem de 34% em apenas dois anos de SPC, e praticamente nulas (1,7%) no SPD. Os autores atribuem este resultado ao SPC consumir rapidamente o EstC em solos de cerrado, enquanto que o SPD proporciona aumento.

Siqueira Neto (2006) constatou alterações no EstC do solo em relação ao tempo de implantação do SPD em um Latossolo Vermelho distrófico na região de Rio Verde – GO. O autor tomou como referência absoluta a condição de vegetação nativa de cerrado e, como referência relativa áreas com mudança do uso da terra, uma sob uma área de pastagem, e outra sob SPC. As áreas sob SPD analisadas por este autor apresentavam-se com 4, 5, 7, 8, 10 e 12 anos de implantação. Os resultados deste trabalho demonstraram que os EstC foram maiores nas áreas sob cerrado (88 Mg ha⁻¹), e que o tempo de implantação do SPD aumentou o estoque de C no solo, de modo que na área de SPD com 12 anos de instalação foi verificado estoque de C igual as áreas sob cerrado (84 Mg ha⁻¹). A taxa anual de acúmulo de C no SPD foi calculada em 1,26 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na camada de solo (0-40 cm).

Na região de Maracaju-MS, Fontana et al. (2006) estimaram os teores de C na camada de 0-20cm em um Latossolo Vermelho distroférico sob diferentes sistemas de cultivo com 10 anos de instalação, tais como SPD (rotação culturas anuais - soja/aveia), SPD (rotação culturas anuais soja/nabo/milho/aveia/soja), SPD (rotação lavoura/PA – Soja/aveia/soja/PA com *Brachiaria decumbens* por 2 anos), SPD (rotação lavoura/PA – Soja/nabo/milho/aveia/PA com *Brachiaria decumbens* por 2 anos), SPD (rotação pastagem/lavoura – PA por 2 anos com *Brachiaria decumbens*/soja/aveia/soja/pastagem) e PA contínua (com *Brachiaria decumbens* e *brizantha*). Os resultados deste trabalho mostraram que o SPD (rotação culturas anuais soja/nabo/milho/aveia/soja) apresentou o menor teor de C (16,6 g kg⁻¹), enquanto que o SPD (Lavoura/Pastagem/Lavoura e Pastagem/ Lavoura /Pastagem, respectivamente), os maiores teores de C (28 e 26 g kg⁻¹ respectivamente nesta ordem). Os autores comentam que a *Brachiaria decumbens*, é um sistema promissor em promover aumentos nos estoques de COT do solo em profundidade, sendo que este comportamento também pode ser verificado no sistema de plantio direto, desde que se adote um esquema de rotação de culturas.

Sob diferentes sistemas de manejo em um Latossolo no cerrado em Goiânia-GO, Metay et al. (2007) verificaram maior EstC no solo (0-20 cm) sob SPD (22,29 Mg ha⁻¹) em relação ao SPC (19,94 Mg ha⁻¹) com 11 e 24 anos de implantação, respectivamente. Os autores ainda relataram que o acúmulo anual de C no SPD foi de 0,35 Mg ha⁻¹.

Quantificando o EstC na camada de 0-40 cm em Latossolo Vermelho Distrófico na região de Rio Verde - GO, sob vários sistemas de manejo, tais como cerrado, pastagem (baixa produtividade, com 20 anos de instalação), SPC (29 anos de instalação) e quatro SPD com diferentes anos de instalação (3; 7; 10 e 15), Costa Junior (2008) encontrou os maiores teores de EstC no cerrado (76,6 Mg ha⁻¹), no SPD com 10 anos (63,7 Mg ha⁻¹) e no SPD com 15 anos (83,7 Mg ha⁻¹) e os menores valores nas demais áreas.

Rossi (2009) estimou o COT na camada de 0-60 cm em um Latossolo Vermelho na região de Montividiu – GO, sob vários sistemas de manejo, tais como cerrado nativo, SPD

(com cultivo de *Brachiaria* na entressafra da soja) e SPD (com o cultivo de sorgo na entressafra da soja). Os resultados deste trabalho demonstraram que houve um incremento de COT na profundidade de 0-5 cm nos dois SPD em relação ao cerrado. Tal fato demonstra a eficiência do SPD em áreas de cerrado, onde a vegetação nativa tem baixo potencial de formação de serrapilheira. Para as demais profundidades avaliadas (5-10; 10-20; 20-40 e 40-60 cm), a área de referência apresentou maiores valores de carbono em comparação às demais. Em uma segunda coleta realizada nestas áreas, a autora não observou acúmulo de carbono em superfície, porém na profundidade de 40-60 cm, foi verificado um acréscimo de COT no SPD (com cultivo de braquiária na entressafra da soja) em relação ao cerrado. Esse padrão demonstra a grande capacidade da braquiária em contribuir com COT em profundidade, devido ao crescimento abundante do sistema radicular.

Existem trabalhos na literatura (Bayer et al., 2006; Leite et al., 2009; Matias et al., 2009) que demonstram que áreas onde o SPD foi instalado a menos de 10 anos apresentaram maiores teores e EstC no SPD em relação a outros tipos de manejo, desta forma observa-se que não só o tempo de instalação do SPD que influencia no EstC, mas também outros fatores, tais como condições climáticas (precipitação e temperatura do ano de amostragem), forma de manejo (tipo de planta de cobertura utilizada, adubação, calagem das áreas), textura do solo (mais ou menos argiloso).

Em áreas sob SPD com 08 anos de implantação no cerrado em Luziânia-GO, com a sucessão de cultivos soja/milho, reportaram taxas anuais de acúmulo de C de 0,30 e 0,60 Mg ha⁻¹ em Latossolos Vermelhos sob cerrado com textura média e argilosa, respectivamente na camada de 0-20 cm (Bayer et al., 2006). Esse mesmo autor constatou que o SPD apresentou um maior EstC (41 Mg ha⁻¹) que a vegetação nativa de cerrado (35,4 Mg ha⁻¹).

Em um Latossolo Vermelho-Amarelo no cerrado piauiense, Leite et al. (2009) calcularam os EstC pelo aporte de resíduos e pela fertilização nitrogenada em SPD (8 anos de implantação com rotação soja/milho) e SPC (10 anos de instalação, com rotação soja/milho). Os resultados deste trabalho mostraram que os EstC foram maiores no SPD (30,72 Mg ha⁻¹) em relação ao plantio convencional (27,33 Mg ha⁻¹) até os 20 cm de profundidade, independente da dose de adubação nitrogenada utilizada. Os autores atribuem esse resultado como sendo decorrente do maior aporte de resíduos e do menor revolvimento do solo presentes no SPD. Considerando a aplicação de diferentes doses de adubação nitrogenada nos dois sistemas avaliados, os autores perceberam que a adubação nitrogenada aumentou o EstC no solo, em 29% no SPD, em comparação ao SPC, até a profundidade de 10 cm.

Matias et al. (2009) avaliou o EstC na camada de 0-20 cm sob Latossolo Amarelo na região de Uruçuí - PI, sob vários sistemas de manejo, como SPD (3 anos de implantação, com cultivo de soja no verão e milheto no inverno), SPC (20 anos de implantação, com cultivo de soja no verão), área de CE nativo recém-revolvido (amostragem realizada a 15 dias após o desmatamento) e uma área sob cerrado nativo. Os resultados deste trabalho mostraram que o SPD aumentou o EstC na profundidade de 0-5 cm do solo (16,20 Mg ha⁻¹) em relação aos demais sistemas de manejo (SPC – 11,70 Mg ha⁻¹; área de cerrado nativo recém-revolvido – 13,10 Mg ha⁻¹ e CE nativo – 9,80 Mg ha⁻¹), porém nas demais profundidades analisadas (5-10 e 10-20 cm) não houve diferença entre os sistemas de manejo.

Os dados encontrados na literatura nos permitem inferir que existe uma grande divergência de resultados dos teores e EstC quando se compara o SPD (com diferentes anos de implantação) com outros sistemas de manejo. Todavia, fica evidente que a implantação do SPD afeta a dinâmica do C no solo, podendo com o passar dos anos recuperar os teores originais semelhantes a vegetação nativa de cerrado.

2.4.2 Estoque e teor de nitrogênio

Do mesmo modo que o carbono, o nitrogênio é um elemento relevante aos estudos de MOS, sendo o nutriente com a dinâmica mais pronunciada nesse sistema. Sendo ambos

componentes da matéria orgânica, a dinâmica do N no solo é intimamente associada à dinâmica do C, apenas alterando os seus mecanismos de adição e de perda no sistema (Bayer et al., 2000). Além disso, solos degradados pelo cultivo e com baixos teores de COT normalmente são deficientes em N, o que limita a adição de C, principalmente, em sistemas constituídos por gramíneas (Lovato et al., 2004).

Os EstN são controlados especialmente pelas condições climáticas e pela vegetação. Em solos sob clima tropical, a concentração de N total pode variar entre 0,02 e 0,4%, podendo, em casos extremos de solos orgânicos, chegar a até 2% (Stevenson, 1994). A maior parte do N do solo se encontra na forma orgânica (mais de 95%), sendo a MOS um importante reservatório de formas potencialmente disponíveis de N para os vegetais, principalmente o N nítrico (N-NO_3^-) e o amoniacal (N-NH_4^+) (Rangel e Silva, 2007). A mineralização da MOS, que engloba os processos de nitrificação e amonificação, é responsável, por ano, pela conversão de 2 a 5% do N orgânico em N mineral. Esse processo é regulado pelo uso e manejo do solo (Moreira e Siqueira, 2002; D'Andréa et al., 2004), notadamente pelas espécies que são incluídas nos esquemas de rotação de culturas, de modo que o maior uso de leguminosas e a implantação de espécies com maior produção de biomassa causam maior armazenamento de N total no solo (Mielniczuk et al., 2003).

Alguns trabalhos citados no decorrer dessa revisão não encontraram diferenças no teor ou EstN quando compara-se o SPD com outros sistemas de manejo. Alguns trabalhos atribuíram este resultado devido aos solos cultivados terem maior restrição a aeração do que o cerrado nativo, o que pode favorecer o acúmulo de N pela redução da mineralização da MOS (D'Andréa et al., 2004; Costa Júnior, 2008). Já Matias et al. (2009) menciona que esta semelhança ocorre devido ao teor de argila e fertilização nitrogenada das áreas cultivadas conseguirem manter o EstN, enquanto que o cerrado mantém seu EstN devido a mineralização de seus altos conteúdos de MOS (Matias et al., 2009).

Resultados de D'Andrea et al. (2004) em um Latossolo Vermelho distrófico típico na região de Morrinhos – GO, mostram que a introdução recente de SPD (8 anos de implantação, com rotação milho/feijão/arroz e tomate para indústria), ou mesmo de pastagem ou SPC de longa duração em áreas de cerrado nativo não causaram alterações significativas no EstN nos 40 cm avaliados. Os EstN encontrados por estes autores nos sistemas de manejo foram de 21,61 Mg ha^{-1} (CE nativo), 17,78 Mg ha^{-1} (PA), 17,94 Mg ha^{-1} (SPC) e 18,59 Mg ha^{-1} (SPD).

Em um estudo do EstN na camada de 0-40cm em um Latossolo Vermelho distrófico na região de Rio Verde – GO, sob vários sistemas de manejo, tais como cerrado nativo, pastagem (baixa produtividade, com 20 anos de instalação), SPC (29 anos de instalação) e quatro áreas de SPD com diferentes anos de implantação (3; 7; 10 e 15); Costa Júnior (2008) demonstraram que não houve diferença nos EstN entre os sistemas de manejo avaliados. Segundo Passos et al. (2007a), o que poderia justificar semelhantes EstN entre as áreas avaliadas é que a maior restrição a aeração promovida por solos cultivados que pode favorecer o acúmulo de N pela redução da mineralização da MOS em relação ao solo sob cerrado nativo.

Em um Latossolo Amarelo na região de Uruçuí - PI, Matias et al. (2009) avaliaram o EstN na camada de 0-20 cm sob vários sistemas de manejo, tais como SPD (3 anos de implantação, com cultivo de soja no verão e milho no inverno), SPC (20 anos de implantação com cultivo de soja no verão), área de CE nativo recém-revolvido (amostragem realizada a 15 dias após o desmatamento) e uma área sob CE nativo. Os resultados deste trabalho demonstraram que não houve diferenças no EstN entre as áreas avaliadas, em todas as profundidades. E de acordo com os autores, no caso das áreas cultivadas (SPC – 2,63 Mg ha^{-1} e SPD – 2,62 Mg ha^{-1}), a fertilização nitrogenada pode ter contribuído para manutenção dos EstN no solo, já em relação às áreas de cerrado nativo recém-revolvida (3,0 Mg ha^{-1}) e

cerrado nativo ($2,38 \text{ Mg ha}^{-1}$) a ausência de queimadas e a quantidade de argila contribuem para evitar perdas de N por volatilização e lixiviação, respectivamente.

Em contraposição ao que foi destacado anteriormente, constata-se que o teor ou EstN pode ser maior em áreas de SPD quando comparadas a outros sistemas de manejo, porém esses maiores teores só foram encontrados em áreas com SPD com mais de 8 anos de implantação (Buso e Kliemann, 2003; Siqueira Neto, 2006, Rossi, 2009), áreas de SPD que apresentam na sua rotação leguminosas que realizam FBN (Fontana et al., 2006), ou em áreas de SPD que recebem grandes quantidades de N mineral via aplicação de fertilizantes (Leite et al., 2009).

Buso e Kliemann (2003) avaliaram na camada de 0-12,5 cm em um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico na região de Rio Verde – GO o EstN sob diferentes sistemas de cultivo, tais como SPD (11 anos de implantação – rotação de culturas soja/milho), SPC (2 anos de implantação - rotação de culturas soja/milho) e cerrado nativo. Os resultados deste trabalho evidenciaram que houve ganho de nitrogênio total nesse solo, em relação aos outros sistemas, isto pode ter ocorrido devido o SPC consumir rapidamente o EstN em solos de cerrado pelo maior revolvimento do solo, enquanto que o SPD proporciona aumento, devido a maior conservação da MOS pelo menor revolvimento do solo.

Siqueira Neto (2006) constatou alterações no EstN do solo em relação ao tempo de implantação do SPD em um Latossolo Vermelho distrófico na região de Rio Verde – GO. O autor tomou como referência absoluta a condição de vegetação nativa de cerrado e, como referência relativa áreas com mudança do uso da terra, uma sob pastagem, e outra sob SPC. As áreas sob SPD analisadas por este autor apresentavam-se com 4, 5, 7, 8, 10 e 12 anos de implantação. Os resultados deste trabalho demonstraram que os maiores EstN para a camada 0-40 cm do solo foram encontrados no cerrado ($5,0 \text{ Mg ha}^{-1}$), no SPD com oito anos de instalação ($4,2 \text{ Mg ha}^{-1}$) e no SPD com dez anos de implantação ($4,0 \text{ Mg ha}^{-1}$), enquanto que os menores valores foram observados na área de pastagem ($3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$) e no SPD com cinco anos de instalação ($3,1 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Rossi (2009) quantificou o nitrogênio total do solo na camada de 0-60 cm em um Latossolo Vermelho na região de Montividiu – GO, sob vários sistemas de manejo, tais como cerrado nativo, SPD (com cultivo de braquiária na entressafra da soja) e SPD (com o cultivo de sorgo na entressafra da soja). Os resultados deste trabalho demonstraram que em todas as profundidades avaliadas (0-5; 5-10; 10-20; 20-40 e 40-60 cm), o SPD (com cultivo de braquiária na entressafra da soja) apresentou maior conteúdo de nitrogênio total do solo que em comparação aos demais. A autora atribui este resultado ao maior volume de resíduos vegetais que são retornados ao solo neste sistema, e dessa forma associado aos maiores de COT implicam em maior disponibilidade de nitrogênio, uma vez que mais de 95 % do NT do solo está presente na forma orgânica.

Em um Latossolo Vermelho distroférico na região de Maracaju-MS, Fontana et al. (2006) estimaram na camada de 0-20cm os teores de nitrogênio orgânico sob diferentes sistemas de cultivo com 10 anos de instalação, tais como SPD (rotação culturas anuais - soja/aveia), SPD (rotação culturas anuais soja/nabo/milho/aveia/soja), SPD (rotação lavoura/PA – Soja/aveia/soja/PA com *Brachiaria decumbens* por 2 anos), SPD (rotação lavoura/PA – Soja/nabo/milho/aveia/PA com *Brachiaria decumbens* por 2 anos), SPD (rotação pastagem/lavoura – PA por 2 anos com *Brachiaria decumbens*/soja/aveia/soja/pastagem) e PA contínua (com *Brachiaria decumbens* e *brizantha*). Os resultados deste trabalho mostraram que o SPD (rotação culturas anuais soja/nabo/milho/aveia/soja) apresentou o menor teor de nitrogênio orgânico ($2,25 \text{ g kg}^{-1}$), enquanto que o SPD (rotação culturas anuais soja/aveia) apresentou os maiores teores de N orgânico ($3,72 \text{ g kg}^{-1}$). Os autores atribuem o maior conteúdo de N no SPD (rotação culturas anuais soja/aveia) devido a este sistema propiciar maior contribuição da fixação biológica de

nitrogênio (FBN) da cultura da soja, em relação aos demais tratamentos com rotações variadas e pastagem permanente.

Leite et al. (2009) avaliaram em um Latossolo Vermelho-Amarelo no cerrado piauiense os EstN pelo aporte de resíduos e pela fertilização nitrogenada em SPD (8 anos de implantação com rotação soja/milho) e SPC (10 anos de instalação, com rotação soja/milho). Seus resultados demonstraram que os maiores incrementos nos EstN foram encontrados no SPD, em comparação ao SPC. Também foram observados que nas doses 0 e 60 kg ha⁻¹ de N mineral aplicados nos SPC e SPD, houve um aumento no EstN de 29 e 37% na dose 0 kg ha⁻¹ e de 22 e 16% na dose de 60kg ha⁻¹, nas camadas 0-5 e 5-10cm, respectivamente.

Os dados na literatura permitem inferir que a dinâmica do N no solo é intimamente associada à dinâmica do C, ficando evidente que a implantação do SPD afeta a dinâmica destes elementos no solo, podendo de acordo com o manejo do solo e com o passar dos anos recuperar os teores originais semelhantes ao cerradão.

2.5 Fracionamento Químico e Físico da MOS em Áreas de Latossolos sob SPD no Cerrado

O conteúdo e a qualidade da MOS constituem atributos dos solos que podem ser utilizados para avaliar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas (Mielniczuk, 1999). As diferentes frações de carbono orgânico humificado do solo apresentam características químicas, físicas e morfológicas diferenciadas entre si, e a distribuição destas frações no solo podem indicar a qualidade da matéria orgânica (Canellas et al., 2003).

Diekow (2003), por meio de informações oriundas de diferentes autores, resumiu os diferentes tipos de frações da MOS em três grupos: a) frações com base na localização da matéria orgânica (particulada, associada aos minerais, dissolvida, inerte e biomassa microbiana); b) frações com base na composição química da matéria orgânica (biomoléculas com estruturas moleculares e substâncias húmicas com estrutura molecular); c) frações com base no grau de estabilidade da matéria orgânica.

De maneira geral, as técnicas de fracionamento da MOS são: fracionamento químico e físico. O primeiro pode ser empregado para avaliar os teores de C nas diferentes frações húmicas presentes no solo, já que se baseia na diferença de solubilidade dessas frações em meios ácido e básico. As substâncias húmicas (humina, ácido húmico e ácido fúlvico) representam mais de 70% do carbono presente no solo e são diferenciadas uma das outras pela cor, massa molecular, presença de grupos funcionais (carboxílicos, fenólicos, entre outros) e grau de polimerização (Schnitzer, 1978). Já o fracionamento físico da MOS, de acordo com Stevenson e Cole (1999), tem sido usado nos seguintes estudos: 1) recuperação da fração leve que consiste de resíduos vegetais não decompostos e seus produtos em decomposição parcial; 2) estabelecimento da natureza e a avaliação da significância biológica da matéria orgânica nas frações do solo dos diferentes tamanhos; e 3) determinação dos tipos de matéria orgânica envolvidos na formação de agregados estáveis em água.

O fracionamento físico da MOS é dividido em dois tipos, o densimétrico e o granulométrico. No método densimétrico, são utilizados sais (principalmente iodeto e politungstato de sódio), com densidade variando de 1,5 a 2,0 g cm⁻³. O princípio do método baseia-se na separação de materiais orgânicos (densidade menores que 1,5 g cm⁻³) e minerais (densidades superiores a 2,0 g cm⁻³), considerando-se, portanto, diferenças de densidade (Figueiredo et al., 2009). Dessa forma, a MOS pode ser dividida nas frações leve (FL) e pesada (FP) (associada aos minerais). A FL pode ainda ser subdividida em FL livre e FL oclusa – dentro dos agregados (Roscoe e Machado, 2002). Dependendo da metodologia, essa fração leve pode ser classificada como matéria orgânica particulada (MOP), normalmente determinada pelo teor de carbono particulado (CO_p) (Cambardella e Elliot, 1993). Já no método granulométrico é baseado no grau de associação da MOS com a matriz do solo, ou

seja, a MOS pode estar livre ou fracamente associada às partículas de solo, sendo chamada de carbono orgânico particulado (COP); ou estar fortemente ligada às partículas minerais, formando complexos organo-minerais (COam). Diferentemente do método densimétrico, neste, o fracionamento é realizado com base no tamanho das partículas (Cambardella e Elliot, 1992).

Tanto o fracionamento químico quanto o físico foram desenvolvidos para identificação e estabelecimento dos diferentes compartimentos da MOS e suas funções nos mecanismos químicos, físicos e biológicos do solo (Figueiredo, 2009). A partir dessa identificação, é possível avaliar, por exemplo, os impactos do manejo nos atributos químicos e físicos do solo.

2.5.1 Fracionamento químico da MOS

Segundo Vaughan e Ord (1985), a importância das frações humificadas, na dinâmica dos nutrientes no solo, se estende também às interações com os fertilizantes, que podem ter sua efetividade aumentada ou reduzida, além de ser amortecidos os efeitos adversos de altas doses, regulando as condições de nutrição mineral de plantas.

A quantidade da matéria orgânica e a proporção das frações húmicas têm servido como indicadores de qualidade de solo, em razão da forte interação das substâncias húmicas com o material mineral e o manejo do solo (Silva, 2005).

Existem muitos trabalhos que demonstram a fração humina (Hum) como a fração mais abundante em solos de cerrado ou em solos manejados, enquanto a fração ácido fúlvico (FAF) e fração ácido húmico (FAH) variam de acordo com o manejo adotado e com a profundidade avaliada (Souza e Melo, 2003, Fontana et al., 2006; Passos et al., 2007b; Rossi, 2009).

Souza e Melo (2003) avaliaram na camada de 0-20 cm em um Latossolo Roxo na região de Jaboticabal-SP as frações da MOS (FAF, FAH e Hum) sob diferentes sistemas de cultivo como SPC (cultivo de milho no verão), SPC (cultivo com rotação soja/milho no verão), SPD (cultivo de milho no verão), SPD (cultivo com rotação milho no verão), e SPD (com cultivo de milho no verão e rotação de crotalaria/mucuna/feijão guandu no inverno). Os resultados demonstraram que a maior parte do carbono orgânico do solo foi encontrada na fração Hum e que os cultivos em SPD (com cultivo de milho no verão e rotação de mucuna e feijão guandu no inverno) favoreceram a elevação dos teores de Hum nas camadas superficiais do solo (0-5 cm). Os autores atribuíram esse valor a maior contribuição do carbono orgânico deste tratamento, associado à maior ação microbiana nesta camada do solo. Em relação as FAF e FAH, foi constatado que não houve diferenças entre os sistemas de manejo avaliados em nenhuma das profundidades, porém foi constatado um maior acúmulo da FAF e menor da FAH nos sistemas de manejo nas maiores profundidade, sendo isso explicado devido a maior mobilidade da FAF no solo.

Fontana et al. (2006) analisando as frações da MOS (FAF, FAH e Hum) na camada superficial 0-20 cm em um Latossolo Vermelho Distroférico na região de Maracaju-MS sob diferentes sistemas de cultivo com 10 anos de instalação, tais como SPD (rotação de culturas anuais - soja/aveia), SPD (rotação de culturas anuais soja/nabo/milho/aveia/soja), SPD (rotação de lavoura/PA – Soja/aveia/soja/PA com *Brachiaria decumbens* por 2 anos), SPD (rotação de lavoura/PA – Soja/nabo/milho/aveia/PA com *Brachiaria decumbens* por 2 anos), SPD (rotação de pastagem/lavoura – PA por 2 anos com *Brachiaria decumbens*/soja/aveia/soja/pastagem) e pastagem contínua (com *Brachiaria decumbens* e *brizantha*). Os resultados mostraram que existe um predomínio da Hum, seguida pelas FAH e FAF. Os autores atribuem este resultado devido ao tamanho e maior grau de estabilidade da fração Hum, enquanto as FAF e FAH, por apresentarem menor estabilidade, podem ser translocadas para camadas mais profundas, serem polimerizadas ou mineralizadas, e diminuírem, assim, seu teor residual no solo. A FAF não apresentou diferença entre as áreas analisadas, porém a FAH apresentou menor valor (1,3 g kg⁻¹) na área de SPD (rotação soja/nabo/milho/aveia/soja), e o maior valor (4,1 g kg⁻¹) no SPD (rotação soja/aveia). Quanto

à Hum, o menor valor ocorreu no SPD (rotação soja/nabo/milho/aveia/soja) e o maior valor na pastagem contínua com *Brachiaria decumbens*.

Em um Latossolo Vermelho distrófico na região de Sete Lagoas-MG, Passos et al. (2007 b) examinaram na camada de 0-20 cm as FAF, FAH e Hum sob cerrado nativo e SPC (30 anos de instalação com cultivo de milho). Os resultados demonstraram que houve um maior acúmulo da FAF no SPC ($6,52 \text{ g kg}^{-1}$) em comparação ao cerrado ($5,97 \text{ g kg}^{-1}$) na camada de 15-20 cm, os autores atribuem este resultado a efeito do revolvimento do solo, incorporando os resíduos culturais de milho, bem como a maior mobilidade dessa fração. Em relação à FAH, verificou-se um maior acúmulo no SPC em relação ao cerrado na camada de 0-10 cm e 15-20 cm. Os autores atribuem esse resultado ao menor mobilidade desta fração no solo, bem como a incorporação dessa fração nas camadas mais profundas pelo processo de aração. Quanto a fração Hum, os maiores teores de C orgânico nela encontrados evidenciam que esta é a fração mais abundante no cerrado (0-10 cm = $11,67 \text{ g kg}^{-1}$ e 15-10cm = $9,12 \text{ g kg}^{-1}$) e no SPC (0-10 cm = $12,01 \text{ g kg}^{-1}$ e 15-10 cm = $10,66 \text{ g kg}^{-1}$) em ambas as profundidades analisadas.

Rossi (2009) quantificou as FAF, FAH e Hum na camada de 0-20 cm em um Latossolo Vermelho na região de Montividiu – GO, sob vários sistemas de manejo, tais como cerrado nativo, SPD (com cultivo de braquiária na entressafra da soja) e SPD (com o cultivo de sorgo na entressafra da soja). Verificou-se que houve um predomínio da Hum, seguida da FAF e FAH. A autora atribuiu o resultado da Hum pela resistência à degradação microbiana, ou ainda por essa fração estar fortemente combinada à fração mineral do solo. Também foi constatado neste trabalho que o SPD (com cultivo de braquiária na entressafra da soja) apresentou os maiores conteúdos de Hum em todas as profundidades analisadas (0-5; 5-10 e 10-20 cm) em relação aos demais sistemas. No caso da Hum, esse resultado pode estar correlacionado ao denso sistema radicular das gramíneas, que em contato com as partículas minerais, promove um aumento na qualidade e quantidade da matéria orgânica adicionada ao solo, favorecendo um incremento de frações mais humificadas. Já para as FAF e FAH, a autora observou nas três profundidades amostradas, pouca redução das frações húmicas entre os sistemas avaliados.

2.5.2 Fracionamento físico granulométrico

O método granulométrico é empregado para a separação de COM-secundários (agregados de diferentes classes de tamanho), por peneiramento seco ou úmido, ou para a separação de COM-primários, definidos em função das frações granulométricas: areia, silte e argila (Christensen, 1992).

O fracionamento do solo em COM-primários baseia-se na hipótese de que, devido a diferenças na composição mineralógica, as partículas em cada classe textural do solo associam-se de forma distinta com a MOS (Christensen, 1992).

Devido à reduzida superfície específica e densidade de carga superficial das areias, esta fração apresenta pouco ou nenhum material orgânico fortemente ligado, sendo menor a presença de complexos organo-minerais (Christensen, 1992). A maioria da MONC (matéria orgânica não complexada) concentra-se na classe de tamanho das areias (20 a 2000 μm), sendo relativamente baixas as quantidades de MONC nas frações silte e argila (Baldock et al., 1992). Portanto, o material orgânico recuperado na fração areia, constitui-se basicamente de MONC-livre e corresponde, a grosso modo, à FL-livre obtida pelo fracionamento densimétrico. As frações silte e argila são, no entanto, amplamente dominadas por carbono orgânico associado aos minerais (COam ou COM).

Apesar da importância da determinação das frações da MOS, ainda são poucos os trabalhos com fracionamento físico em solos do cerrado, desta forma com a crescente utilização de modelos de simulação em estudos sobre a MOS, torna-se necessário identificar

as suas diferentes frações, bem como suas formas de proteção em solos de regiões tropicais, como os do cerrado, sob vegetação natural e sistemas de manejo (Figueiredo, 2009).

Bayer et al. (2004), em estudo com Latossolo Vermelho Ácrico na região de Costa Rica – MS, analisaram as frações granulométricas (COM e MONC) sob SPC, e 4 SPD com diferentes rotações de cultura (rotação I: guandu-anão, milheto/soja, milho; rotação II: crotalaria juncea, sorgo/soja, milho; rotação III: girassol, aveia-preta/soja, milho; e rotação IV: nabo forrageiro, milho/soja, milho), e verificaram que o COM não foi afetado pelos sistemas de manejo nas diferentes camadas do solo, e o acúmulo de carbono orgânico nas áreas de plantio direto ocorreu preferencialmente na MONC, que, segundo os autores, é mais sensível às alterações no manejo do solo que o carbono orgânico total. Os autores afirmam, ainda, que o não-efeito dos sistemas de manejo no COM explica-se pelo fato do curto período de implantação do SPD (seis anos). Em relação aos resultados da MONC entre os manejos estudados, quando se realiza a comparação com a área em SPC, o SPD com culturas estivais e outonais, promoveu um aumento de 37% a 52% no estoque de C MONC na camada de 0–20 cm.

Um estudo realizado em um Latossolo Vermelho Distroférico na região de Dourados-MS, analisou na camada de 0-20cm as frações granulométricas (COM e MONC) sob diferentes sistemas de cultivo, tais como SPD (10 anos de instalação com cultivo nos primeiros 5 anos de sucessão soja/aveia e nos últimos 5 anos sucessão de soja/milho), Pastagem plantada (10 anos de instalação com *Brachiaria decumbens*) e mata nativa da região. Os autores observaram diferenças na MONC entre os manejos estudados, sendo os maiores valores encontrados na área de mata (3,01 g kg⁻¹). Nas áreas de pastagem os valores de carbono foram de 2,09 g kg⁻¹ e na área de SPD 1,54 g kg⁻¹ não diferindo significativamente entre si. Para o COM, na profundidade 0-5 cm, os maiores valores foram observados na área de mata (79,69 g kg⁻¹), e as áreas sob pastagem (51,82 g kg⁻¹) e SPD (51,43 g kg⁻¹) foram semelhantes. Já nas profundidades 5-10 e 10-20 cm, as áreas de mata e pastagem não diferiram significativamente entre si, e foram superiores à área de SPD (Heid et al., 2009).

Na região de Planaltina – DF, Figueiredo (2009) analisou as frações granulométricas (COM e MONC) na camada de 0-40cm em um Latossolo Vermelho sob vários sistemas de manejo, dentre eles SPC (12 anos de implantação – cultivado com leguminosas no verão); SPD (10 ano de implantação – com alternância de cultivo de gramíneas e leguminosas no verão), pastagem (10 anos de instalação – com *Brachiaria brizantha*, sem pastejo animal) e CE. Os resultados deste trabalho demonstraram que os teores de carbono na MONC, expressos pelos valores médios de COP na profundidade 0-40 cm, foram semelhantes entre a pastagem (10,16 g kg⁻¹) e o CE (8,05 g kg⁻¹) e esses dois sistemas superiores ao SPC (5,06 g kg⁻¹) e SPD (3,35 g kg⁻¹). Segundo estes autores, este resultado é proveniente do grande volume de raízes produzidas pelas pastagens. O SPC apresentou valor de COM superior aos sistemas CE, PA e SPD, sendo assim, esses resultados demonstram que, apesar de mais estável, essa fração da matéria orgânica pode ser alterada pelo uso frequente de implementos como arado de discos. De acordo com Freitas et al. (2000), para Latossolos no cerrado, a incorporação dos resíduos no sistema de preparo convencional do solo favorece a estocagem de C no compartimento organo-argiloso, embora estudos adicionais devam ser realizados para a detecção da participação do carbono pirogênico nessa fração da matéria orgânica.

Salton et al. (2008) conduziu um trabalho em Latossolos Vermelhos do cerrado de Mato Grosso do Sul, sob integração lavoura-pecuária, e constataram que o tamanho dos agregados estáveis em água, avaliados pelo diâmetro médio ponderado (DMP), apresentou boa relação com o conteúdo de C do COM, na qual se verificou que, para cada aumento de 1mm no tamanho médio dos agregados, houve um aumento médio de 3,1 a 4,4 Mg ha⁻¹ na fração COM, o que permite quantificar a importância da agregação na proteção da MOS.

2.6 Atributos Edáficos Influenciados pelo SPD no Cerrado

O aumento da quantidade de MOS com o passar dos anos de adoção do SPD pode influenciar diretamente outros atributos químicos e físicos do solo. Desta forma, serão discutidas adiante algumas destas modificações.

2.6.1 Densidade do solo (Ds), densidade das partículas (Dp) e volume total de poros (VTP)

A Ds em ambientes não cultivados é uma propriedade física que depende dos fatores e processos pedogenéticos. Já o manejo do solo pode modificar esse atributo, ocasionando compactação do solo, expressa pelo aumento da densidade devido ao pisoteio animal, tráfego de máquinas e implementos agrícolas, cultivo intensivo e sistema de manejo inadequado (Hamza e Anderson, 2005).

No SPD, o aumento da Ds tem sido constatado na camada superficial (Alves e Suzuki, 2004). Em alguns locais, este aumento reduz a produtividade das culturas (Letey, 1985; Ishaq et al., 2001). Essa redução da produtividade está relacionada ao impedimento do crescimento radicular, impedindo um bom desenvolvimento do sistema radicular e suprimento de água e nutrientes à planta.

A Ds crítica para o desenvolvimento das culturas é dependente principalmente de sua classe textural (Reinert et al., 2008). Argenton et al. (2005) constataram que, em Latossolo Vermelho de textura argilosa, a deficiência de aeração inicia-se com valores de Ds próximos de $1,30 \text{ Mg m}^{-3}$. Já Reichert et al. (2003) menciona que a Ds crítica para solos de textura argilosa é de $1,30$ a $1,40 \text{ Mg m}^{-3}$, enquanto para solos de textura muito argilosa estes valores diminuem para $1,26$ a $1,30 \text{ Mg m}^{-3}$.

Alguns trabalhos na literatura demonstram que o aumento da MOS com o passar dos anos de adoção do SPD pode reduzir os valores da Ds (Souza e Alves, 2003; Figueiredo et al., 2008; Guareschi et al., 2012). De acordo com Tormena et al. (1998) com o decorrer do tempo de adoção do SPD, espera-se que haja um aumento progressivo nos teores de carbono orgânico, da atividade biológica e, conseqüentemente, da agregação do solo; tendendo pois a uma redução na Ds e aumento no VTP. Padrão similar foi verificado por Guareschi et al. (2012) ao avaliarem uma cronossequência de agricultura em SPD. Os autores constataram que ocorreu uma redução da Ds na área mais antiga de SPD, sendo o valor de Ds semelhante ao encontrado numa área de vegetação de cerrado nativo.

Quanto a Dp, verifica-se que esse atributo do solo não é influenciado pelos sistemas de manejo (Figueiredo et al., 2008; Guareschi et al., 2012). Segundo Brady (1989), a Dp depende da natureza do material mineral predominante, portanto, apresenta pouca ou nenhuma variação entre sistemas de manejo dentro de uma mesma classe de solo.

Diante o exposto, percebe-se que a Ds em SPD aumenta no início de sua implantação, no entanto com o passar dos anos ocorre uma redução desse atributo devido principalmente ao aumento do conteúdo de MOS. Já a Dp não é influenciada pelos sistemas de manejo. Para o VTP este apresenta padrão oposto a Ds, ou seja, reduz no início da adoção do SPD e aumenta em função do tempo de adoção do sistema.

2.6.2 Matéria orgânica leve (MOL)

A matéria orgânica leve (MOL) é uma fração ativa da matéria orgânica do solo (MOS), constituída por resíduos orgânicos parcialmente humificados em vários estádios de decomposição, com tempo de residência no solo que varia de um a cinco anos (Janzen et al., 1992). Dentre os resíduos orgânicos de sua constituição, encontra-se partes de vegetais, resíduos de animais e microrganismos em diversos estádios de decomposição (Pereira et al., 2010).

A MOL pode ser considerada de rápida dinâmica no solo, desta forma sua manutenção é fundamental para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, uma vez que representa, em

curto e médio prazo, alto potencial para ciclagem de nutrientes (Compton e Boone, 2002). Diante disso, estudos têm demonstrado que a MOL ou fração leve livre (FLL) é mais sensível a alterações no manejo do solo do que outras variáveis como o C orgânico total (COT), fazendo com que o seu uso como indicador mais sensível às mudanças de uso e manejo do solo tenha sido recomendado (Freixo et al., 2002; Leite et al., 2003).

De acordo com Loss et al. (2010), a MOL é alterada pela forma de manejo da área; em áreas sob SPD, por ser mantida a palhada sobre a superfície do solo, há aumento dos teores da fração leve da MOS. Resultados semelhantes são relatados por Xavier et al. (2006), Loss et al. (2011) e Guareschi et al. (2012). Avaliando a MOL em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na chapada da Ibiapaba (CE), Xavier et al. (2006) verificaram maiores teores de MOL e carbono da MOL nas áreas com manejo orgânico e atribuíram este resultado a maior aporte de matéria orgânica. Já Loss et al. (2011) avaliando a MOL em um Latossolo sob SPD, integração lavoura pecuária (ILP) e cerrado nativo, observou que a MOL apresentou a seguinte tendência (CE > ILP = SPD). Enquanto que Guareschi et al. (2012) ao estudarem uma cronossequência de agricultura em SPD, verificaram que a área com mais tempo de SPD apresentou maior conteúdo de MOL, obtendo valores semelhantes a uma área de cerrado nativo.

Como pode ser observado na literatura, a MOL é um excelente atributo do solo para a determinação da qualidade de um sistema de manejo. Percebe-se ainda que sistemas de manejo como o SPD que proporcionam um acúmulo de resíduos vegetais na camada superficial do solo aumentam os teores de MOL, devido principalmente a estes resíduos serem a principal fonte de formação da MOL.

2.6.3 Capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) e fósforo remanescente (Prem)

Uma das características usadas para avaliar o grau de interação do P com os sólidos do solo é a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), a qual pode ser calculada pela isoterma de Langmuir (Broggi et al., 2011). Da mesma forma, outro atributo que pode medir a atividade sortiva dos solos é o P remanescente (P-rem), que também pode ser utilizado como estimador da CMAP (Vilar et al., 2010).

Diversos trabalhos na literatura constataram que o aumento do teor e/ou estoque de carbono no solo contribui para o aumento do P-rem (Souza et al. 2006; Fontana et al., 2008; Eberhardt et al., 2008; Pereira et al., 2010) e/ou reduzem a CMAP (Almeida et al., 2003; Souza et al., 2006; Souza et al., 2010), ou seja, nestas condições ocorre a redução da adsorção de P em solos intemperizados. Segundo Guppy et al. (2005) esta redução da adsorção de P ocorre devido aos compostos orgânicos solúveis oriundos da decomposição da MOS agirem na disponibilização de P no solo. Uma melhor elucidação deste processo pode ser vista através do esquema proposto por Guppy et al. (2005), descrito na Figura 1.

A adsorção competitiva entre o fósforo e os ácidos orgânicos pelos sítios de adsorção do solo, resulta no aumento da concentração de P na solução (Figura 1). A complexação de metais também pode potencialmente reduzir o número de sítios de adsorção, liberando P para solução, ou seja, ocorre a remoção de cátions metálicos como Fe e Al da superfície de adsorção, decrescendo assim o número de sítios disponíveis ou diminuindo a força de adsorção do P nestes sítios, fazendo com que o P adsorvido possa ser liberado e se tornar disponível a absorção das plantas (Figura 1).

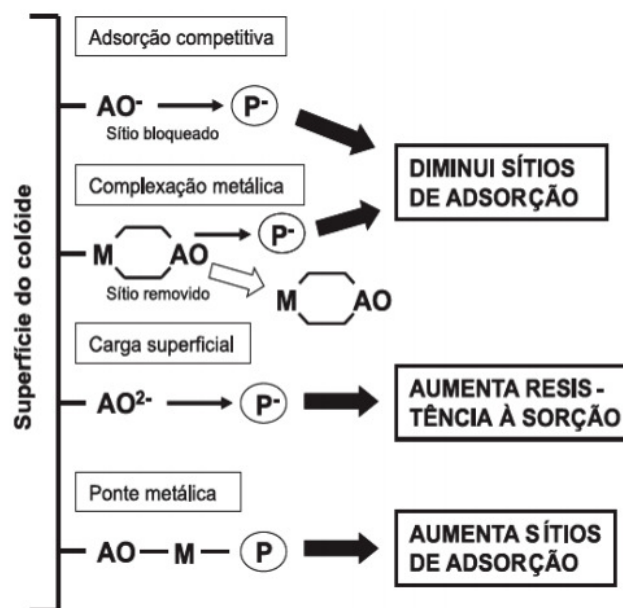


Figura 1. Competição entre ácidos orgânicos e fósforo, pelos sítios de adsorção no solo. AO (ácido orgânico); P (fósforo); M (cátion metálico). (Fonte: Guppy et al., 2005)

A sorção de compostos da matéria orgânica pode aumentar a carga negativa na superfície do solo e/ou diminuir o ponto de carga zero (PCZ), tornando mais difícil a adsorção de P (Figura 1). Outro efeito direto, porém negativo, da matéria orgânica na disponibilidade de P é o aumento da formação de pontes de ligações metálicas, incrementando a adsorção (Figura 1). Por outro lado, o aumento na disponibilidade de P pode se dar simplesmente pela quantidade de P adicionado via material orgânico no sistema, sem haver interferência do P originalmente presente no solo (Guppy et al., 2005).

Diversos trabalhos na literatura já analisaram a eficiência de alguns ácidos orgânicos da MOS sobre a adsorção de P (Andrade et al., 2003; Guppy et al., 2005; Antelo et al., 2007; Pavinato, 2007; Cessa et al., 2010; Matias, 2010). De maneira geral, percebe-se que estes ácidos orgânicos apresentam diferentes eficiências em conter a adsorção de P.

A capacidade de competição dos ácidos orgânicos por sítios de adsorção varia com a estrutura do ânion e o pH do sistema, sendo que os compostos tricarbóxicos são mais eficientes em competir que os di e monocarbóxicos, e a máxima competição ocorre com pH próximo do pKa dos compostos (Jones et al., 2003). De um modo geral, os ânions orgânicos podem ser classificados de acordo com o peso molecular e sua capacidade de complexação, em função do arranjo dos grupos funcionais carboxílicos, hidroxílicos e fenólicos, sendo: (1) baixa massa molecular e fraco ou moderado poder de complexação (aspártico, salicílico); (2) baixa massa e alto poder de complexação (málico, cítrico, oxálico e tartárico) e (3) alta massa e alto poder de complexação (ácidos fúlvicos e húmicos) (Inoue e Huang, 1986). A eficiência dos ácidos orgânicos na redução da adsorção de P no solo também é diretamente relacionada com a concentração destes ácidos no solo, ou seja, quanto maior a concentração maior é o poder de redução de adsorção de P (Guppy et al., 2005).

Apesar da efetividade em restringir a adsorção de P pelo solo, alguns ácidos orgânicos (baixa massa molecular) são rapidamente mineralizados quando aplicados no solo (alguns resistem por mais tempo, dependendo de sua estrutura). Três processos importantes estão diretamente relacionados com a persistência destes ácidos orgânicos: atividade microbiana, disponibilidade metabólica do substrato e sorção aos colóides do solo (Pavinato e Rosolem, 2008). Guppy et al. (2005) observaram que os ácidos orgânicos foram degradados em 2 a 3

horas após a aplicação quando em concentrações normalmente encontradas no solo (10-100 $\mu\text{mol L}^{-1}$). Estes resultados sugerem que os efeitos destes ácidos orgânicos é transitório, devido a sua rápida mineralização, deixando livre os sítios de adsorção com o passar do tempo (Matias, 2010). No entanto, a manutenção dos resíduos de plantas na superfície do solo no sistema de semeadura direta dificulta a ação microbiana, em virtude do menor contato com o solo, resultando numa decomposição mais lenta. Com isso, e também com o constante aporte de resíduos, é possível ocorrer produção contínua de compostos orgânicos de baixa massa molecular, sendo seu efeito contínuo na fertilidade, e não somente no período de decomposição logo após incorporação, como é o caso do preparo convencional (Pavinato e Rosolem, 2008).

A presença de ácidos orgânicos como o ácido cítrico e oxálico na solução do solo pode formar de cinco a seis ligações com o Al (Hue et al., 1991), fato que aumenta a complexação deste íon. Andrade et al. (2003) avaliaram a redução da adsorção de P em Latossolos, pela adição de ácido cítrico, oxálico, salicílico e de ácidos húmicos e observaram que os valores de P total, P inorgânico foram, de modo geral, superiores com a adição de ácido cítrico e oxálico. A disposição das cargas desse ácido, em que o grupamento OH está no meio da molécula ao lado de um dos grupamentos COOH, favorece sua interação com a fração mineral do solo (Stevenson, 1994), podendo formar quelatos e neutralizar, de forma mais estável, os sítios de adsorção do solo. No entanto, o ácido oxálico, embora apresente maior densidade de carga, abrange apenas grupamentos COOH, mais difíceis de participarem das reações que os grupamentos OH do ácido cítrico.

Ao analisar a eficiência do ácido orgânico malato em reduzir a adsorção de P em amostras de solos tropicais, Hernandez et al. (1986), concluíram que este ácido era mais rapidamente adsorvido pelo solo do que o fosfato e que esse ânion orgânico, quando presente na rizosfera, pode aumentar a disponibilidade de P para as plantas. A redução na adsorção, segundo esses autores, depende da forma como são adicionados fosfato e o ânion orgânico. A máxima redução na adsorção ocorreu quando o fosfato e o ânion orgânico foram aplicados juntos, ou quando a adição do ânion orgânico precedeu à do fosfato.

Tanto ácidos húmicos como fúlvicos competem com o P nos sítios de adsorção, mantendo o P mais solúvel (Pavinato, 2007; Tirloni et al., 2009). Logo após a aplicação, ácidos húmicos e fúlvicos diminuíram a adsorção de P de 27 a 63% em Latossolos, no entanto, após 10 dias a eficiência em competir foi reduzida, possivelmente pela degradação destes ácidos pelos microrganismos (Guppy et al., 2005). Ácidos húmicos e fúlvicos não somente competem com o P pelos sítios de adsorção, mas também em muitos casos, agem como superfícies de adsorção de P (Pavinato, 2007). A propensão dos ácidos húmicos em adsorver P é estritamente relacionada com o seu conteúdo de Fe e Al, particularmente Al (Guppy et al., 2005). Em alguns solos, a reação dos metais com os ácidos húmicos ou fúlvicos aumenta consideravelmente a adsorção, e restringe o processo de ciclagem de P. Pushparajah (1998) sugere que em solos altamente intemperizados, a sorção de P pelos ácidos húmicos e fúlvicos pode ajudar a aliviar os problemas associados com a alta adsorção de P, através da lenta mineralização destes complexos.

Cessa et al. (2010) avaliaram por meio de isotermas, a influência do ácido fúlvico (AF) sobre a adsorção de P na fração argila de dois Latossolos Vermelhos, caulinita natural, goethita e hematita e constaram que a presença de AF incubado nas frações argila estudadas foi capaz de reduzir a adsorção de fósforo.

Em experimento com aplicação de diferentes ácidos orgânicos (ácido cítrico, oxálico, salicílico e ácidos húmicos) e fosfato em Latossolos, Andrade et al. (2003) observaram redução na adsorção com a aplicação conjunta de ácidos húmicos e fosfato e ácidos húmicos anterior ao fosfato em relação a outros ácidos orgânicos. Semelhantemente, Antelo et al.

(2007) observaram redução da adsorção do fosfato quando os ácidos húmicos foram aplicados anterior ou simultaneamente a adubação fosfatada.

Diante do exposto, pode-se concluir que sistemas de manejo que aumentam o estoque de carbono no solo podem reduzir a adsorção de P pela ação de ácidos orgânicos oriundos da decomposição dos resíduos orgânicos, da exsudação radicular e da síntese microbiana, os quais formam complexos com o Fe e Al e/ou são adsorvidos à superfície de óxidos, por troca de ligantes e, conseqüentemente, bloqueiam a adsorção de P, aumentando assim a sua disponibilidade.

2.6.4 Origem do carbono por meio de técnicas isotópicas (^{13}C)

De acordo com Alves et al. (2008) existem dois isótopos do C que são estáveis o ^{12}C e o ^{13}C . O ^{12}C é o mais leve e apresenta a maior proporção em relação ao total de C na natureza (98,89%) e o ^{13}C conta com apenas 1,11% do total. Estas proporções, geralmente, se mantêm em qualquer material constituído por C na natureza. No entanto, com o advento de espectrômetros de massas mais sensíveis, quando o C passa de um estado físico-químico para outro, ocorre uma discriminação entre os dois isótopos, ou seja, um isótopo muda de estado preferencialmente em relação ao outro (Alves et al., 2008).

Durante a fotossíntese, observa-se uma significativa discriminação isotópica que ocorre com intensidades diferentes entre plantas de ciclo fotossintético C_3 e C_4 . Plantas de ciclo C_3 discriminam mais intensamente o ^{13}C e, por isso apresentam variações na abundância isotópica de ^{13}C que variam em torno de -20 a -34 ‰ (em média -27 ‰). Já as plantas do ciclo C_4 discriminam menos o ^{13}C e apresentam valores que variam de -9 a -17 ‰ (em média -13 ‰) (Smith e Epstein, 1971).

Durante o processo de decomposição de resíduos vegetais, foi observado que praticamente não ocorre discriminação isotópica do ^{13}C entre o material de origem e a matéria orgânica do solo originada desse (Melillo et al., 1989). Com isso a MOS pode ter sua origem identificada, tomando como base a análise da variação na abundância de ^{13}C (Alves et al., 2008).

Na literatura, encontram-se trabalhos em cronossequência de agricultura em SPD que identificaram a origem da MOS como base na análise da variação na abundância de ^{13}C (Siqueira Neto et al., 2010; Guareschi et al., 2012).

Siqueira Neto et al. (2010) ao avaliarem uma cronossequência de agricultura em SPD, contataram que os valores das áreas de SPD variaram de -15 a -17 ‰, sendo estes valores justificados pelo cultivo intenso de plantas C_4 . Neste mesmo estudo, foram avaliadas duas áreas de cerrado *stricto sensu*, uma denominada de cerrado e outra de cerradão. Para o Cerradão os autores verificaram valores que variaram no perfil de -23 a -25 ‰, o que é coerente, pois demonstra que a MOS desta área sempre foi derivada de plantas C_3 . No entanto, na outra área de cerrado, obtiveram-se valores que variaram de -19 a -24 ‰ até os 40 cm do perfil do solo; e dos 40 até 90 cm os valores foram de -17 ‰.

Ao avaliar uma cronossequência de agricultura em SPD, Guareschi et al. (2012) verificaram uma relação direta entre os dados de ^{13}C do solo e de ^{13}C da MOL, onde a área de cerrado que mantinha maior aporte de resíduos vegetais oriundos de plantas C_3 na superfície do solo apresentou valores de ^{13}C na MOL de -20 ‰ e, no solo, de -25 ‰, os quais estão próximos dos estabelecidos para plantas C_3 (-28 ‰). Da mesma maneira, a área de pastagem, por ter recebido aporte de resíduos vegetais oriundos, basicamente, de gramíneas, apresentou valores de ^{13}C na MOL de -14 ‰ e, no solo, de -14 ‰ – próximos aos observados para plantas C_4 (-12 ‰). Já as áreas de SPD recebem, durante o ano, resíduos tanto de leguminosas como de gramíneas, porém, o sinal de ^{13}C da MOL dessas áreas indicou maior contribuição de plantas C_3 (leguminosas), desta forma, observou-se que, em razão do tempo de implantação do SPD, o sinal negativo de ^{13}C do solo indica que os valores dessa

variável estão se reduzindo nas camadas superficiais do solo, ou seja, estão se modificando em direção aos valores médios estabelecidos para plantas C₃ (-28 ‰).

Perante o que foi relatado anteriormente, percebe-se que a mudança de sistema de manejo de uma determinada área, pode influenciar diretamente na origem da MOS, e que essa análise da variação na abundância de ¹³C serve como ferramenta para confirmar o histórico das áreas de estudos, bem como analisar que tipos de planta estão contribuindo mais para a formação da MOS.

2.6.5 Relação E₄/E₆ dos ácidos húmicos

A absorção de radiação no ultravioleta por compostos orgânicos deve-se a presença de cromóforos, que são grupos de átomos com ligações não saturadas, cuja absorção de energia vai de 200 a 400 nm e de 400 a 800 nm o que corresponde as faixas ultravioleta e visível, respectivamente. Desta forma, é comum em estudos de MOS a utilização da razão E₄/E₆ (absorbância em 465 nm / absorbância em 665 nm) (Ceretta et al., 2008).

Entre as informações obtidas por esta análise, destaca-se a inferência sobre o grau de humificação. Esta análise consiste na avaliação espectral e massa molar das substâncias húmicas em comprimento de ondas, 465 e 665 nm, obtendo-se a relação E₄/E₆ (465 nm / 665 nm). Razões E₄/E₆ baixas – significam constituintes aromáticos mais humificados, alto - estruturas alifáticas menos humificadas (Primo et al., 2011). Desta forma, tais resultados podem discriminar solos submetidos a diferentes manejos, ou condições naturais, pois segundo Kumada (1987), a absorção de luz aumenta com a elevação no conteúdo de C orgânico do solo.

Rosa et al. (2008) ao avaliar diferentes sistemas de manejo, constataram que o SPD apresentou valores de E₄/E₆ entre 4,7 e 5,9, demonstrando possuir carbono na fração ácido húmico com estruturas menos condensadas e/ou de estruturas micelares menores. Segundo Kononova (1982) altos valores desta relação indicam a presença de compostos com maior quantidade de cadeias alifáticas, enquanto, baixos valores indicam a presença de compostos com cadeias aromáticas.

De acordo com Ceretta et al. (2008) em sistemas de culturas com menor aporte de C, onde ao longo do tempo a decomposição da matéria orgânica é maior que à adição de carbono, são mantidas no solo, predominantemente, formas mais humificadas da matéria orgânica, portanto, o valor da relação E₄/E₆ é menor.

2.6.6 Frações oxidáveis de C

O método das frações oxidáveis de C foi desenvolvido por Chan et al. (2001), que praticamente introduziram uma modificação no método clássico de determinação do C desenvolvido por Walkley e Black (1934). No método de Walkley e Black, o C era determinado pela utilização de uma única concentração de ácido sulfúrico (12 mol L⁻¹) e, com a modificação proposta por Chan et al. (2001), foi possível separar quatro frações com graus decrescentes de oxidação, por meio da utilização de quantidades crescentes de ácido sulfúrico, sendo denominadas de frações F1, F2, F3 e F4, correspondendo, respectivamente, às concentrações de 3, 6, 9 e 12 mol L⁻¹ de ácido sulfúrico (Loss, 2011).

As frações F1 e F2 estão associadas com a disponibilidade de nutrientes (Blair et al., 1995; Chan et al., 2001), sendo a fração F1 a de maior labilidade no solo (Loss et al., 2009a; Barreto et al., 2011) e altamente correlacionada com a fração leve livre da MOS (Maia et al., 2007). Já as frações F3 e F4 estão relacionadas aos compostos de maior estabilidade química e massa molar, oriundos da decomposição e humificação da MOS (Stevenson, 1994; Rangel et al., 2008). A fração F4 é a mais resistente no solo, sendo denominada de “compartimento passivo” nos modelos de simulação da MOS, com tempo de reciclagem de até 2.000 anos (Chan et al., 2001).

Em estudos sobre frações oxidáveis de carbono orgânico do solo Blair et al. (1995), Chan et al. (2001), Rangel et al. (2008) e Loss (2011) indicam que os maiores teores de carbono na fração F1 e F2 tendem a ser encontrados nas áreas onde há aporte de matéria orgânica via resíduos vegetais, sendo este aumento relacionado, principalmente, à fração leve livre da MOS (Maia et al., 2007). Já Majumder et al. (2008) ao avaliarem as frações de C oxidáveis em sistema de cultivo com arroz e milho por 19 anos na Índia concluíram que a fração F1 pode ser considerada um bom indicador de sustentabilidade do sistema, uma vez que foram altamente correlacionadas com a produtividade das culturas de milho e arroz.

Em estudo desenvolvido no Maranhão, com sistema de aléias formado por leguminosas de alta (leucena e guandu) e baixa (sombreiro e acácia) qualidade de resíduos vegetais (relação C/N), Loss et al. (2009a) constataram que o tratamento acácia/guandu ofereceu maiores aportes de matéria orgânica facilmente decomponível (F1), enquanto o tratamento leucena/guandu propiciou maiores aportes de matéria orgânica mais resistente (F3 e F4). Diante a este resultado, percebe-se que além da quantidade de C depositado no sistema, a qualidade da matéria orgânica do solo também pode interferir nas frações oxidáveis da MOS.

As frações oxidáveis de C demonstram ser uma excelente ferramenta para a determinação da qualidade da MOS entre diferentes sistemas de manejo.

2.6.7 Formas de ferro no solo

As formas de ferro de alta e baixa cristalinidade (Fed), denominadas de óxidos pedogênicos, podem ser extraídos através do emprego de solução de ditionito-citrato-bicarbonato de sódio, sendo essas forma comumente denominadas na literatura como Fed (Vendrame et al., 2011). Já as formas de baixa cristalinidade (Feo) são extraídas pelo uso de oxalato de amônia. O ferro também pode apresentar-se complexado pelos ácidos orgânicos presentes no solo (Fep). Para a quantificação da Fep, utiliza-se como extrator o pirofosfato de sódio alcalino.

Na literatura são relatadas diferentes respostas quanto a influência do SPD nas formas de ferro. Ao estudar alterações nas formas de ferro em áreas de SPD, sistema de plantio convencional (SPC) e floresta nativa em um Latossolo, Silva et al. (2000) constataram que a área de SPC apresentou os menores valores de Fed, Feo e Fep em relação as duas outras áreas, enquanto que o SPD apresentou valores de Fed e Feo semelhante a floresta nativa.

Já Inda et al. (2010) ao comparar uma área de SPD (26 anos de instalação) com o mesmo solo sob SPC, verificaram uma redução de 5% no teor de Fed em SPD, e atribuiu esse padrão como uma consequência da dissolução reductiva e/ou de complexação do Fe. Diferindo os padrões observados anteriormente, Silva Neto et al. (2008) ao avaliar a mineralogia dos óxidos de Fe pedogênicos de dois Latossolos sob SPD e SPC, em áreas experimentais de longa duração, constataram que o SPD não influenciou os teores de Fed e de Feo.

O aumento no conteúdo de C interfere na cristalinidade dos óxidos de ferro e segundo Dick et al. (2005), estas modificações ocorrem porque o aumento no teor de C inibe a cristalização dos óxidos de Fe, ou seja, aumenta-se o teor de óxidos de Fe de baixa cristalinidade.

Diante as informações anteriores, pode-se inferir que diferentes sistemas de manejo podem interferir nas formas de Fe do solo, principalmente devido a ação da MOS sobre estes atributos.

3 CAPÍTULO I

DEPOSIÇÃO DE RESÍDUOS VEGETAIS, MATÉRIA ORGÂNICA LEVE, ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO E FÓSFORO REMANESCENTE SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO GOIANO¹

¹ Capítulo foi publicado na forma de artigo na Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.36, p.909-920, 2012.

3.1 RESUMO

O capítulo teve por objetivo quantificar a deposição de resíduos vegetais na superfície do solo (RVS), as modificações nos teores de matéria orgânica leve (MOL), nos estoques de carbono e nitrogênio, nos teores de fósforo remanescente (Prem), nos atributos físicos do solo (densidade das partículas (Dp), densidade do solo (Ds) e volume total de poros (VTP)), e avaliar a origem do carbono por meio de técnicas isotópicas (^{13}C). Para isto em Montividiu (GO) foram selecionadas áreas sob SPD com diferentes tempos de implantação, a saber: SPD com 3 anos de implantação (SPD3); SPD com 15 anos de implantação (SPD15) e SPD com 20 anos de implantação (SPD20), sendo estas áreas comparadas a uma área de cerrado nativo “*stricto sensu*” (CE) e uma área de pastagem plantada de *Brachiaria decumbens* (PA). Em cada uma das áreas foram coletadas amostras nas profundidades de 0-5; 5-10 e 10-20 cm. O solo das áreas de estudo foi classificado como Latossolo Vermelho Distroférrico. O delineamento utilizado foi inteiramente casualizado. Foi observado aumento nos teores de RVS, MOL, VTP, Prem, C e N em função do tempo de implantação do SPD. A área de SPD com 20 anos apresentou maiores valores de C e N e valores semelhantes de Ds e MOL em relação ao CE. As análises de ^{13}C demonstraram que as leguminosas estão contribuindo de forma significativa na composição da matéria orgânica nas áreas sob SPD. Nas áreas sob SPD verificou-se aumentou no estoque de C e de N em função do tempo de implantação em todas as profundidades analisadas, sendo que as áreas SPD15 e SPD20 apresentaram nas camadas superficiais valores semelhantes e/ou superiores a área de CE. A área de PA apresentou os menores valores dos atributos analisados, demonstrando que o solo está em estágio mais avançado de degradação.

Palavras-chave: Plantio direto. Pastagem. Matéria orgânica do solo.

3.2 ABSTRACT

The chapter is intended to quantify the deposition of plant residues on the soil surface (RVS), changes in levels of light organic matter (MOL) in inventories of carbon and nitrogen in soil phosphorus (Prem), the physical attributes soil (particle density (Dp), bulk density (Ds) and total pore volume (VTP)) and to evaluate the source of carbon using isotopic techniques (^{13}C). For this in Montividiu (GO) areas selected under NT for different times of deployment, namely: NT with 3 years of establishment (NTS 3); NT with 15 years of implantation (NTS 15) and NT with 20 years of implantation (NTS 20) , and these areas compared to an area of native cerrado "strict sense" (CE) and an area of planted pasture of *Brachiaria decumbens* (PA). In each area, samples were collected at 0-5, 5-10 and 10-20 cm. The soil of the study areas was classified as Oxisol. The experimental design was completely randomized. We observed increased levels of RVS, MOL, VTP, Prem, C and N as a function of time of deployment of the NT. The area with NTS 20 years had higher C and N and similar values of Ds and MOL over the CE. ^{13}C analyzes demonstrated that legumes are contributing significantly to the composition of organic matter in areas under NT. The areas under NT was found increased in the stock of C and N as a function of time of implantation at all depths analyzed, and the areas NTS 15 and NTS 20 showed similar levels in the surface layers and / or upper area of CE. The area of PA had the lowest values of the attributes analyzed, showing that the soil at this advanced stage of degradation.

Key words: No-tillage system. Pasture. Soil organic matter.

3.3 INTRODUÇÃO

O cerrado consiste em uma área sob plena expansão da fronteira agrícola no Brasil, cobrindo aproximadamente 200 (Mha) (Bustamante et al., 2006), cerca de 23% do território nacional. Estimativas indicam uma taxa de conversão de vegetação nativa do cerrado de 1,1% ao ano, o que equivale a 2,2 Mha ano⁻¹ (Carvalho et al., 2010).

Atualmente, cerca de 80 Mha do bioma cerrado vem sendo cultivados com diferentes usos da terra, o que corresponde a 39,5% da área total do bioma. As duas classes mais representativas de uso da terra são as pastagens cultivadas e as culturas agrícolas, que ocupam 26,5% e 10,5% do cerrado, respectivamente. Cerca de 61% da área do bioma encontra-se preservada, incluindo-se áreas com vegetação em regeneração e pastagens nativas (Sano et al., 2008).

Estudos indicam que a derrubada e queima da vegetação nativa, seguida de cultivo do solo no processo de conversão do cerrado em sistemas de cultivo, resulta em redução dos estoques de carbono (C) do solo e aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera (Franchini et al., 2007; Smith et al., 2008). Esta redução no conteúdo de matéria orgânica do solo (MOS) é extremamente prejudicial no cerrado, pois segundo Oorts et al. (2003) este compartimento é responsável por 75 a 85% da capacidade de troca de catiônica (CTC) destes solos, ou seja, a MOS juntamente com a caulinita e os óxidos de ferro e alumínio, constituem as superfícies de cargas negativas dos solos de cerrado (Silva e Resck, 1997).

Diante do cenário exposto, o sistema plantio direto (SPD) surge como uma alternativa para minimizar os impactos causados ao solo, pelas diferentes formas de uso, pois segundo Carvalho et al. (2010) a manutenção de resíduos vegetais na superfície, a rotação de culturas e o mínimo revolvimento do solo (revolvimento somente na linha/cova de semeadura), princípios básicos da adoção do SPD, além de reduzir a emissão de CO₂ para a atmosfera, atua no aumento do estoque de C e N no solo. Além disso, o SPD traz ainda outros benefícios, tais como: o aumento da diversidade microbiana, melhoria da fertilidade e dos atributos físicos do solo (Six et al., 2002; Foley et al., 2005) e, ainda, uma expressiva redução na erosão hídrica pelo aumento de resíduos vegetais na superfície do solo (Mello et al., 2006).

No SPD, os solos apresentam, em geral, na camada superficial, após três a quatro anos, maiores valores de densidade e microporosidade e menores valores de macroporosidade e porosidade total, quando comparados com outros sistemas de manejo (Stone e Silveira, 2001). Tal padrão decorre, principalmente, do arranjo natural do solo, quando não é mobilizado, e da pressão promovida pelo trânsito de máquinas e implementos agrícolas, sobretudo quando realizado em solos argilosos e com teores elevados de umidade (Tormena et al., 1998). Contudo, segundo estes autores no decorrer do tempo, a densidade do solo sob SPD pode diminuir, devido, em parte, ao aumento do teor de matéria orgânica na camada superficial, melhorando a agregação e a porosidade total do solo.

Parte da MOS é composta pela matéria orgânica leve (MOL), que é uma fração ativa no solo, constituída por resíduos orgânicos parcialmente humificados em vários estádios de decomposição, com tempo de residência no solo que varia de um a cinco anos (Janzen et al., 1992). Além de ser constituída por restos de plantas, a MOL pode apresentar resíduos de animais e microrganismos em diversos estádios de decomposição (Pereira et al., 2010). A MOL pode ser considerada de rápida dinâmica no solo, desta forma sua manutenção é fundamental para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, uma vez que representa, em curto e médio prazo, alto potencial para ciclagem de nutrientes (Compton e Boone, 2002).

O fósforo remanescente (Prem) é uma medida estreitamente correlacionada à capacidade máxima de adsorção e à capacidade tampão de fosfatos (Alvarez et al., 2000). A MOS desempenha papel ambivalente em relação à disponibilidade de P, já que tanto pode adsorvê-lo quanto bloquear os sítios de adsorção que ocorrem nas superfícies das argilas e óxidos de ferro e alumínio (Ibia e Udo, 1993). A adoção de sistemas de manejo que propiciem um incremento no teor de MOS ou de suas frações podem promover a redução da adsorção de P, pela formação de complexos que bloqueiam os sítios de adsorção na superfície dos óxidos de ferro e de alumínio (Tirloni et al., 2009). De acordo com Pereira et al. (2010) o uso de plantas de cobertura em SPD pode acarretar aumento dos teores de carbono orgânico total (COT) e MOL com consenquente redução na adsorção de fosfatos e aumento nos teores de Prem.

A região do cerrado do Brasil possui características climáticas próprias, como concentração de chuva no verão (1200 a 1800 mm), cinco a seis meses de período seco no inverno. Além disso, os solos deste bioma, de maneira geral, possuem fertilidade natural baixa, pois são altamente intemperizados e de caráter ácido. A união destes fatores dificulta a produção de quantidade suficientes de resíduos vegetais para efetiva proteção da superfície do solo contra os processos erosivos e para manutenção dos níveis adequados de carbono orgânico, necessários para a adoção do SPD (Machado e Silva, 2001; Fidelis et al., 2003; Bolliger et al., 2006). Porém, de acordo com Siqueira Neto et al. (2010) o manejo com grande utilização de fertilizantes e pesticidas nas culturas de soja no verão e milho safrinha fazem com que o SPD na região do cerrado gere elevada produção de grãos e de biomassa da planta, aumentando a MOS com o passar dos anos de implantação do SPD.

A partir do exposto, o objetivo deste capítulo foi quantificar a deposição de resíduos vegetais na superfície do solo (RVS), a matéria orgânica leve (MOL), os estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente, em áreas de cerrado, em Montividiu (GO), sob SPD com diferentes tempos de implantação, em comparação às áreas de cerrado nativo e pastagem.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Localização, clima e solo da área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Montividiu Tiuba, que está localizada próxima ao município de Montividiu-GO (17° 27' 52,2" S; 51° 10' 33,1" W; altitude 890 m) (Figura 2).

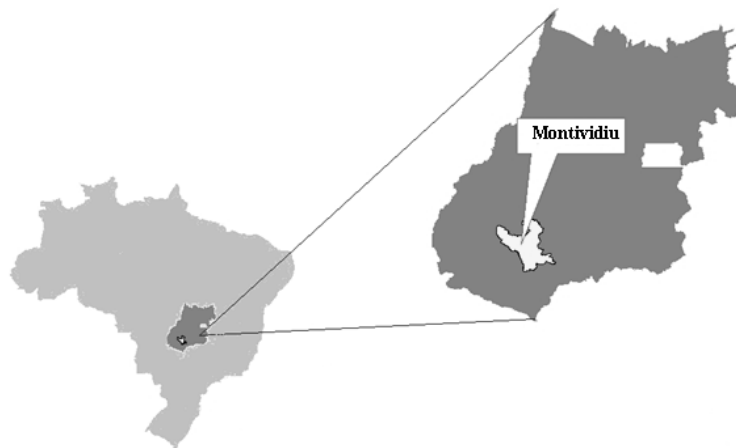


Figura 2. Localização da Fazenda Montividiu Tiuba em Montividiu, GO.

A precipitação pluviométrica anual média da região é de 1740 mm, com clima tropical quente do tipo Aw segundo Köppen, com estações chuvosas e secas bem definidas. O relevo predominantemente é plano. No ano agrícola de 2010 (época da amostragem de solo), os valores médios de precipitação pluviométrica e temperatura são ilustrados na Figura 3.

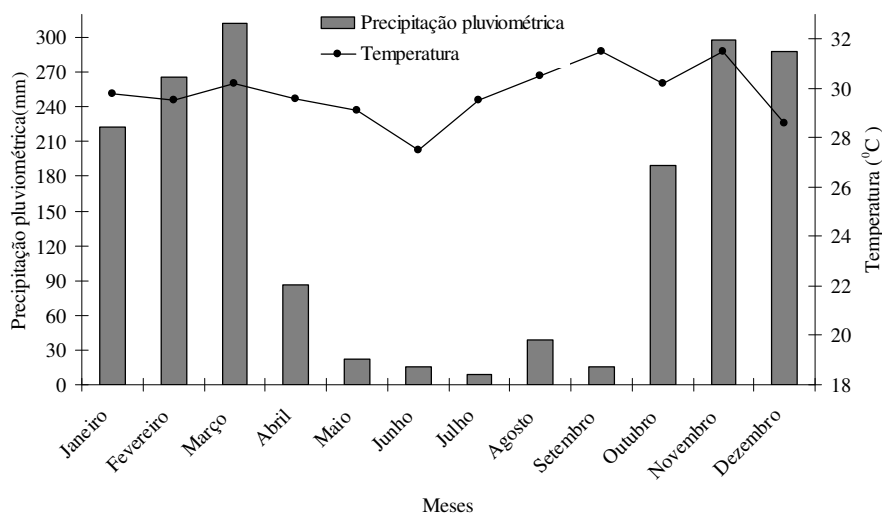


Figura 3. Valores médios de precipitação pluviométrica e temperatura média no ano de 2010. Fonte: Estação Meteorológica da Fesurv - Universidade de Rio Verde (17° 48'S; 50° 55'W, Rio Verde, GO).

O solo encontrado nas áreas de estudo foi classificado como Latossolo Vermelho Distróférrico (Embrapa, 2006). Na mineralogia da fração argila predomina a caulinita seguida pela gibbsita, goethita e vermiculita com hidróxi-Al entrecamadas (Figura 4).

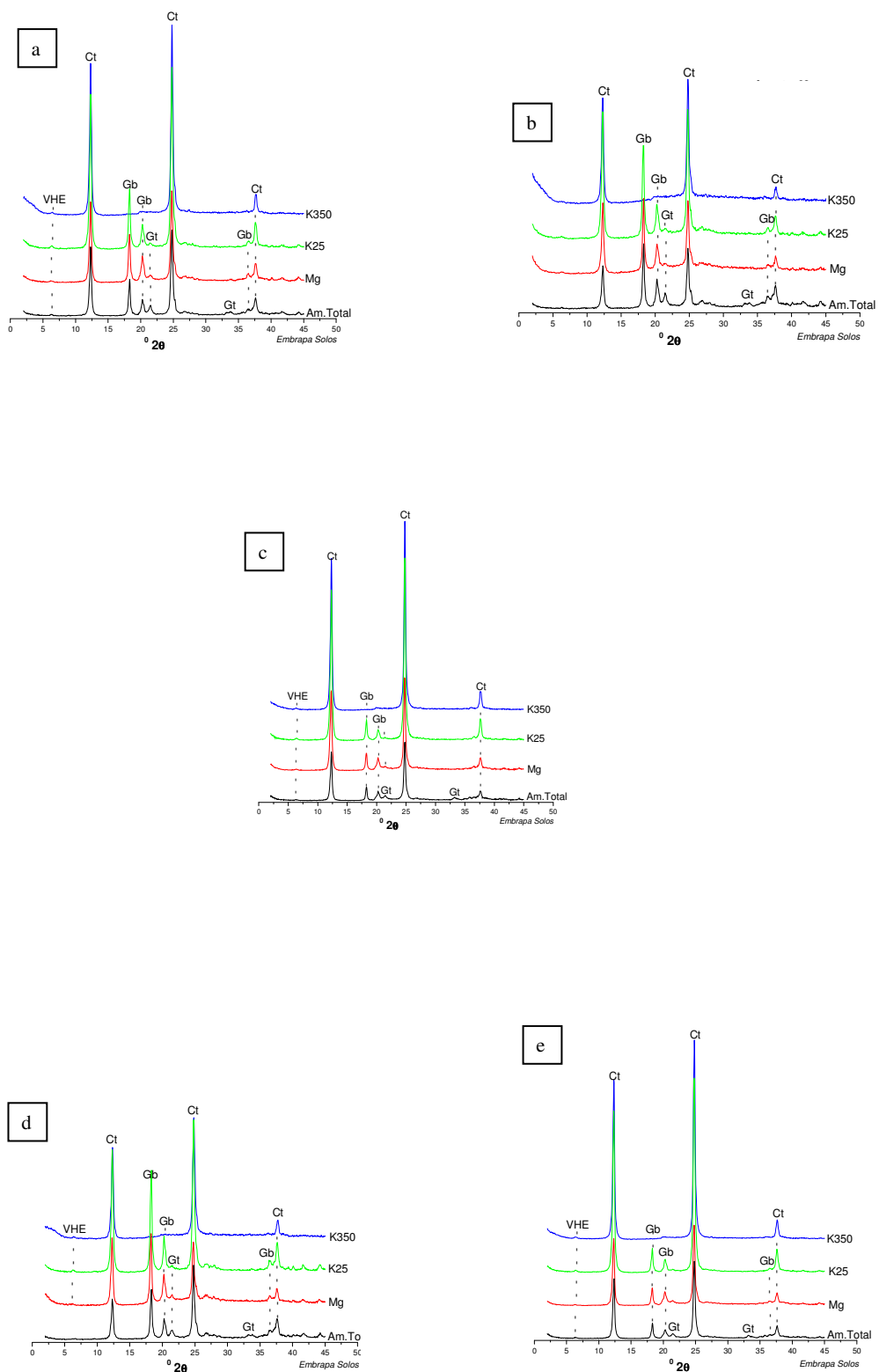
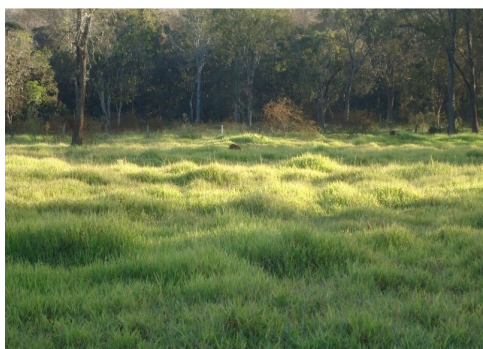


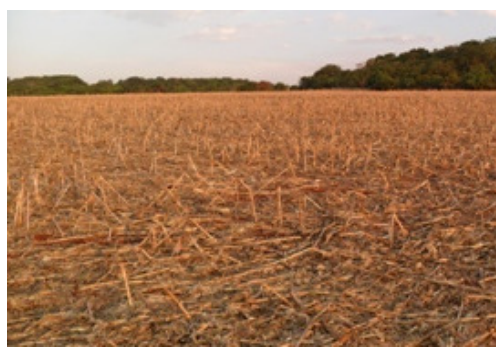
Figura 4. Difratoigramas de raios-X da fração argila das áreas de CE (a), PA (b), SPD3 (c), SPD15 e (d) SPD20 (e). Caulinita (Ct); Gibsita (Gb), Goethita (Gt) e vermiculita com hidróxi-Al entrecamadas (VHE). M total – amostra não tratada. Mg – amostra desferrificada e saturada com magnésio. K25C e K350C – Amostra desferrificada e saturada com potássio, com varreduras executadas à temperatura ambiente (25°C) e, após aquecimento a 350°C.

3.4.2 Sistemas avaliados e histórico de uso

Foram estudadas quatro áreas de cultivo: 1) pastagem de *Brachiaria decumbens* com 20 anos de implantação (PA); 2) SPD com 3 anos de implantação com cultivo de soja no verão e pousio na safrinha (SPD3); 3) SPD com 15 anos de implantação com rotação soja no verão – milho/sorgo safrinha (SPD15) e 4) SPD com 20 anos de implantação com rotação soja no verão – milho safrinha (SPD20); sendo estas áreas comparadas a uma área de cerrado nativo *stricto sensu* (CE) (Figura 5).



Pastagem



Sistema de plantio direto com 3 anos



Cerradão



Sistema de plantio direto com 15 anos



Sistema de plantio direto com 20 anos

Figura 5. Áreas avaliadas em Montividiu, GO. Fotos: Roni Fernandes Guareschi

A área de cerrado analisada está localizada dentro da área de reserva da Fazenda Montividiu Tiúba (S 17 27' 52,2"; W0 51 10' 33,1"; altitude 890 m). A área de pastagem de *Brachiaria decumbens* (17° 25' 58,5" S; 51° 09' 39,4" W; altitude 804 m), vem sendo cultivada com uma taxa de lotação aproximada de 1,5 unidade animal por hectare (Figura 6).

A área de SPD3 (17° 27' 20,9" S; 51° 10' 16,3" W; altitude 858 m) foi implantada no ano de 1987, com a derrubada do cerrado e cultivo com pastagem durante 20 anos, após este período foi cultivada com a cultura do arroz por 1 ano, e há 3 anos foi adotado o SPD com cultivo de soja no verão (Figura 6). Após o cultivo da soja, esta área fica em pousio, tendo como vegetação predominante de plantas daninhas, tais como, o capim-carrapicho (*Cenchrus echinatus*). Já a área de SPD15 (17° 28' 16,8" S; 51° 11' 20,4" W; altitude 899 m), possui um histórico de 27 anos de cultivo convencional com plantio de soja no verão e milho safrinha, sendo o SPD adotado em 1995. O SPD 20 (17° 28' 31,7" S; 51° 10' 43,6" W; altitude 898 m) possui o mesmo histórico que a área de SPD15, porém a adoção do SPD foi realizada em 1990. Atualmente as áreas de SPD15 e SPD20 vêm sendo cultivadas com soja no verão e milho ou sorgo na safrinha e na entressafra (junho a outubro) tais áreas ficam em pousio com vegetação predominante de plantas daninhas, tais como, o capim-carrapicho (*Cenchrus echinatus*) (Figura 6).

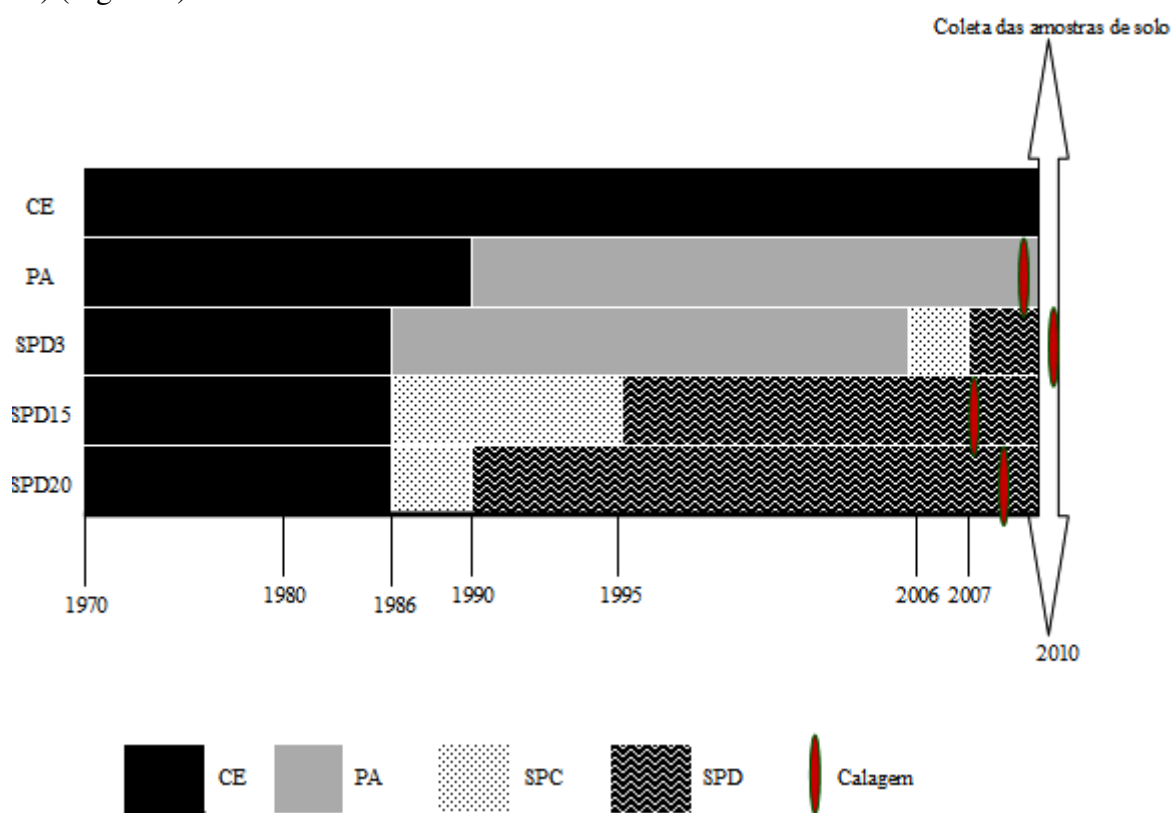


Figura 6. Representação do histórico de cultivo das áreas avaliadas. Fonte: (Entrevista com os proprietários de cada área).

A adubação básica das principais culturas dos sistemas agrícolas foram as seguintes: 1) SPD3 e SPD15 - a) soja (verão) – 458 kg ha⁻¹ da fórmula 02-20-20 aplicados ao lado e abaixo do sulco de semeadura; b) milho safrinha: 312 kg ha⁻¹ da formulação 12-15-15, aplicados ao lado e abaixo do sulco de semeadura e 120 kg ha⁻¹ de uréia, aplicados a lanço em cobertura aos 25 dias após a emergência (DAE); 2) SPD20 - a) soja (verão) – 200 kg ha⁻¹ da fórmula 02-20-20 aplicados ao lado e abaixo do sulco de semeadura + 60 kg ha⁻¹ de K₂O e P₂O₅ aplicados a lanço antes da semeadura; b) milho safrinha: 30 kg ha⁻¹ de N + 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅ + 70 kg ha⁻¹ de K₂O no sulco de semeadura e 120 kg ha⁻¹ de uréia, aplicados a lanço em cobertura aos 25 DAE. O SPD3 recebeu calagem no ano de 2006 e 2010, já o SPD15 recebeu calagem no ano de 2007 e o SPD20 recebeu calagem no ano de 2008. Já a área de PA recebeu

uma aplicação de 2 Mg ha⁻¹ de calcário dolomítico no ano 2009. Todas as calagens são aplicadas a lanço na superfície do solo, ou seja, sem incorporação (Figura 6).

3.4.3 Coleta de amostras de terra

Em cada área foi demarcada uma gleba representativa de 2,25 ha (150 x 150 m), e em cada uma delas foram abertas cinco trincheiras de aproximadamente 1 x 1 m de superfície e 1 m de profundidade em posição aleatória. O delineamento utilizado foi inteiramente casualizado, com 5 repetições para cada área. Em cada uma das trincheiras, nas diferentes áreas, foi realizada a coleta de amostras indeformadas, com auxílio de um anel volumétrico (Embrapa, 1997), nas profundidades de 0–5, 5–10 e 10–20 cm.

Nessas mesmas profundidades foram coletadas amostras deformadas, as quais foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de malha, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA), na qual foi realizada a caracterização química e análise granulométrica (Embrapa, 1997) (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos químicos e análise granulométrica das áreas de cerrado (CE), de pastagem (PA) e de sistema plantio direto com 3 (SPD3), 15 (SPD15) e 20 (SPD20) anos de implantação.

Área	pH H ₂ O	P mg kg ⁻¹	----- cmol _c kg ⁻¹ -----						T	V --%--	----- g kg ⁻¹ -----		
			Ca	Mg	K	Al	H+Al	Argila			Silte	Areia	
0-5 cm													
CE	4,4	9,5	0,8	1,9	0,2	0,5	13,3	16,2	17,8	410	170	420	
PA	5,7	2,1	3,9	4,7	0,2	0,0	7,3	16,3	54,6	600	190	210	
SPD3	5,2	26,7	1,6	2,0	0,3	0,1	3,6	7,7	52,9	590	270	140	
SPD15	5,0	33,6	2,6	2,9	0,3	0,1	4,6	10,6	56,4	630	170	200	
SPD20	6,2	32,1	2,6	2,8	0,3	0,0	2,8	8,6	67,1	410	120	470	
5-10 cm													
CE	3,6	5,8	0,0	1,1	0,1	0,9	9,9	11,0	10,7	390	200	410	
PA	5,6	1,5	3,0	3,0	0,1	0,0	5,0	11,2	54,8	570	240	190	
SPD3	5,1	20,9	0,9	1,7	0,3	0,1	3,8	6,6	42,0	610	270	120	
SPD15	4,9	29,1	1,9	1,9	0,3	0,2	4,0	8,2	52,6	670	160	170	
SPD20	5,3	29,2	1,8	1,8	0,3	0,1	3,9	7,9	50,3	460	110	430	
10-20 cm													
CE	3,8	4,8	0,0	0,9	0,1	0,8	10,1	11,1	9,1	380	170	450	
PA	5,5	1,7	2,5	1,7	0,1	0,0	7,7	12,0	35,5	590	220	190	
SPD3	4,3	18,4	0,1	0,8	0,2	0,1	2,2	3,4	34,9	610	280	110	
SPD15	4,5	28,7	1,4	1,3	0,3	0,3	3,3	6,3	48,3	660	180	160	
SPD20	4,4	28,4	1,3	1,3	0,3	0,2	3,4	6,4	47,1	470	100	430	

As áreas apresentaram respectivamente em cada profundidade as seguintes classes texturais: CE (argilosa, franco-argilosa, franco argilosa); PA (argilosa nas 3 profundidades); SPD3 (argilosa, muito argilosa, muito argilosa); SPD15 (muito argilosa nas 3 profundidades) e SPD20 (argiloarenosa, argilosa, argilosa). Vale ressaltar, que foram feitas análises de correlações entre as variáveis analisadas com os teores da análise granulométrica e não foi constatada nenhuma correlação significativa. Desta forma, pode-se inferir que as variações nos teores de argila das áreas avaliadas não interferiram nas demais análises realizadas.

3.4.4 Análises realizadas

a) Densidade do solo (Ds), densidade das partículas (Dp) e volume total de poros (VTP)

A Ds foi determinada através do método do anel volumétrico (Embrapa, 1997). Já a Dp foi determinada pelo método do balão volumétrico, visando utilizar esses dados em

conjunto com a Ds para o cálculo do VTP, sendo esta calculada pela equação proposta por Vomocil (1965): $VTP (\%) = (1 - (D_s/D_p)) \times 100$.

b) Matéria orgânica leve (MOL) e conteúdo de C na MOL (CONTCMOL)

A MOL foi quantificada na profundidade de 0–5 cm, sendo determinada pelo método da flotação em água (Anderson e Ingram, 1989). Os teores de C foram determinados por combustão seca (CHN). A partir dos valores encontrados, foi calculado o CONTCMOL. O valor foi obtido pela multiplicação dos teores de C da MOL pela quantidade de MOL determinada.

c) Teores e estoque de C e N e abundância natural do ^{13}C

Os teores de C e N foram quantificados por meio de combustão seca por analisador CHNS (Elementar analysensysteme GmbH, Hanau, Alemanha). A partir dos dados dos teores de C e N e da Ds, foram calculados os estoques de carbono (EstC) e nitrogênio (EstN) pelo método de massa equivalente (Ellert e Bettany, 1995; Sisti et al., 2004). Para o presente estudo, consideraram-se como referência para os cálculos de estoque pelo método de massa equivalente, as massas de solo das camadas correspondentes do cerrado, a qual representa a condição original do solo.

A abundância natural do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$ ‰) foi quantificada com o auxílio do espectrômetro de massa Finnigan Delta Plus, no Laboratório de ecologia Isotópica (CENA-USP), em Piracicaba. Os resultados foram expressos na forma de delta ^{13}C (‰), em relação ao padrão internacional PDB (Belemnite Americana da formação Pee Dee).

d) Fósforo remanescente (Prem) e quantidade de resíduos vegetais depositados na superfície do solo (RVS)

O Prem foi avaliado na profundidade de 0–5 cm, segundo Alvarez e Fonseca (1990) e Braga e Defelipo (1974).

Já a quantidade de RVS em cada área de estudo foi determinada no mês de outubro de 2010 por meio do lançamento aleatório de um gabarito metálico (0,25 m²) e posterior coleta dos resíduos de parte aérea das plantas contidos no gabarito. Vale ressaltar que na área de PA, foi coletado todo o material vegetal contido dentro da área do gabarito metálico, excluindo-se as raízes das plantas. Em cada área de estudo realizaram-se 20 amostragens ao redor da área de cada trincheira, ou seja, foram feitas no total, 100 amostragens. Os resíduos vegetais coletados foram acondicionados em estufa com ventilação forçada, em temperatura de 65 °C, por 72 h; após esse período, realizou-se a pesagem para determinação da massa seca. A partir desses dados, foi determinada a quantidade de massa seca de resíduos vegetais na superfície do solo por hectare.

3.4.5 Análises estatísticas

Para todos os dados, em cada profundidade, foi feita a avaliação da normalidade dos dados (Lilliefors), homogeneidade das variâncias dos erros pelo Teste de Cochran e Bartlett. Posteriormente, os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F e os valores médios comparados entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade, com auxílio do programa ASSISTAT (Silva e Azevedo, 2002).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Aporte de resíduos vegetais depositados na superfície do solo (RVS) e matéria orgânica leve (MOL)

Na Tabela 2, pode-se verificar que houve diferença estatística na quantidade de RVS, na MOL, no conteúdo total de C na MOL (CONTCMOL) e ^{13}C da MOL, na camada de 0–5 cm do solo, nas diferentes áreas.

Tabela 2. Resíduos vegetais depositados na superfície do solo (RVS), matéria orgânica leve (MOL), carbono da MOL (C-MOL), conteúdo total de C na MOL (CONTCMOL) e ^{13}C da MOL na camada de 0-5cm do solo nas áreas avaliadas.

Sistema avaliado	RVS	MOL	C-MOL	CONTCMOL	^{13}C
	Mg ha ⁻¹	--- g kg ⁻¹ ---	--- % ---	----- g kg ⁻¹ -----	
CE	10,07 a*	4,21 a	34,38	1,41 a	-20,85 a
PA	7,33 c	1,23 b	32,90	0,38 d	-14,43 b
SPD3	7,32 c	1,80 b	32,79	0,56 c	-21,10 a
SPD15	7,85 b	1,84 b	38,69	0,70 b	-20,55 a
SPD20	8,65 b	4,04 a	36,28	1,47 a	-20,63 a
C.V.(%)	4,79	8,37	-	5,39	1,35

*Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre as áreas avaliadas pelo teste Tukey a 5%.

A maior quantidade de RVS no CE é decorrente da deposição contínua de serapilheira, além de essa área não ser submetida a nenhum tipo de ação antrópica. Segundo Moraes et al. (1993), em florestas tropicais, como o cerrado, cerca de 90 % da produção primária líquida pode ser devolvida ao solo na forma de serapilheira, constituindo um importante reservatório de matéria orgânica e nutrientes. Resultados semelhantes aos deste estudo foram observados por Maman et al. (2007) e Melo e Resck (2003), os quais, ao avaliarem um cerrado nativo no sudoeste do Mato grosso e Planaltina-DF, encontraram produções de 9,4 e 9,5 Mg ha⁻¹ de massa seca de serapilheira, respectivamente.

Em relação às áreas de SPD, observa-se que onde esse sistema está instalado há mais tempo (15 e 20 anos) existe uma maior produção de resíduos, sendo esta semelhante nas áreas de 15 e 20 anos e superior à área SPD3.

Ao se comparar a área de SPD com a área de cerrado, verifica-se que mesmo nas áreas onde o SPD está instalado há mais tempo (15 e 20 anos) a produção de resíduos não foi suficiente para que fossem alcançados os valores quantificados na área de cerrado. Esse resultado pode ser decorrente da maior dificuldade no estabelecimento de plantas de cobertura e consequente baixa produção de biomassa nesse ambiente. De acordo com Fidelis et al. (2003), os principais fatores que interferem na adoção do SPD na região do cerrado são as características climáticas, como a concentração de chuva no verão (1.200 a 1.800 mm), cinco a seis meses de período seco no inverno e ocorrência de períodos de chuvas estivais, conhecido como veranico.

A baixa produção de resíduos na área de PA em relação ao CE, SPD15 e SPD20 deve-se a um conjunto de fatores, como baixa produtividade, ausência de manejo (principalmente adubação de manutenção) e pastoreio intensivo. O histórico da área de PA demonstra que ela não recebe adubação de manutenção anualmente. De acordo com Zanine et al. (2005), a falta de adubação faz com que haja baixa produtividade da pastagem. estima-se que 80 % das pastagens cultivadas no Brasil central, responsáveis por mais de 55 % da produção da carne

nacional, encontram-se em algum estágio de degradação, sendo um dos principais motivos a falta de adubação (Macedo et al., 2000).

Os resultados de MOL demonstraram que em função do tempo de adoção do SPD ocorre aumento no aporte desta fração na camada superficial; sendo que após a instalação do SPD por 20 anos, quantificaram-se teores que não diferiram daqueles observados na área de CE. Esse resultado demonstra a grande importância do SPD nesse ambiente, pois a manutenção da MOL é fundamental para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, uma vez que ela representa, em curto e médio prazos, alto potencial para ciclagem de nutrientes (Compton e Boone, 2002). De acordo com Loss et al. (2010), a MOL é alterada pela forma de manejo e pela cobertura da área; em áreas sob SPD, por ser mantida a palhada sobre a superfície do solo, há aumento dos teores da fração leve da MOS. A ausência de diferenças significativas para a MOL entre as áreas de SPD15, SPD3 e PA e os valores menores em relação ao CE e SPD20 podem ser decorrentes do aporte de RVS. Nas áreas SPD15 e SPD3, o tempo de implantação do SPD pode não ter sido suficiente para a modificação desse atributo, ao passo que na área de PA, o manejo adotado não favoreceu grandes adições de resíduos e aumentos dos teores de MOL. Avaliando o efeito do plantio de eucalipto na MOL em região de cerrado no Vale do Jequitinhonha, MG, Pulrolnik et al. (2009) quantificaram maiores teores de MOL nas áreas onde ocorreram as maiores deposições de resíduos.

A MOL foi uma variável mais sensível que os RVS na estratificação dos sistemas de cultivo avaliados, pois os 9,25 % a mais de RVS do SPD20, mesmo não acarretando diferença em relação ao SPD15, proporcionaram valores de MOL que não diferiram daqueles observados na área e foram superiores aos das demais áreas.

Na Tabela 2, verifica-se que, quanto maior o tempo de adoção do SPD, maior é o conteúdo de carbono na MOL (CONTCMOL), e que, nas áreas sob SPD, esses valores foram superiores quando comparados aos da área de PA. Pode-se inferir que esses resultados estão relacionados à quantidade e qualidade dos resíduos vegetais que são adicionados ao solo. Os resíduos vegetais com diferentes relações C/N aumentam a recalitrância da MOL, levando a acúmulo de C em função do tempo de adoção dos sistemas. A área de CE apresentou valores de CONTCMOL semelhantes aos da área de SPD20, e nelas foram verificadas quantidades de CONTCMOL superiores às observadas nas áreas PA, SPD3 e SPD15. Esse padrão também pode ser atribuído à qualidade do material que está originando a MOL na área de CE, pois é comum esse tipo de vegetação apresentar grande diversidade de vegetais, que depositam no solo resíduos orgânicos de diferentes tamanhos e com alta quantidade de lignina (Cianciaruso et al., 2006).

Os resultados da análise de ^{13}C da MOL (Tabela 2) demonstraram que nas áreas sob SPD e CE, essa fração é constituída principalmente por resíduos vegetais de plantas do ciclo fotossintético C_3 , enquanto na área de PA ela é proveniente de resíduos vegetais de plantas do ciclo fotossintético C_4 . Esses dados estão de acordo com o tipo de cobertura observado em cada área, pois sabe-se que na área de CE os resíduos vegetais que dão origem à MOL são provenientes de espécies arbóreas de ciclo fotossintético C_3 ; da mesma forma, as áreas de SPD permanecem a maior parte do ano com cultivo de soja também de ciclo fotossintético C_3 (Taiz e Zeiger, 2004). Já na área de PA, por apresentar histórico de 20 anos de cultivo com gramíneas, verifica-se maior valor de ^{13}C da MOL, visto que gramíneas discriminam menos ^{13}C do que as leguminosas.

3.5.2 Carbono, nitrogênio e P remanescente do solo

Na camada de 0–5 cm verificaram-se maiores teores de C e N em função do tempo de implantação do SPD; para a área de SPD20, quantificaram-se valores de C e N superiores aos observados na área de CE (Tabela 3).

Tabela 3. Carbono total do solo (C), nitrogênio total do solo (N), ¹³C do solo e fósforo remanescente (Prem) das áreas avaliadas.

Camada (cm)	Sistemas avaliados					
	CE	PA	SPD3	SPD15	SPD20	CV(%)
	C (g kg ⁻¹)					
0,0-5,0	30,8 b*	15,4 c	15,9 c	29,6 b	33,9 a	3,1
5,0-10,0	36,1 a	14,1 c	15,4 c	27,1 b	26,7 b	2,8
10,0-20,0	31,9 a	12,04 c	12,5 c	25,4 b	24,8 b	3,7
	N (g kg ⁻¹)					
0,0-5,0	1,9 b	1,0 d	0,9 d	1,7 c	2,4 a	3,3
5,0-10,0	2,2 a	0,8 e	0,9 d	1,5 c	1,8 b	1,7
10,0-20,0	2,0 a	0,7 d	0,7 d	1,4 c	1,5 b	3,1
	¹³ C (‰)					
0,0-5,0	-25,3 a	-14,4 d	-16,7 c	-16,6 c	-18,8 b	1,4
5,0-10,0	-25,4 a	-14,5 e	-16,0 d	-16,3 c	-18,6 b	0,7
10,0-20,0	-25,1 a	-14,6 d	-14,6 d	-15,7 c	-18,0 b	1,9
	Prem (mg kg ⁻¹)					
0,0-5,0	15,0 b	6,9 e	11,3 d	13,3 c	16,7 a	3,7

*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%.

Também nessa profundidade observa-se que a área de SPD15 já apresenta teores de C similares aos da área de CE. Esses resultados demonstram que o aporte de materiais em diferentes quantidades e qualidades contribui para o aumento dos teores de C e N. Resultados semelhantes foram encontrados por Matias et al. (2009), os quais verificaram que áreas de SPD em um Latossolo na região de Uruçuí - PI apresentaram aumento nos teores de C e N em relação as áreas de cerrado nativo. Da mesma forma, Corazza et al. (1999), estudando o C no solo de diferentes sistemas de manejo, em relação às áreas de cerrado nativo, em um Latossolo Vermelho-escuro na região de Planaltina-DF constataram que o SPD aumentou o estoque de C em comparação com a área de CE. Segundo esses autores, esse aumento pode ser atribuído à maior taxa de adição de C ao solo, sendo resultante do aumento da produtividade primária do ecossistema promovido pelo menor revolvimento do solo. O aumento dos teores de N no solo em áreas de SPD, em relação às áreas de CE, também foi constatado por Buso e Kliemann (2003), os quais, ao avaliarem a camada de 0-12,5 cm em um Latossolo Vermelho distrófico na região de Rio Verde – GO, observaram que o SPD proporciona aumento, embora lento, no estoque de N total do solo em relação ao CE.

Nas demais profundidades analisadas (5–10 e 10–20 cm), a área de CE apresentou os maiores teores de C e N em relação aos demais sistemas de cultivo. Já nas áreas de SPD, os teores de C nas áreas de SPD15 e SPD20 não diferiram entre si e foram superiores aos do SPD3, enquanto o teor de N aumentou em função do tempo de implantação do SPD. De acordo com Siqueira Neto et al. (2009), o cerradão apresenta maiores quantidades de C e N no solo em decorrência do aporte constante de resíduos vegetais e não perturbação do sistema. Em relação às áreas de SPD, observa-se que houve aumento no teor de C e N em função do tempo de implantação, porém ele foi menos expressivo que o observado na camada superficial (0–5 cm). Segundo Bayer e Mielniczuk (1999), o acúmulo de MOS no SPD ocorre lentamente; assim, pode-se inferir pelos resultados deste trabalho que 20 anos de implantação do SPD ainda não foram capazes de acumular quantidades de C e N nas camadas subsuperficiais, quando comparadas à vegetação de CE.

Quanto aos valores de Prem, verificou-se que eles apresentaram padrão semelhante aos dos teores de C na profundidade de 0–5 cm, ou seja, está ocorrendo aumento no teor de Prem em função do tempo de implantação do SPD; a área de SPD20 foi a que apresentou teores de Prem superiores aos quantificados na área de CE (Tabela 3). Pode-se inferir que o incremento de matéria orgânica está promovendo a redução da adsorção de P. Uma possível

explicação para o padrão observado pode ser o bloqueio dos sítios responsáveis pela adsorção dos íons fosfato pelas substâncias húmicas, reduzindo dessa forma a fixação do P (Tirloni et al., 2009). Resultados semelhantes foram observados por Pereira et al. (2010) em solos do cerrado mineiro. Estes autores mencionam que o uso de plantas de cobertura em SPD pode acarretar aumento dos teores de C e MOL e, conseqüentemente, diminuir a adsorção de fosfatos e favorecer o aumento nos teores de Prem. De maneira geral, e independentemente da profundidade analisada, as áreas de PA e de SPD3 apresentaram os menores valores de C, N e Prem em relação às demais. Os resultados observados nestas áreas (SPD3 e PA) devem-se ao pequeno tempo de implantação do SPD e, na área de PA, ao fato de esta ser de pastoreio intensivo e ausência de manejo (adubação). Outro fator é que na área de PA, observa-se baixo aporte de resíduos vegetais, o que contribui para os menores valores de C, N e, conseqüentemente, Prem.

Verifica-se que existe relação direta entre os dados de ^{13}C do solo (Tabela 3) e de ^{13}C da MOL (Tabela 2). Na área de CE onde foi quantificado o maior aporte de resíduos vegetais oriundos de plantas C_3 na superfície do solo, apresentou valores de ^{13}C na MOL de -20 ‰ e, no solo, de -25 ‰, os quais estão próximos dos estabelecidos para plantas C_3 (-28 ‰). Da mesma maneira, a área de PA, por ter recebido aporte de resíduos vegetais oriundos, basicamente, de gramíneas, apresentou valores de ^{13}C na MOL de -14 ‰ e, no solo, de -14 ‰ – próximos aos observados para plantas C_4 (-12 ‰).

As áreas de SPD recebem, durante o ano, resíduos tanto de leguminosas como de gramíneas, porém, como já discutido, o sinal de ^{13}C da MOL dessas áreas indicou maior contribuição de plantas C_3 (leguminosas). Assim, observa-se que, em razão do tempo de implantação do SPD, o sinal negativo de ^{13}C do solo indica que os valores dessa variável estão se reduzindo em todas as profundidades analisadas, ou seja, estão se modificando em direção aos valores médios estabelecidos para plantas C_3 (-28 ‰).

3.5.3 Densidade do solo (Ds), densidade de partícula (Dp) e volume total de poros (VTP)

Não foram verificadas diferenças para a Dp entre as áreas. Os valores de Dp estiveram entre 2,59 e 2,64 Mg m^{-3} (Tabela 4), o que sugere que a composição mineralógica das frações areia e argila é constituída principalmente por quartzo e caulinita, respectivamente, já que esses minerais possuem valor médio de massa específica de 2,65 Mg m^{-3} .

Os menores valores de Ds, bem como os maiores valores de VTP, na área de CE em comparação às áreas de cultivo (PA, SPD3 e SPD15) podem ser atribuídos ao acúmulo de resíduos vegetais na superfície do solo e ao maior acúmulo de C nas camadas superficiais, bem como à menor alteração antrópica (Tabela 4). Resultados semelhantes foram observados por Bayer et al. (2006) e Carneiro et al. (2009b), que, ao avaliarem sistemas de manejo em Latossolos no estado de Goiás, constataram que a área de cerrado foi a que apresentou os menores valores de Ds. Os menores valores de Ds, bem como os maiores valores de VTP, na área de SPD20 em relação às demais áreas de SPD podem ser explicados pelo fato de nos primeiros anos de SPD ocorrer aumento na Ds pela reorganização das partículas de solo; no entanto, com a consolidação do sistema, há aumento nos teores de carbono orgânico, o que leva a redução na Ds e conseqüente aumento no VTP (Tormena et al., 1998). Já em relação à área de PA, os maiores valores de Ds em relação às áreas de CE e SPD20 podem ser decorrentes do menor conteúdo de C, bem como do efeito do pisoteio animal a que essa área é submetida.

Nota-se que o CE, PA, SPD3, SPD15 e SPD20 apresentam, até os 20 cm do solo, Ds abaixo do limite crítico (1,30 a 1,40 – solo argiloso e 1,26 a 1,30 Mg m^{-3} – solo muito

argiloso); assim, pode-se inferir que a Ds não está prejudicando o desenvolvimento das culturas implantadas nessas áreas (Reichert et al., 2003).

Tabela 4. Densidade do solo (Ds), densidade das partículas (Dp) e volume total de poros (VTP) das áreas avaliadas.

Áreas	Camada (cm)		
	0-5	5-10	10-20
	Ds (Mg m ⁻³)		
CE	0,88 b*	1,06 b	1,13 b
PA	1,20 a	1,20 a	1,22 a
SPD3	1,18 a	1,18 a	1,21 a
SPD15	1,18 a	1,23 a	1,26 a
SPD20	1,05 b	1,07 b	1,13 b
CV (%)	2,38	4,53	5,18
	Dp (Mg m ⁻³)		
CE	2,62 a	2,62 a	2,63 a
PA	2,59 a	2,61 a	2,61 a
SPD3	2,59 a	2,62 a	2,62 a
SPD15	2,61 a	2,62 a	2,62 a
SPD20	2,61 a	2,62 a	2,64 a
CV (%)	1,01	0,96	0,89
	VTP (cm ³ cm ⁻³)		
CE	66,40 a	60,13 a	56,70 a
PA	53,68 c	53,72 b	53,04 b
SPD3	54,75 c	54,49 b	53,78 b
SPD15	54,60 c	52,57 b	51,40 c
SPD20	58,88 b	59,27 a	57,19 a
CV (%)	1,78	1,27	0,92

*Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%.

3.5.4 Estoque de carbono e nitrogênio do solo

Na Tabela 5, pode-se verificar que as áreas de PA e SPD3 apresentaram os menores valores de estoque de carbono (EstC) e estoque de nitrogênio (EstN) em relação aos demais sistemas de cultivo, em todas as profundidades. Observa-se também que nas áreas sob SPD15 e SPD20, nas camadas superficiais, os valores de EstC não diferiram entre si e daqueles da área de CE, porém nas camadas de 10–20 e 0–20 cm percebe-se que as áreas mais antigas de SPD mostraram valores de EstC inferiores ao CE. Observa-se aumento do EstN em função do tempo de adoção do SPD em todas as profundidades analisadas, sendo verificado que nas camadas superficiais da área com SPD20 os valores de EstN são superiores (0–5 cm) e similares (5–10 cm) aos da área de CE (Tabela 5). Ainda através da análise da Tabela 5, constata-se que através da taxa de adição ou perda anual de C das áreas avaliadas, que a área de PA reduziu seus valores de EstC em relação ao CE, e que com o passar do tempo de adoção do SPD está ocorrendo um aumento do EstC e consequente recuperação dos valores deste atributo em relação a área de CE.

Tabela 5. Estoque de carbono (EstC) e de nitrogênio (EstN) e taxa de adição ou perda anual de C das áreas avaliadas em relação ao cerrado.

Camada (cm)	Sistemas avaliados					
	CE	PA	SPD3	SPD15	SPD20	CV(%)
	EstC (Mg ha ⁻¹)					
0,0-5,0	13,54 a	6,78 b	7,04 b	13,07 a	14,96 a	7,12
5,0-10,0	17,86 a	7,22 b	7,71 b	13,78 a	13,90 a	15,60
10,0-20,0	36,34 a	14,28 c	14,98 c	29,45 b	28,53 b	3,81
0,0-20,0	67,74 a	28,27 c	29,72 c	56,29 b	57,39 b	2,60
	EstN (Mg ha ⁻¹)					
0,0-5,0	0,87 b	0,44 c	0,44 c	0,77 b	1,07 a	7,89
5,0-10,0	1,09 a	0,45 c	0,47 c	0,78 b	0,94 ab	14,74
10,0-20,0	2,29 a	0,85 c	0,91 c	1,64 b	1,77 b	3,63
0,0-20,0	4,25 a	1,74 d	1,82 d	3,18 c	3,78 b	2,07
	**Taxa de adição ou perda anual de C (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)					
0,0-5,0	-	-0,34	-0,27	-0,03	0,07	
5,0-10,0	-	-0,53	-0,42	-0,27	-0,20	
10,0-20,0	-	-1,10	-0,89	-0,46	-0,39	-
0,0-20,0	-	-1,97	-1,58	-0,76	-0,52	

*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%. ** Cálculo = EstC da área avaliada – EstC da vegetação referência / anos de exploração agropecuária.

Uma possível explicação para os baixos valores de EstC e EstN no SPD3, em relação aos demais sistemas de cultivo, pode ser o pequeno tempo de adoção do sistema, visto que, segundo Carvalho et al. (2009), o aumento de MOS em áreas de SPD em comparação a outros sistemas de manejo pode estar relacionado principalmente ao seu tempo de instalação, pois o acúmulo de C nesse sistema ocorre muito lentamente, levando de 10 a 15 anos para se tornar expressivo. Já os baixos EstC e EstN da PA podem estar relacionados à sua baixa produtividade de resíduos vegetais, à ausência de manejo e pastoreio intensivo. Silva et al. (2004) também verificaram que pastagens de baixa produtividade, em diversas regiões do cerrado, favoreceram a redução do teor de C no solo.

As áreas com 15 e 20 anos de SPD recebem aporte constante de resíduos vegetais de diferentes qualidades, o que pode ter sido um fator preponderante para os valores de EstC serem semelhantes aos observados na área de CE. Resultados semelhantes foram relatados por Siqueira Neto et al. (2010), os quais, ao avaliarem no cerrado áreas com diferentes anos de implantação do SPD em um Latossolo, constataram que aquelas com 12 anos de cultivo apresentaram valores de EstC semelhantes aos do cerrado. Esses autores atribuíram o resultado à grande utilização de fertilizantes e pesticidas nas culturas de soja no verão e milho safrinha, que favorecem maiores produções de grãos e biomassa, aumentando a MOS em função do tempo de implantação do SPD.

Na profundidade de 10–20 cm e na soma das camadas de 0–20 cm, a área de CE apresentou os maiores valores de EstC em relação aos sistemas de cultivo, enquanto as áreas de SPD15 e SPD20 foram estatisticamente semelhantes e superiores às áreas de SPD3 e PA. De acordo com Siqueira Neto et al. (2009), o cerradão apresenta maiores quantidades de C e N no solo em decorrência do aporte constante de resíduos vegetais e não perturbação do sistema. No tocante às áreas de SPD, observa-se que há aumento no teor de C e N em função do tempo de implantação, porém ele é menos expressivo que o observado nas camadas superficiais do solo (0–5 e 5–10 cm). Segundo Bayer e Mielniczuk (1999), o acúmulo de MOS no SPD ocorre lentamente; assim, pode-se inferir que 15 e 20 anos de implantação do SPD ainda não foram capazes de acumular C e N nas camadas subsuperficiais, quando comparadas à área de CE.

O aumento do EstN em função do tempo de implantação do SPD pode estar ocorrendo devido aos elevados teores de argila e adubação nitrogenada das áreas com SPD, onde os valores observados de EstN são similares aos verificados na área de cerrado (Matias et al., 2009). O EstN na profundidade de 10–20 cm apresentou padrão similar ao observado para o EstC, porém na soma das camadas (0–20 cm) percebe-se que o EstN foi uma variável mais sensível que o EstC para demonstrar as modificações nos atributos do solo em função do tempo de implantação do SPD, pois as áreas de 15 e 20 anos apresentaram diferenças no EstN mesmo com valores de EstC semelhantes.

Os resultados da taxa de adição ou perda anual de C demonstram que o aporte constante de resíduos vegetais na superfície do solo em função do de implantação do SPD está contribuindo para a recuperação do EstC do solo em relação a vegetação referência (CE). Isso ocorre, porque o SPD pode acumular EstC no solo em até valores de $1,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A área de PA demonstra novamente reduções no EstC em relação ao CE. De acordo com Carvalho et al. (2010) e Bustamante et al. (2006) a conversão de um solo sob Cerrado em pastagens pode resultar em reduções no estoque de C do solo, dependendo do manejo aplicado a essa forrageira, podendo acumular perdas de $0,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C.

3.6 CONCLUSÕES

O manejo do solo sob SPD com 20 anos apresentou maiores valores de Prem, C, N e EstN na camada superficial (0-5cm) do solo em relação à área de CE. Além disso, o SPD com 20 anos recuperou os valores de Ds, MOL, VTP e EstC, à padrões similares aos quantificados na área de cerrado.

O SPD aumentou os valores de EstC e EstN em função do tempo de sua implantação (3 para 20 anos) em todas as camadas analisadas; as áreas sob SPD15 e SPD20 apresentaram, na camada superficial do solo (0-5 e 5-10 cm), valores semelhantes e, ou, superiores aos da área de CE.

As análises de ^{13}C demonstraram que as leguminosas estão contribuindo de forma significativa para a composição da MOS nas áreas sob SPD.

A área de pastagem apresentou os menores valores das variáveis analisadas neste capítulo em relação ao CE e áreas mais antigas de SPD, demonstrando estar em estágio avançado de degradação.

4 CAPÍTULO II

FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ÁREAS DE LATOSSOLO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO DO ESTADO DE GOIÁS²

² Capítulo foi aceito para publicação na forma de artigo na Revista Semina – Ciências Agrárias.

4.1 RESUMO

O objetivo deste capítulo foi avaliar as frações químicas e físicas da matéria orgânica do solo (MOS), bem como realizar a análise espectroscópica na região do ultravioleta-visível do ácido húmico em amostras de um Latossolo Vermelho sob sistema de plantio direto (SPD) com diferentes anos de implantação, e compará-las a áreas de cerrado nativo e pastagem. Foram avaliadas cinco áreas, a saber: cerrado nativo “*stricto sensu*” (CE); pastagem plantada (PA) com *Brachiaria decumbens*; SPD com 3 anos de implantação (SPD3); SPD com 15 anos de implantação (SPD15) e SPD com 20 anos de implantação (SPD20). Os teores e estoques de C das frações húmicas, aumentaram em função do tempo de implantação do SPD em todas as profundidades analisadas, estando as frações húmicas distribuídas na seguinte ordem: fração ácido fúlvico < fração ácido húmico < fração humina. Os resultados obtidos mostraram que em função do tempo de implantação do SPD aumentam as frações mais estáveis das substâncias húmicas (FAH e FHUM) e as frações físicas da MOS (COam), proporcionando maior estabilidade deste sistema. Foi verificado aumento da relação E_4/E_6 dos ácidos húmicos em função do tempo de implantação do SPD, evidenciando aumento de estruturas alifáticas. A área PA avaliada apresentou os menores teores e estoques das frações húmicas, COam e relação E_4/E_6 , mostrando que se encontra em estágio avançado de degradação em relação às demais áreas avaliadas.

Palavras-chave: Carbono orgânico do solo. Fracionamento químico. Fracionamento granulométrico. Sistema de plantio direto. Pastagem.

4.2 ABSTRACT

The aim of this chapter was to evaluate the chemical and physical fractions of soil organic matter (MOS), as well as perform spectroscopic analysis at ultraviolet-visible humic acid in samples of an Oxisol under no-tillage (NT) with different years of implementation, and to compare them to areas of native vegetation and pasture. Five areas were evaluated, namely: native cerrado "*strict sense*" (CE); planted pasture (PA) with *Brachiaria decumbens*; NT with 3 years of establishment (NTS 3); NT with 15 years of implantation (NTS 15) and NT with 20 years of deployment (NTS 20). The contents and C stocks humic fractions increased with time of implantation of NT at all soil depths, and the humic fractions distributed in the following order: fulvic acid fraction < humic acid < humin fraction. The results showed that depending on the time of implantation of the NT there is an increase of the more stable fractions of humic substances (FAH and FHUM) and the physical fractions of SOM (COam), providing greater stability of this system. There was an increase of the ratio E_4/E_6 of humic acids according to the time of implantation of the NT, showing an increase of aliphatic structures. The PA area evaluated had the lowest contents and stocks of the humic fractions, COam and E_4/E_6 ratio, showing to be in an advanced stage of degradation relative to the other assessed areas.

Key words: Soil organic matter. Chemical fractionation. Granulometric fractionation. No tillage. Pasture.

4.3 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a paisagem do estado de Goiás foi submetida a significativas alterações, principalmente devido à substituição de vegetação nativa por áreas de agricultura e pecuária. Atualmente, da área original, observam-se apenas 35%, com grande potencial de utilização nos próximos anos, sobretudo para a implantação de projetos agropecuários (Ferreira et al., 2007; Clementino et al., 2007).

Esta expansão da fronteira agrícola, que ocorre através do desmatamento da vegetação nativa, da adoção de mecanização intensiva e o uso de práticas de manejo inadequadas, alteram os atributos edáficos, os quais levam à degradação, reduzindo a produtividade, principalmente devido à erosão e a perda de nutrientes e matéria orgânica (Lal, 2003; Zinn et al., 2002), o que torna a atividade agropecuária mais onerosa (Faria et al., 2010; Siqueira Neto et al., 2009). Para minimizar o processo de degradação do solo e os custos de produção, os agricultores da região do cerrado optaram, pelo cultivo em SPD (Siqueira Neto et al., 2010).

Segundo Carvalho et al. (2010) a manutenção de resíduos vegetais na superfície, somada à ausência de revolvimento do solo, além de reduzir a emissão de CO₂, aumenta o estoque de carbono orgânico total (EstC) e nitrogênio total (EstN) no solo, trazendo ainda benefícios, como: aumento da diversidade microbiana, melhoria da fertilidade e dos atributos físicos do solo (Foley et al., 2005; Six et al., 2002).

As diferentes frações de carbono orgânico do solo apresentam características químicas, físicas e morfológicas distintas, e a distribuição destas pode indicar a qualidade da matéria orgânica (Canellas et al., 2003). As substâncias húmicas que representam uma das frações da matéria orgânica do solo (MOS) são consideradas indicativas dos processos e do grau de humificação da MOS, sendo subdivididas nas frações ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina (Nascimento et al., 2010). Existem trabalhos que demonstram que a fração humina (Hum) é a mais abundante em solos de cerrado ou em solos manejados, enquanto as frações ácido fúlvico (FAF) e fração ácido húmico (FAH) variam de acordo com o manejo adotado e a profundidade do solo (Fontana et al., 2006; Passos et al., 2007b; Souza e Melo, 2003).

Já o fracionamento granulométrico da MOS e a identificação dos seus compartimentos podem auxiliar na avaliação das modificações decorrentes do uso do solo, devido à maior sensibilidade dessas frações frente ao manejo (Cambardella e Elliott, 1992; Bayer et al., 2004). A utilização de sistemas de manejo que promovam diferentes aportes de biomassa vegetal pode ser identificada por meio da fração particulada da MOS, sendo possível esta ser utilizada como ferramenta para avaliar a qualidade do solo, principalmente em um curto período de tempo (Conceição et al., 2005; Rossi et al., 2012). Apesar da importância da determinação desta fração, ainda são poucos os trabalhos com fracionamento físico em solos do cerrado. Desta forma, torna-se necessário identificar as suas diferentes frações, bem como suas formas de proteção sob vegetação natural e diferentes sistemas de manejo (Figueiredo et al., 2010).

Outro método que pode auxiliar nos estudos das substâncias húmicas do solo é a espectroscopia na região do ultravioleta-visível (UV-visível) (Kumada, 1987). Entre as informações obtidas por esta análise, destaca-se a inferência sobre o grau de humificação. Esta análise consiste na avaliação espectral e massa molar das substâncias húmicas em comprimento de ondas, 465 e 665 nm, obtendo-se a relação E₄/E₆ (465 nm / 665 nm). Razões E₄/E₆ baixas (1 a 4) significam constituintes aromáticos mais humificados, enquanto razões altas (acima de 5) indicam estruturas alifáticas menos humificadas (Primo et al., 2011). Desta forma, tais resultados podem discriminar solos submetidos a diferentes manejos, ou condições naturais, pois segundo Kumada (1987), a absorção de luz aumenta com a elevação no conteúdo de C orgânico do solo.

Diversos trabalhos na literatura tem demonstrado que solos sob vegetação nativa de cerrado por apresentarem aporte constante de resíduos vegetais e não perturbação do sistema, geralmente apresentam maiores EstC total e das frações químicas e físicas da MOS (Siqueira Neto et al., 2010; Figueiredo et al., 2010; Silva et al., 2011). No entanto, no que se refere as pastagens, o manejo adotado nessas áreas determinam a qualidade e quantidade da MOS, ou seja, áreas onde à ausência de manejo e manutenção da produtividade, normalmente apresentam níveis de MOS abaixo dos encontrados originalmente em vegetação nativa (Silva et al., 2004; Siqueira Neto et al., 2009).

Desta forma, o objetivo deste capítulo foi avaliar a influência de áreas de pastagem, cerrado nativo e SPD com diferentes anos de implantação sobre as frações qualitativas da matéria orgânica do solo (MOS), através do fracionamento químico e físico da MOS e análise espectroscópica na região do ultravioleta-visível do ácido húmico.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Localização, clima e solo da área de estudo

A descrição da área de estudo está apresentada no item 3.2.1 do Capítulo I.

4.4.2 Sistemas avaliados e histórico de uso

A descrição dos sistemas avaliados está apresentada no item 3.2.2 do Capítulo I.

4.4.3 Amostragem de solo

A descrição da amostragem está apresentada no item 3.2.3 do Capítulo I.

4.4.4 Análises realizadas

a) Fracionamento químico da MOS

Para o fracionamento químico da MOS foi utilizada a técnica de solubilidade diferencial (Dabin, 1976), segundo modificação de Benites et al. (2003). As frações da matéria orgânica foram identificadas, segundo os termos estabelecidos pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas, em fração ácido fúlvico (FAF), fração ácido húmico (FAH) e fração humina (Hum). Foi calculado o estoque de carbono das frações húmicas pelo método de massa equivalente (Sisti et al., 2004). Para o presente estudo, considerou-se como referência, as massas de solo das camadas correspondentes do cerrado, a qual representa a condição original do solo.

b) Fracionamento físico granulométrico da MOS

Foi realizado o fracionamento granulométrico da MOS (Cambardella e Elliott, 1993), obtendo-se o carbono orgânico particulado (CO_p) e carbono orgânico associado aos minerais (CO_{am}). Para isso, foi utilizado 20 g de TFSA e 60 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5g L⁻¹) foram agitados durante 15 horas em agitador horizontal. A seguir, a suspensão foi passada por peneira de 53 µm. O material retido na peneira (CO_p) foi seco em estufa a 50°C, quantificado em relação a sua massa, moído em gral de porcelana e analisado em relação ao teor de C por combustão seca por um analisador C/H/N/S (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Alemanha). O CO_{am} foi obtido a partir da diferença ente C total e CO_p. Também foi calculado o estoque de carbono particulado (EstCO_p) e do carbono associado aos minerais (EstCO_{am}) pelo método de massa equivalente (Sisti et al., 2004).

c) Relação E₄/E₆ dos ácidos húmicos

A análise espectroscópica na região do ultravioleta-visível do ácido húmico foi realizada com auxílio de um espectrofotômetro digital modelo 22 pc, da marca Spectrumlab, na faixa do visível para determinação das absorvâncias em 465 e 665 nm. Para determinação da relação E₄/E₆, foi dividida a absorvância em 465 nm pela obtida em 665 nm. (Kumada, 1987). Vale ressaltar que o ácido húmico extraído do solo das áreas estudadas não passou por nenhum tipo de purificação antes da análise espectroscópica na região do ultravioleta-visível.

4.4.5 Análises estatísticas

Para todos os dados em cada profundidade, foi feita a avaliação da normalidade dos dados (Kolmogorov-Smirnov - Ks), homogeneidade das variâncias dos erros pelo Teste de Cochran (Coch). Posteriormente, os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F e os valores médios comparados entre si pelo teste de Tukey a 5%, com auxílio do programa ASSISTAT (Silva e Azevedo, 2002).

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1 Carbono e estoque de C das frações húmicas

Dentre as frações da MOS, a humina (Hum) foi a que se apresentou em maiores teores e estoques em relação às demais, independente da área estudada e profundidades analisadas (Tabela 6). Em diversos estudos em solos tropicais também se observou predomínio do carbono da fração humina em relação às outras frações (Assis et al., 2006; Rossi et al., 2012). Os elevados valores de carbono da Hum podem estar relacionados ao tamanho das moléculas e ao maior grau de estabilidade desta fração (Fontana et al., 2006). Segundo Fontana et al. (2006) as FAF e FAH, por apresentarem menor estabilidade, podem ser translocadas para camadas mais profundas, serem polimerizadas ou mineralizadas, e diminuir, assim, seu teor residual no solo.

Tabela 6. Carbono da fração humina (Hum), ácido fúlvico (FAF) e ácido húmico (FAH) e relação ácido húmico e ácido fúlvico (FAH/FAF) nos diferentes sistemas de uso do solo.

Sistemas avaliados	Carbono das frações húmicas (g kg ⁻¹)			FAH/FAF
	Hum	FAF	FAH	
		0,0-5,0 cm		0,0-5,0 cm
CE	17,10 a*	5,20 a	5,36 b	1,03 c
PA	9,75 c	2,84 d	4,72 d	1,66 a
SPD3	9,87 c	2,85 d	4,71 d	1,65 a
SPD15	16,11 b	3,25 c	4,90 c	1,51 ab
SPD20	16,28 b	3,89 b	5,81 a	1,49 b
C.V.(%)	2,36	1,85	0,78	3,70
		5,0-10,0 cm		5,0-10,0 cm
CE	13,57 a	3,80 a	5,63 b	1,47 a
PA	6,02 c	2,94 c	4,50 d	1,53 a
SPD3	6,09 c	2,96 c	4,50 d	1,51 a
SPD15	11,03 b	3,19 b	4,86 c	1,52 a
SPD20	11,26 b	3,76 a	5,77 a	1,53 a
C.V.(%)	2,76	1,94	1,22	2,28
		10,0-20,0 cm		10,0-20,0 cm
CE	11,00 a	3,53 ab	5,82 a	1,64 a
PA	4,92 c	2,95 c	4,52 c	1,53 a
SPD3	4,96 c	2,98 c	4,54 c	1,53 a
SPD15	10,83 b	3,41 b	5,17 b	1,51 a
SPD20	10,38 b	3,63 a	5,86 a	1,61 a
C.V.(%)	1,81	2,21	2,11	3,18

*Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%.

Os menores teores de C das frações húmicas foram observados para as áreas de PA e SPD3 (Tabela 6). Esses resultados podem estar relacionados aos históricos de uso de cada área, pois ambas as áreas (PA e SPD3) foram utilizadas como pastagem degradada por 20 anos, o que conseqüentemente pode ter contribuído para a redução dos teores de carbono das frações húmicas.

Através da análise da Tabela 6, observa-se para todas as profundidades analisadas que a área de CE apresentou os maiores teores Hum, e que as áreas SPD15 e SPD20 apresentaram teores de Hum semelhantes entre si e superiores as áreas SPD3 e PA (Tabela 6). Todavia, quando se considera o estoque de carbono da fração humina, observa-se que este padrão é

alterado, ou seja, as áreas SPD15 e SPD20 possuem estoques semelhantes ao CE e superiores as demais áreas (Figura 7). Estes resultados demonstram com o decorrer do tempo de adoção do SPD pode-se aumentar os valores do estoque de carbono da fração humina, sendo que maiores valores de carbono na Hum, na maioria das vezes implicam em maior expressão das propriedades da fração coloidal da matéria orgânica, tais como: retenção de água, melhoria na agregação do solo e maior retenção de cátions; características de grande importância quando se trata do cultivo de sistemas sustentáveis de produção (Souza e Melo, 2003).

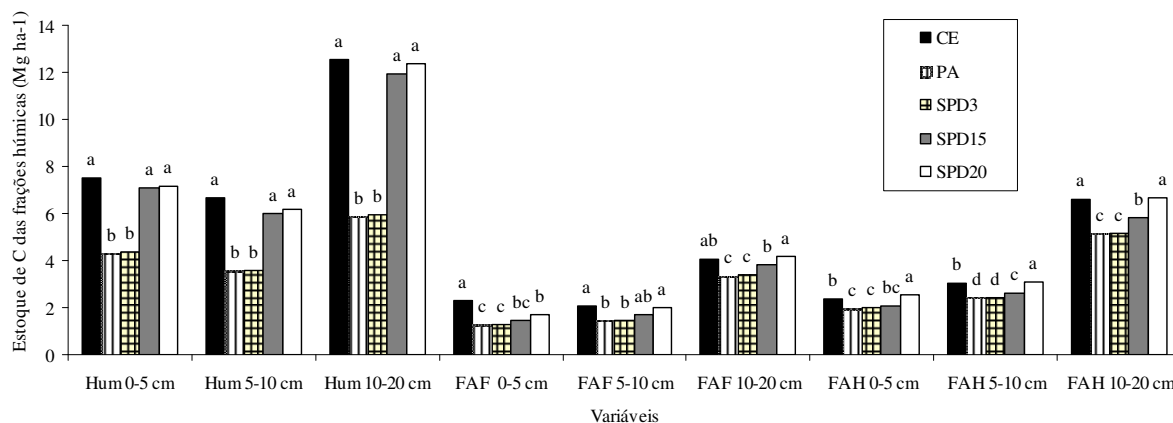


Figura 7. Estoque de carbono da fração humina (Hum), ácido fúlvico (FAF) e ácido húmico (FAH) em diferentes profundidades do perfil do solo dos sistemas de manejo. Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%.

Já em relação aos teores e estoques de carbono da FAF, constata-se o aumento desta fração em função do tempo de implantação do SPD, sendo que a área de SPD20 nas profundidades de 5-10 e 10-20 cm apresentou quantidades semelhantes desta fração em relação à área de CE (Tabela 6 e Figura 7). Com o mesmo padrão observado para o C-FAF, os teores e estoques de carbono da fração ácido húmico FAH aumentam com o tempo de implantação do SPD; porém, verificou-se que a área de SPD20 apresentou teores e estoques de FAH superiores (0-5 e 5-10 cm), mais próximos (10-20 cm) da área de CE (Tabela 6 e Figura 7).

De maneira geral, pode-se observar entre as áreas de SPD, que está ocorrendo um aumento das frações estáveis da MOS em função do tempo de adoção do SPD, e que a distribuição do carbono das frações húmicas está seguindo o sentido das frações mais lábeis (ácido fúlvico) para as mais estáveis (ácido húmico e humina). A partir do padrão observado, pode-se inferir que o não revolvimento do solo, bem como o constante aporte de resíduos vegetais de diferentes relações C/N na superfície do solo, esta favorecendo a humificação da MOS em função do tempo de implantação do SPD. De acordo com Loss et al. (2010) áreas em SPD, pelo menor revolvimento do solo e, conseqüentemente, preservação dos resíduos vegetais em sua superfície, promovem condições que favorecem o aumento dos teores e estoques de FAH em detrimento ao FAF. Outra justificativa seria uma conversão rápida de ácidos fúlvicos em ácidos húmicos neste sistema.

A relação FAH/FAF só apresentou diferença estatística entre as áreas de estudo na profundidade de 0-5 cm, sendo observado o menor valor dessa relação na área de CE, constatando-se diminuição do valor desta relação em função do tempo de implantação do SPD (Tabela 6). A relação FAH/FAF foi usada por Kononova (1982) como um indicador da qualidade do húmus, pois expressa o grau de evolução do processo de humificação da matéria

orgânica. Em solos tropicais, normalmente, esta razão é inferior a 1 devido à menor intensidade do processo de humificação, condensação e síntese, atribuídas à intensa mineralização dos resíduos, restrições edáficas e ao baixo conteúdo de bases trocáveis à atividade biológica nos solos mais intemperizados (Canellas et al., 2002). A área de CE apresentou relação FAH/FAF na camada superficial do solo próxima de 1,03, o que segundo alguns autores (Ebeling et al., 2004; Giácomo et al., 2008) caracteriza material de qualidade ótima, que permitiria o estabelecimento de atributos físicos e químicos favoráveis ao desenvolvimento de plantas.

Já em relação às áreas de SPD, observa-se uma tendência de redução da relação FAH/FAF em função do tempo de implantação. Isso indica que, nestas áreas, há predomínio de ácidos húmicos em relação aos ácidos fúlvicos, apresentando um material orgânico mais estável. A manutenção de maiores teores de C-FAH em detrimento aos teores de C-FAF evidencia solos mais preservados, de manejo mais conservacionista (Canellas et al., 2003).

4.5.2 Teores e estoques de C das frações granulométricas da MOS

Quanto ao fracionamento granulométrico, não foi observada diferença estatística entre as áreas avaliadas para o carbono orgânico particulado (COp) na profundidade de 10-20 cm e para o estoque de carbono orgânico particulado (EstCOp) na profundidade de 5-10 e 10-20 cm. Porém, nas demais profundidades, o COp (0-5 e 5-10 cm) e o EstCOp (0-5 cm) estão reduzindo em função do tempo de implantação das áreas de SPD, sendo que as áreas SPD15 e SPD20 apresentam valores de COp inferiores a área de CE (Tabela 7). Ao contrário do observado para o COp e EstCOp, o carbono associado aos minerais (COam) e estoque de carbono associado aos minerais (EstCOam) estão aumentando em função do tempo de implantação do SPD nas profundidades analisadas (Tabela 7).

Segundo Figueiredo et al. (2010), na dinâmica das frações lábeis e estáveis da MOS sob sistemas de manejo e cerrado nativo, há uma correlação negativa entre COp e COam, indicando que os processos de formação destas frações ocorre de maneira inversa. Ou seja, para que se tenha maiores teores de COam no solo é necessário que ocorra maior decomposição (diminuição) dos teores de COp para posterior associação com os minerais do solo nos tamanhos silte e argila. Neste estudo este padrão foi observado, e verificou-se que em função do tempo de implantação do SPD os teores e estoques de COp tendem a diminuir paralelo ao aumento dos teores e estoques de COam. De maneira geral, pode-se constatar que resultados obtidos para os teores e estoques de COam e para as frações húmicas (FAH, FAF e Hum) da MOS são concordantes, demonstrando que em função do tempo de implantação do SPD está ocorrendo um aumento das frações mais estáveis das substâncias húmicas e das frações físicas da MOS (COam).

Tabela 7. Teores e estoques de C das frações granulométricas da MOS e porcentagem dessas frações em relação ao carbono total ou estoque de C (%C) nos diferentes sistemas de uso do solo.

Sistemas avaliados	Frações granulométricas de carbono (g kg ⁻¹)				Estoque de C das frações granulométricas (Mg ha ⁻¹)			
	COp	%C	COam	%C	EstCOp	%C	EstCOam	%C
	0,0-5,0 cm				0,0-5,0 cm			
CE	8,28 a	26,88	22,48 b	73,12	3,59 a	26,51	9,94 b	73,49
PA	5,40 ab	35,06	10,05 c	64,94	3,56 ab	52,50	4,40 c	47,50
SPD3	5,55 ab	34,90	10,42 c	65,10	2,72 ab	38,63	4,59 c	61,37
SPD15	4,21 b	14,22	25,44 b	85,78	2,38 b	18,20	11,23 ab	81,80
SPD20	4,27 b	12,59	29,69 a	87,41	2,41 b	16,10	13,09 a	83,90
C.V.(%)	25,97	-	7,55	-	22,07	-	13,09	-
	5,0-10,0 cm				5,0-10,0 cm			
CE	5,20 a	14,40	30,86 a	85,60	2,58 a	14,44	15,28 a	85,56
PA	4,23 ab	30,00	9,85 c	70,00	2,55 a	35,32	4,94 b	64,68
SPD3	4,42 ab	28,70	11,01 c	71,30	2,49 a	32,29	5,37 b	67,71
SPD15	4,11 b	15,16	23,00 b	84,84	2,28 a	16,54	11,71 a	83,46
SPD20	4,19 b	15,69	22,53 b	84,31	2,31 a	16,61	11,81 a	83,39
C.V.(%)	7,24	-	2,97	-	16,11	-	15,73	-
	10,0-20,0 cm				10,0-20,0 cm			
CE	3,77 a	11,81	28,11 a	88,19	4,30 a	11,83	32,04 a	88,17
PA	3,43 a	28,48	8,60 c	71,52	4,27 a	29,90	10,14 c	70,10
SPD3	3,72 a	29,76	8,78 c	70,24	4,23 a	28,23	10,56 c	71,77
SPD15	3,61 a	14,21	21,79 b	85,79	4,13 a	14,02	25,19 b	85,98
SPD20	3,38 a	13,62	21,41 b	86,38	4,24 a	14,86	24,56 b	85,14
C.V.(%)	5,10	-	4,66	-	5,98	-	4,36	-

*Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%.

4.5.3 Relação E₄/E₆ dos ácidos húmicos

Observa-se que está ocorrendo um aumento da relação E₄/E₆ em função do tempo de implantação do SPD, onde as áreas SPD15 e SPD20 apresentaram relações E₄/E₆ semelhantes entre si e superiores às demais áreas analisadas (Tabela 8).

Tabela 8. Relação E₄/E₆ de ácidos húmicos da camada de 0-5 cm do solo nos diferentes sistemas de manejo.

Sistemas avaliados	Relação E ₄ /E ₆
CE	3,10 d*
PA	4,08 c
SPD3	4,47 b
SPD15	5,10 a
SPD20	5,18 a
C.V.(%)	3,19

* Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre as áreas avaliadas pelo teste Tukey a 5%.

Diante dos resultados da relação E₄/E₆ dos ácidos húmicos, pode-se inferir que está havendo um aumento de cadeias alifáticas em função do tempo de implantação do SPD. Resultados semelhantes foram relatados por Rosa et al. (2008) onde ao avaliar diferente sistemas de manejo, os autores constataram que o SPD apresentou valores entre 4,7 e 5,9,

demonstrando possuir FAH com estruturas menos condensadas e/ou de estruturas micelares menores. Segundo Kononova (1982) altos valores desta relação indicam a presença de compostos com maior quantidade de cadeias alifáticas, enquanto, baixos valores indicam a presença de compostos com cadeias aromáticas. Sendo assim, pode-se observar também que os ácidos húmicos provenientes da área de CE e PA apresentam maior quantidade de compostos aromáticos que as áreas de SPD.

De acordo com Ceretta et al. (2008) em sistemas de culturas com menor aporte de C, onde ao longo do tempo a decomposição da matéria orgânica é maior que à adição de carbono, são mantidas no solo, predominantemente, formas mais humificadas da matéria orgânica, portanto, o valor da relação E_4/E_6 é menor. Esta consideração explica perfeitamente o comportamento dos dados obtidos neste trabalho, pois se observa que a relação E_4/E_6 e teor de C aumentam em função do tempo de implantação do SPD e que a área de PA por estar em estágio avançado de degradação apresenta menores teores de C e relação E_4/E_6 dos ácidos húmicos.

4.6 CONCLUSÕES

A área de pastagem apresentou os menores teores e estoques das frações húmicas, CO_{am} e relação E₄/E₆, demonstrando estar em um estágio avançado de degradação em relação às demais áreas avaliadas.

Os teores e estoques de carbono das frações húmicas, aumentaram em função do tempo de implantação do sistema de plantio direto (SPD) em todas as profundidades analisadas, na seguinte ordem: FAF < FAH < FHUM.

O teores e estoques de CO_p estão reduzindo, enquanto há o aumento de CO_{am} em função do tempo de adoção do SPD.

Verifica-se aumento da relação E₄/E₆ dos ácidos húmicos em função do tempo de implantação do SPD, demonstrando um aumento de estruturas alifáticas. Já as áreas de cerrado e pastagem apresentam menores valores de relação E₄/E₆ em comparação as áreas de SPD, o que indica maior grau de condensação de constituintes aromáticos.

5 CAPÍTULO III

FRAÇÕES OXIDÁVEIS DO CARBONO EM LATOSSOLO VERMELHO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO³

³ Capítulo publicado na forma de artigo na Revista Ciência Agronômica, v.44, n.02, 2013.

5.1 RESUMO

Objetivou-se com este capítulo avaliar as frações oxidáveis de C orgânico em um Latossolo Vermelho em área de cerrado sob sistema de plantio direto (SPD) com diferentes anos de implantação, e compará-las a áreas de cerrado nativo e pastagem. O delineamento utilizado foi inteiramente casualizado, com cinco repetições. Os tratamentos consistiram de cinco áreas: cerrado nativo “*stricto sensu*” (CE); pastagem plantada (PA) com *Brachiaria decumbens*; SPD com 3 anos de implantação (SPD3); SPD com 15 anos de implantação (SPD15) e SPD com 20 anos de implantação (SPD20). Verifica-se aumento no índice de manejo de carbono (IMC) em função do tempo de implantação do SPD. De maneira geral, verifica-se aumento das frações lábeis e estáveis da MOS em função do tempo de implantação do SPD, sendo que as áreas SPD15 e SPD20 apresentam teores de C dentre as frações semelhantes e/ou superiores respectivamente a área de CE. Independentemente da área avaliada, observa-se que há predomínio das frações mais estáveis da MOS (F3+F4). A área de PA devido a um manejo inadequado apresenta-se em estágio de degradação mais avançado quando comparado as demais áreas, pois se observa uma grande redução dos teores de C total, C das frações mais lábeis e estáveis da MOS, bem como menores valores de IMC.

Palavras-chave: Sistema plantio direto. Pastagem. Matéria orgânica do solo. Carbono lábil.

5.2 ABSTRACT

The objective of this chapter to evaluate the fractions oxidizable organic C in an Oxisol in savannah area under no-tillage (NT) with different years of implementation, and compare them to areas of native vegetation and pasture. The experimental design was completely randomized with five replicates. Treatments consisted of five areas: native cerrado "*strict sense*" (CE); planted pasture (PA) with *Brachiaria decumbens*; NT with 3 years of establishment (NTS 3); NT with 15 years of implantation (NTS 15) and NT with 20 years deployment (NTS 20). There is an increase in the index management carbon (IMC) vs. time of implantation of the NT. In general, there is increased labile and stable MOS vs. time of implantation of the NT, while the areas NTS 15 and NTS 20 present among the C content similar fractions and/or respectively the upper area of CE. Regardless of the area evaluated, it is observed that there is a predominance of the more stable MOS fractions (F3 + F4). The area of PA due to an inadequate management comes in more advanced stage of degradation when compared to other areas, as can be seen a large reduction in the levels of total C, C of more labile and stable MOS and lower values IMC.

Key words: No-tillage system. Pasture. Soil organic matter. Labile carbon.

5.3 INTRODUÇÃO

O sistema de plantio direto (SPD) surge no cerrado em 1981 como uma alternativa para minimizar os impactos causados ao solo, pelas diferentes formas de uso, pois segundo Carvalho et al. (2010) a manutenção de resíduos vegetais na superfície, somada à ausência de revolvimento do solo, princípios básicos da adoção do SPD, além de reduzir a emissão de CO₂ para a atmosfera, contribui para o aumento do estoque de C e N no solo, trazendo ainda outros benefícios, tais como: o aumento da diversidade microbiana, melhoria da fertilidade e dos atributos físicos do solo (Six et al., 2002; Foley et al., 2005).

Além das mudanças na quantidade de matéria orgânica em solos (MOS) cultivados, também têm sido observadas alterações na sua qualidade, e notadamente no grau de oxidação e labilidade (Blair et al., 1995; Shang e Tiessen, 1997). Estudos têm mostrado que o desmatamento e cultivo dos solos, além de promover perdas acentuadas de carbono, contribuem para a redução das frações orgânicas de maior labilidade, o que implica em aumento do já elevado grau de aromaticidade da MOS (Silva et al., 1999).

Para a avaliação das diferentes frações de oxidação do C do solo, Chan et al. (2001) introduziram uma modificação no método clássico de determinação do C desenvolvido por Walkley e Black (1934). No método original, o C era determinado por uma única concentração de ácido sulfúrico (12 mol L⁻¹). Com a modificação proposta por Chan et al. (2001), foi possível separar quatro frações com graus decrescentes de oxidação, por meio da utilização de concentrações crescentes de ácido sulfúrico, sendo as frações denominadas de F1, F2, F3 e F4, correspondendo, respectivamente, às concentrações de 3, 6, 9 e 12 mol L⁻¹ de ácido sulfúrico.

As frações F1 e F2 estão associadas com a disponibilidade de nutrientes e com a formação de macroagregados (Blair et al., 1995; Chan et al., 2001) sendo a fração F1 a de maior labilidade no solo e altamente correlacionada com a fração leve livre da MOS (Maia et al., 2007). Já as frações F3 e F4 estão relacionadas a compostos de maior estabilidade química e massa molar, oriundos da decomposição e humificação da MOS. A fração F4 é a mais resistente no solo, sendo denominada de “compartimento passivo” nos modelos de simulação da MOS, com tempo de reciclagem de até 2.000 anos (Chan et al., 2001).

Em um sistema integrado de produção busca-se ter um balanço de C nas frações oxidáveis, com as mesmas proporções de C entre as frações, sendo parte de matéria orgânica facilmente decomponível para mineralização dos nutrientes e outra parte mais resistente no solo para melhoria e, ou, manutenção das propriedades físicas do solo (Loss et al., 2009a).

Através dos resultados das frações oxidáveis (F1, F2, F3 e F4) pode-se calcular índices que indicam alterações qualitativas e quantitativas do carbono orgânico do solo. Tais índices tornam-se eficientes para predizer a qualidade de sistemas de manejo do solo (Blair et al., 1995). Os principais índices calculados são o índice de compartimento de carbono (ICC), índice de labilidade (IL) e o índice de manejo do carbono (IMC). O ICC e o IL indicam respectivamente em relação à vegetação referência, se um sistema de manejo esta aumentando ou reduzindo os teores e a labilidade do C total. Já o IMC também é calculado em relação a uma vegetação de referência, para a qual é definida valor de IMC = 100. Desta forma, valores de IMC abaixo ou acima de 100, representam respectivamente, redução e aumento no conteúdo de carbono por um sistema de manejo em relação à vegetação de referência.

Em função da escassez de resultados referentes aos efeitos da adoção do SPD sobre o grau de oxidação da MOS, tornam-se necessários estudos que avaliem a distribuição destas frações neste sistema com o objetivo de demonstrar o impacto da interferência da atividade no ecossistema, e/ou determinar a qualidade do solo nestas áreas em médio e longo prazo.

A partir do exposto, objetivou-se com este trabalho avaliar as frações oxidáveis de C orgânico no solo em áreas de cerrado sob sistema de plantio direto com diferentes anos de implantação, e compará-las a áreas de cerrado nativo e pastagem.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

5.4.1 Localização, clima e solo da área de estudo

A descrição da área de estudo está apresentada no item 3.2.1 do Capítulo I.

5.4.2 Sistemas avaliados e histórico de uso

A descrição dos sistemas avaliados está apresentada no item 3.2.2 do Capítulo I.

5.4.3 Amostragem de solo

A descrição da amostragem está apresentada no item 3.2.3 do Capítulo I. No entanto, ressalta-se que neste capítulo foram avaliadas apenas as profundidades de 0,00-0,05 e 0,05-0,10 cm.

5.4.4 Análises realizadas

a) Frações oxidáveis do C

Amostras de 0,3 g de solo foram acondicionadas em frasco erlenmeyer de 250 mL, onde adicionaram-se 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 0,167 mol L^{-1} e quantidades de H_2SO_4 p.a., correspondentes às concentrações de 3, 6, 9 e 12 mol L^{-1} . A oxidação foi realizada sem fonte externa de calor e a titulação dos extratos foi feita com uma solução de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ 0,4 mol L^{-1} , utilizando-se como indicador a fenantrolina ($C_{12}H_8N_2H_2O$), preparada em função da mistura de 1,465 g de indicador com 0,985 g de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$, que foram dissolvidos em 100 mL de água destilada. O fracionamento do C produziu quatro frações, com graus decrescentes de oxidação:

- Fração 1 (F1): C oxidado por $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido de 3 mol L^{-1} de H_2SO_4 .
- Fração 2 (F2): diferença do C oxidado por $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido com 6 e 3 mol L^{-1} de H_2SO_4 .
- Fração 3 (F3): diferença do C oxidado por $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido com 9 e 6 mol L^{-1} de H_2SO_4 .
- Fração 4 (F4): diferença do C oxidado por $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido com 12 e 9 mol L^{-1} de H_2SO_4 .

b) Cálculos dos índices

O teor de C na fração F1 foi considerado como carbono lábil (C_L) do solo (Rangel et al., 2008), enquanto que o carbono não-lábil (C_{NL}) foi obtido por diferença ($C_{NL} = C - C_L$). Os teores de carbono total (C) do solo foram determinados por combustão seca por analisador CHNS e utilizados no cálculo da relação C_L/C , do Índice de Compartimento de Carbono (ICC). Tendo como base as variações nos teores de C do solo da área de referência (mata nativa) e do solo cultivado com pastagem e SPD, foram calculados os seguintes índices: $ICC = C_{cultivado} / C_{referência}$, Labilidade (L) = C_L / C_{NL} , Índice de Labilidade (IL) = $L_{cultivado} / L_{referência}$ e o Índice de Manejo de Carbono (IMC) = $ICC \times IL \times 100$, de acordo com Blair et al. (1995).

5.4.5 Análises estatísticas

Para todos os dados em cada profundidade, foi feita a avaliação da normalidade dos dados (Lilliefors), homogeneidade das variâncias dos erros pelo Teste de Cochran e Bartlett. Posteriormente, os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F e os valores médios comparados entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade, com auxílio do programa ASSISTAT (Silva e Azevedo, 2002).

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.5.1 Frações oxidáveis de carbono orgânico, carbono não-lábil (CNL) e proporção de carbono lábil/C total (CL/C)

Observa-se nas camadas 0 – 0,05 e 0,05 - 0,10 cm que a fração F1 (carbono lábil) aumentou em função do tempo de implantação do SPD, e que as áreas SPD15 e SPD20 apresentaram valores desta fração semelhantes à vegetação de cerrado e superiores a área de PA (Tabela 9). A fração F2 na camada de 0 – 0,05 cm apresentou valores semelhantes ao que foi discutido anteriormente para a fração F1, porém na camada de 0,05 - 0,10 cm não foram encontradas diferenças estatísticas entre as áreas avaliadas. Através da Tabela 9, também se pode constatar que a fração F3 em ambas as profundidades analisadas também aumentou em função do tempo de implantação do SPD, sendo os valores encontrados na área de SPD20 superiores a área de CE. Já em relação à fração F4, em ambas as profundidades analisadas as áreas SPD15, SPD20 e CE apresentaram resultados semelhantes entre si e superiores as áreas de PA e SPD3. Constatou-se aumento de carbono não-lábil (C_{NL}) em função do tempo de implantação do SPD, sendo a área de SPD20 superiores as demais áreas avaliadas na profundidade de 0 – 0,05 cm do solo. Porém, na camada de 0,05 - 0,10 cm do solo, a área de CE foi a que apresentou maior valor de C_{NL} , seguidas das áreas SPD15 e SPD20 que foram semelhantes entre si e superiores as áreas de PA e SPD3 (Tabela 9). Nota-se ainda pela Tabela 9 que não houve diferença estatística entre as áreas avaliadas para a proporção de carbono lábil/C total (C_L/C) na profundidade de 0 – 0,05 cm, contudo, na profundidade de 0,05 - 0,10 cm a área SPD20 apresentou maior proporção C_L/C quando comparada as demais.

Tabela 9 - Frações oxidáveis de carbono orgânico, carbono não-lábil (C_{NL}) e proporção de carbono lábil/C total (C_L/C) nos diferentes sistemas de uso do solo.

Sistemas avaliados	Frações oxidáveis de carbono ($g\ kg^{-1}$)				C_{NL} ($g\ kg^{-1}$)	C_L/C (%)
	F1 (C_L)	F2	F3	F4		
0 – 0,05 cm						
CE	7,50 ab*	3,00 ab	6,66 b	11,50 a	23,26 b	24,37 a
PA	3,83 c	1,16 c	4,00 c	6,33 b	11,61 c	24,68 a
SPD3	3,83 c	1,00 c	4,16 c	6,66 b	12,14 c	24,05 a
SPD15	6,16 b	2,17 b	7,83 b	10,83 a	23,49 b	20,79 a
SPD20	8,66 a	3,50 a	10,33 a	11,33 a	25,29 a	25,52 a
C.V.(%)	8,60	16,85	11,40	12,06	3,84	9,27
0,05 - 0,10 cm						
CE	8,83 ab	2,16 a	6,66 b	9,16 a	28,56 a	20,78 b
PA	5,00 c	1,17 a	4,33 c	3,83 b	10,25 c	27,14 b
SPD3	5,16 c	1,17 a	4,66 c	4,33 b	11,59 c	24,86 b
SPD15	6,66 b	1,50 a	6,33 b	7,83 a	20,95 b	22,75 b
SPD20	8,66 a	2,33 a	8,50 a	7,50 a	18,05 b	32,42 a
C.V.(%)	6,78	27,93	10,58	11,00	3,57	10,28

*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%.

De maneira similar ao observado para os teores de C total, de maneira geral as áreas de PA e SPD3 foram as que apresentaram os menores teores de C em relação às demais avaliadas para as frações F1, F2, F3, F4 e C_{NL} . Tais resultados demonstram que a área de PA devido a um manejo inadequado, apresenta-se em estágio de degradação mais avançado, sendo este um reflexo do manejo adotado, pois quando comparada a área de CE, verifica-se que esta área apresenta uma grande redução dos teores de C das frações mais lábeis e estáveis da MOS. De acordo com Rangel et al. (2008) estas reduções no conteúdo de C total e as

mudanças na composição da matéria orgânica comprometem a sustentabilidade do agroecossistema, uma vez que a maior disponibilidade, no solo, de compostos orgânicos pode aumentar a capacidade de troca catiônica (Pavinato e Rosolem, 2008; Pires et al., 2008), a atividade microbiana (Scherer et al., 2007; Assis Junior et al., 2003), diminuir os efeitos negativos do alumínio tóxico (Ciotta et al., 2002; Lima et al., 2007) e reduzir a adsorção de grupamentos fosfatos aos colóides dos solos (Souza et al., 2006; Pavinato e Rosolem, 2008).

Os 20 anos de PA que antecederam a implantação do SPD na área SPD3, podem ser a razão da semelhança dos resultados observados entre esta área e a de PA (Tabela 9), visto que com o decorrer do tempo de implantação do SPD (SPD15 e SPD20) verifica-se o aumento do conteúdo de C das frações F1, F2, F3, F4 e C_{NL} . Em alguns casos os valores quantificados chegam a ser semelhantes ou até mesmo superiores aos observados na área de CE.

O aumento das frações F1 e F2 em função do tempo de implantação do SPD, bem como as semelhanças observadas entre as áreas SPD15 e SPD20 e a área de CE, ocorrem devido ao constante aporte de resíduos vegetais em diferentes quantidades e qualidades na superfície do solo em SPD, o que com o passar do tempo promove modificações no conteúdo e na qualidade da MOS. Em estudos sobre o fracionamento do carbono orgânico do solo Blair et al. (1995), Chan et al. (2001), Rangel et al. (2008) indicam que os maiores teores de carbono na fração F1 e F2 tendem a ser encontrados nas áreas onde há aporte de matéria orgânica via resíduos vegetais, sendo este aumento relacionado, principalmente, à fração leve livre da MOS (Maia et al., 2007).

Através dos resultados observados para a fração F1 (C_L), verifica-se a habilidade desta fração em mostrar as mudanças promovidas pelos sistemas de manejo avaliados. Desta forma, este atributo é de grande importância na avaliação da qualidade do solo em áreas de sistema de plantio direto em função do seu tempo de implantação. Resultados semelhantes foram encontrados por Rangel et al. (2008) onde verificaram que o C_L apresentou maior potencial em avaliar o impacto de diferentes sistemas de adensamento e manejo do cafeeiro sobre os compartimentos de matéria orgânica do solo. Majumder et al. (2008) ao avaliarem as frações de C oxidáveis em sistema de cultivo com arroz e milho por 19 anos na Índia concluíram que a fração F1 pode ser considerada um bom indicador de sustentabilidade do sistema, uma vez que foram altamente correlacionadas com a produtividade das culturas de milho e arroz.

As frações F3 e F4 aumentaram da área SPD3 para a SPD15 anos, sendo os valores quantificados na área SPD15 semelhantes aos valores observados na vegetação de CE. A partir do exposto, pode-se inferir que 15 anos de SPD foi um tempo necessário para retornar as condições encontradas na área de CE. Este aumento das frações mais recalcitrantes (F3 e F4) em função do tempo de implantação do SPD, pode ter sido beneficiado pela manutenção de palhada, menor variação nos teores de umidade e temperatura, o que conseqüentemente, cria um ambiente favorável para a manutenção dos teores de MOS, com frações mais estáveis.

Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas avaliadas na porcentagem de C das frações F1+F2 e F3+F4 em relação ao C total, desta forma, pode-se constatar que independentemente da área e da profundidade avaliada, que as frações (F3+F4) representam em média 66,4% do C total, enquanto que as frações (F1+F2) compõem 33,6% do C total. Estes resultados indicam que sob estas condições edafoclimáticas as áreas avaliadas apresentam maior parte do C total distribuído nas frações F3 e F4 que estão relacionadas a compostos de maior estabilidade química e massa molar, oriundos da decomposição e humificação da MOS. Zech et al. (1990) menciona que em solos tropicais, naturalmente, a biodisponibilidade da matéria orgânica é menor, sendo elevada a presença de compostos orgânicos com muitos grupamentos aromáticos e carboxílicos.

Os maiores teores de C_{NL} da área SPD20 em relação ao CE demonstram que esta ocorrendo uma maior predominância de frações mais estáveis da MOS em função do tempo de implantação do SPD na profundidade de 0 – 0,05 cm. Pode-se considerar que o aumento

do C_{NL} torna-se de grande importância para a estabilidade do SPD, pois o C da fração não lábil apresenta uma ciclagem mais lenta em relação ao C lábil e, atua como reservatório de nutrientes e também na estabilização química dos microagregados do solo (Zech et al., 1997).

Nota-se na profundidade de 0,05 - 0,10 cm, que os dados de C_{NL} e C total relacionaram-se, onde a área de CE apresentou maiores conteúdos de C_{NL} e C total em relação aos demais sistemas de cultivo e que nas áreas de SPD15 e SPD20 o C_{NL} e C total são semelhantes entre si e superiores ao das áreas SPD3 e PA. Pode-se inferir que os menores teores de C das áreas SPD15 e SPD20 em relação a área de CE, podem ter ocasionado a menor concentração de C_{NL} destas áreas nesta profundidade. Desta forma, pode-se observar que nesta profundidade, as modificações na quantidade e qualidade da MOS promovidas pelo SPD não são tão expressivas, não tendo sido verificadas diferenças significativas. Pode-se inferir que o C_{NL} na profundidade de 0,05 - 0,10 cm apresenta uma maior resistência a modificações, em função da maior proteção oferecida pela profundidade, sendo que maiores alterações só serão verificadas quando houver sensíveis modificações nos teores de C total. Bremer et al. (1995) relatam que as alterações no C da fração lábil promovidas por mudanças no manejo são percebidas em curto período de tempo, enquanto na fração não lábil, as alterações no C somente serão observadas a longo prazo.

A ausência de diferença significativa dos dados da proporção de carbono lábil/C total na profundidade de 0 - 0,05 cm demonstra que os resultados de C_L (fração oxidável F1) aumentam em função do aumento do teor de C total em cada área avaliada, ou seja, cada área apresenta quantidades semelhantes de C_L em relação ao seu conteúdo de C total. Verifica-se que os teores de C_L são mais sensíveis para evidenciar as modificações que as áreas são submetidas. Na profundidade de 0,05 - 0,10 cm a área SPD20 apresentou maior porcentagem da relação carbono lábil/C total em relação às demais áreas, ou seja, independente do aumento do conteúdo de C total, o C_L tende a aumentar. Em geral os valores percentuais do C_L em relação ao C total foram semelhantes (25%) aos encontrados por Shang e Tiessen (1997) avaliando a labilidade do C em um Latossolo da Chapada do Araripe em Pernambuco e aos de Rangel et al. (2008) em Latossolo Vermelho em solo de mata na região de Machado-MG.

5.5.2 Índice de compartimento de carbono (ICC), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC)

Verificam-se em ambas as profundidades analisadas que o índice de compartimento de carbono (ICC) e o índice de manejo de carbono (IMC) aumentaram em função do tempo de implantação do SPD, sendo que nas áreas SPD15 e SPD20 foram superiores as áreas SPD3 e PA (Tabela 10). Ainda através da Tabela 10, observa-se que não houve diferença significativa para a labilidade e o índice de labilidade na profundidade de 0,00 - 0,05 cm, porém, na profundidade de 0,05 - 0,10 cm a área SPD20 apresentou o maior valor destas duas variáveis em relação às demais áreas que foram estatisticamente semelhantes.

O aumento do ICC em função do tempo de implantação do SPD indica que, em relação à referência (CE), o SPD está contribuindo para o aumento dos teores de C total, sendo que na profundidade de 0 - 0,05 cm na área SPD20 já foram atingidos teores de C semelhantes a área de CE. Os maiores valores de ICC das áreas SPD15 e SPD20 podem ser atribuídos ao constante e maior aporte de resíduos vegetais na superfície do solo, o que com o passar do tempo contribuiu para o aumento dos teores de MOS. No entanto, a área de PA por apresentar baixa produtividade, ausência de manejo, pastoreio intensivo e pequeno aporte de resíduos vegetais em relação ao CE e SPD15 e SPD20 apresentou os menores valores de ICC, o que indica que seus teores de C total foram reduzidos, ou seja, os valores de ICC foram menores que 1,0. Resultados semelhantes foram encontrados por Rangel et al. (2008) onde avaliaram um Latossolo Vermelho Distroférrico típico, cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio, no sul de Minas Gerais. Os autores constataram que os maiores e

menores valores de ICC foram encontrados nas áreas onde se observavam respectivamente maior e menor acúmulo de resíduos na superfície.

Tabela 10. Índice de compartimento de carbono (ICC), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC), nas profundidades de 0,00 – 0,05 e 0,05 - 0,10 cm sob diferentes sistemas de manejo.

Sistemas avaliados	Índices			
	ICC	L	IL	IMC
0 – 0,05 cm				
CE	--	0,32 a	--	--
PA	0,50 c*	0,33 a	1,02 a	51,46 c
SPD3	0,52 c	0,32 a	0,99 a	51,46 c
SPD15	0,96 b	0,26 a	0,82 a	78,52 b
SPD20	1,10 a	0,34 a	1,06 a	117,86 a
C.V.(%)	3,76	12,16	15,32	12,65
0,05 - 0,10 cm				
CE	--	0,26 b	--	--
PA	0,39 b	0,37 b	1,43 b	55,87 c
SPD3	0,43 b	0,33 b	1,27 b	54,42 c
SPD15	0,75 a	0,29 b	1,23 b	84,33 b
SPD20	0,74 a	0,48 a	1,83 a	135,95 a
C.V.(%)	4,58	13,59	13,46	12,08

* Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre as áreas avaliadas pelo teste Tukey a 5%.

Os resultados de L e IL relacionaram-se com a porcentagem de C_L/C em ambas as profundidades analisadas. Devido cada área apresentar quantidades semelhantes de C_L em relação ao seu conteúdo de C total (C_L/C), e estas variáveis serem utilizadas nos cálculos de L e IL, verifica-se semelhança estatística entre as áreas na profundidade de 0 – 0,05 cm. Porém, na profundidade de 0,05 - 0,10 cm a área SPD20 apresentou maiores resultados da relação C_L/C , L e IL em comparação as demais. Este padrão demonstra que esta área está proporcionando um ambiente menos oxidativo com maior proteção física da MOS, favorecendo uma maior proporção de C lábil em comparação ao C total, aumentando o IL. De maneira similar Blair et al. (1995) observaram em solos na Austrália que o não distúrbio do solo pelo SPD promove maior proporção de C lábil e por consequência maior labilidade do C.

O aumento dos valores do IMC em função do tempo de implantação do SPD, observado em ambas as profundidades na área SPD20, mostra que o manejo empregado neste local, com o não revolvimento do solo e aporte constante de resíduos vegetais, contribuiu para aumentar a capacidade de preservação e recuperação dos teores e/ou da qualidade das frações orgânicas. Rangel et al. (2008) ao avaliarem um Latossolo Vermelho Distroférico típico, cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio, no sul de Minas Gerais, também constataram que os maiores valores de IMC foram encontrados nas áreas com maior aporte de resíduos culturais do cafeeiro (folhas, galhos, resíduos da recepça, entre outros) e de biomassa de plantas invasoras.

A área de PA apresentou menores valores de IMC em relação às áreas mais antigas de SPD, demonstrando mais uma vez que o tipo de manejo adotado é extremamente prejudicial à qualidade do solo, levando esta área a um estágio avançado de degradação do solo.

5.6 CONCLUSÕES

Observa-se aumento nos teores de ICC e IMC em função do tempo de implantação do SPD.

De maneira geral, verifica-se aumento das frações lábeis e estáveis da MOS em função do tempo de implantação do SPD, sendo que as áreas SPD15 e SPD20 apresentam teores de C dentre as frações semelhantes e/ou superiores respectivamente a área de CE.

Independentemente da área avaliada, observa-se que há predomínio das frações mais estáveis da MOS (F3+F4).

6 CAPÍTULO IV

ADSORÇÃO DE P E FORMAS DE FERRO EM ÁREAS DE PLANTIO DIRETO NO BIOMA CERRADO⁴

⁴ Capítulo aceito para publicação na forma de artigo na Revista Acta Scientiarum Agronomy.

6.1 RESUMO

Este capítulo teve como objetivo avaliar a superfície específica da argila e as formas de ferro, extraídas com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (Fed), oxalato ácido de amônio (Feo) e pirofosfato de sódio (Fep) bem como a relação destas variáveis com os teores carbono orgânico total e a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP). Foram selecionadas para este estudo áreas sob SPD com diferentes tempos de adoção, a saber: SPD com 3 anos (SPD3); SPD com 15 anos (SPD15) e SPD com 20 anos (SPD20), sendo estas áreas comparadas a uma área de cerrado nativo “*stricto sensu*” (CE) e uma área de pastagem plantada de *Brachiaria decumbens* (PA). O solo das áreas de estudo foi classificado como LATOSSOLO VERMELHO Distroférico. Em cada uma das áreas foram coletadas amostras nas profundidades de 0-5; 5-10 cm. Verificou-se correlação positiva e significativa entre os teores de carbono e as formas de ferro (Feo, Feo/Fed e Fep) e negativa com os teores de Fed. As áreas de CE e PA apresentaram a maior CMAP, sendo esta reduzida em função do tempo de adoção do SPD.

Palavras-chave: Matéria orgânica do solo. Pastagem. Óxidos de Fe. Latossolo.

6.2 ABSTRACT

This chapter aimed to evaluate the specific surface of the clay and forms of iron extracted by dithionite-citrate-bicarbonate (Fed), ammonium oxalate (Feo) and sodium pyrophosphate (Fep) and the relationship of these variables with total organic carbon content and the maximum adsorption capacity of P (CMAP). Were selected for this study areas under NT for different times of adoption, to wit: NT with 3 years (NTS 3); NT with 15 years (NTS 15) and NT with 20 years (NTS 20), and these areas compared to a savannah area native "*strict sense*" (CE) and an area of planted pasture of *Brachiaria decumbens* (PA). The soil of the study areas was classified as Oxisol. In each area, samples were collected at 0-5, 5-10 cm. There was a significant positive correlation between the carbon content and the forms of iron (Feo, Feo / Fed and Fep), and negatively with the levels of Fed. The areas of CE and PA had the highest CMAP, which was reduced according to the time of NT adoption.

Keywords: Soil organic matter. Pasture. Iron oxides. Oxisol.

6.3 INTRODUÇÃO

O sistema de plantio direto (SPD) surge no cerrado em 1981 como uma alternativa para minimizar os impactos causados ao solo, pelas diferentes formas de uso (Carvalho et al., 2010). No entanto, as novas condições pedoambientais sob SPD, tais como, incremento de matéria orgânica, aumento da umidade e do tempo de permanência da água, além da diminuição da temperatura do solo (Costa et al., 2003) podem promover, com o passar do tempo, alterações mineralógicas graduais (Kämpf e Curi, 2000), bem como, modificações na capacidade de adsorção de fósforo (P) (Cessa et al., 2009).

Os Latossolos da região do cerrado apresentam mineralogia da fração argila relativamente simples, sendo constituídos principalmente por caulinita e por óxidos e hidróxidos de Fe e de Al. As formas de ferro de alta e baixa cristalinidade, denominadas de óxidos pedogênicos, podem ser extraídas através do emprego de solução de ditionito-citrato-bicarbonato de sódio, sendo essa forma comumente denominada na literatura como Fed (Vendrame et al., 2011). Já as formas de Fe de baixa cristalinidade (Feo) são extraídas pelo uso de oxalato de amônia. O ferro também pode apresentar-se complexado pelos ácidos orgânicos presentes no solo (Fep). Para a quantificação dessa forma de ferro (Fep), utiliza-se como extrator o pirofosfato de sódio alcalino.

Na literatura são verificados diferentes respostas quanto a influência do SPD nas formas de ferro. Ao estudar alterações nas formas de ferro em áreas de SPD, sistema de plantio convencional (SPC) e floresta nativa em um Latossolo, Silva et al. (2000) constataram que a área de SPC apresentou os menores valores de Fed, Feo e Fep em relação as duas outras áreas, enquanto que o SPD apresentou valores de Fed e Feo semelhante a floresta nativa. Já Inda et al. (2010) ao comparar uma área de SPD (26 anos de instalação) com o mesmo solo sob SPC, verificaram uma redução de 5% no teor de Fed em SPD, e atribuiu esse padrão como uma consequência da dissolução reductiva e/ou de complexação do Fe. Diferindo os padrões observados anteriormente, Silva Neto et al. (2008) ao avaliar a mineralogia dos óxidos de Fe pedogênicos de dois Latossolos sob SPD e SPC, em áreas experimentais de longa duração, constataram que o SPD não influenciou os teores de Fed e de Feo.

Mudanças na mineralogia dos óxidos de ferro em uma amostra de solo influenciam a adsorção de P (Rolim Neto et al., 2004; Ranno et al., 2007; Cessa et al., 2009). Desta forma, considerando que o SPD pode influenciar as formas de ferro presentes no solo, conclui-se que este sistema de manejo influi diretamente na adsorção de P. Diversos trabalhos na literatura constataram que áreas sob sistema de plantio direto contribuem para a redução da capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) (Berwanger et al., 2008; Pereira et al., 2010; Souza et al., 2010).

Outro atributo do solo que pode ser alterado pelo SPD é a superfície específica da argila (SEA), pois esta varia significativamente com o tipo de mineral da argila e com o teor de matéria orgânica do solo (Grohmann, 1972; Alleoni e Camargo, 1994). No entanto, são escassos os trabalhos que avaliaram a SEA em áreas de SPD em função do tempo de implantação.

A partir do exposto, o objetivo deste capítulo foi quantificar a SEA e as formas de Fe obtidas a partir de diferentes extratores e estabelecer relações destas com os teores de carbono total e a adsorção de P em áreas de cerrado, em Montividiu (GO), sob SPD com diferentes tempos de implantação, em comparação às áreas de cerrado nativo e pastagem.

6.4 MATERIAL E MÉTODOS

6.4.1 Localização, clima e solo da área de estudo

A descrição da área de estudo está apresentada no item 3.2.1 do Capítulo I.

6.4.2 Sistemas avaliados e histórico de uso

A descrição dos sistemas avaliados está apresentada no item 3.2.2 do Capítulo I.

6.4.3 Amostragem de solo

A descrição da amostragem está apresentada no item 3.2.3 do Capítulo I. No entanto, vale ressaltar que para este capítulo só foram avaliadas as profundidades de 0-5 e 5-10 cm.

6.4.4 Análises realizadas

a) Teor de C

Os teores de C foram quantificados através de combustão seca por analisador CHNS (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Alemanha).

b) Extração das formas de Fe

Os teores de ferro extraível na TFSA foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, após extração com solução de ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (Fed), segundo o método de Schulze (1984) e com solução de oxalato ácido de amônio 0,2 mol L⁻¹ (Feo). Determinaram-se também as formas de ferro extraídas pelo pirofosfato de sódio (Fep), obtendo-se o ferro complexado com a fração orgânica do solo.

c) Capacidade máxima de adsorção de P (CMAP)

As doses para a determinação da CMAP foram calculadas com base no teor de Prem e variaram de 0 a 150 mg L⁻¹. Os pontos para ajuste da isoterma de Langmuir foram obtidos adicionando-se 25 mL de solução de CaCl₂ 10 mmol L⁻¹, contendo P nas doses indicadas, a amostras de 2,5 g de terra fina seca ao ar. Após 24 horas de agitação, as amostras foram centrifugadas e o fósforo na solução de equilíbrio, quantificado por colorimetria (Braga e Defelipo, 1972).

d) Área superficial específica da argila (ASE)

A superfície específica da argila foi determinada, pelo método etileno glicol monoetil éter (EMEG), segundo Carter et al. (1965), e com modificações de Cihacek e Bremmer (1979).

Adicionou-se 1 mL de EMEG em um recipiente contendo 1 grama de solo e este conjunto foi deixado equilibrar por uma hora. Em seguida, transferiu-se o recipiente para um dessecador de 25 cm de diâmetro interno que continha CaCl₂. Estabeleceu-se o vácuo por meio de uma bomba, durante 45 minutos. Após esse tempo de funcionamento, o vácuo produzido, que é menor do que 0,2 mm de Hg, é mantido no dessecador durante 8 horas, e, então, desfeito, tomando-se a precaução de fazer com que ar isento de umidade penetre no dessecador. Pesada a amostra ela é imediatamente recolocada no dessecador, onde o vácuo é novamente restabelecido, por mais 45 minutos. Repete-se tal procedimento até que atinja um peso constante. A ASE, em metros quadrados por grama, é calculada dividindo-se o peso de EMEG retido por grama de solo por 0,000286 g por metro quadrado.

6.4.5 Análises estatísticas

Para todos os dados, em cada profundidade, foi feita a avaliação da normalidade dos dados (Lilliefors), homogeneidade das variâncias dos erros pelo Teste de Cochran e Bartlett.

Posteriormente, os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F e os valores médios comparados entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade, com auxílio do programa ASSISTAT (Silva e Azevedo, 2002).

Realizou-se, também, a análise de componentes principais (ACP), por meio do programa ASSISTAT. A ACP é utilizada para reduzir as dimensões dos dados e, conseqüentemente, facilitar a análise por meio do gráfico do círculo de correlações (Herlihy e Mccarthy, 2006).

6.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.5.1 Área superficial específica da argila (ASE)

Não foi verificada diferença estatística para esta variável entre os tratamentos avaliados (Tabela 11).

Tabela 11. Área superficial específica da argila (ASE) em diferentes sistemas de uso do solo em Montividiu, GO.

Camada (cm)	Sistemas avaliados					
	CE	PA	SPD3	SPD15	SPD20	CV(%)
	ASE (m ² g ⁻¹)					
0,0-5,0	16,80 a	21,60 a	26,16 a	22,82 a	24,11 a	18,66
5,0-10,0	14,76 a	18,33 a	18,37 a	19,70 a	24,67 a	27,68

*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%.

Podemos inferir que a ausência de diferença na ASE indique que os solos das áreas avaliadas podem apresentar o mesmo tipo de mineral na fração argila (Grohmann, 1972). Tais valores de ASE indicam que podem estar presentes na mineralogia da fração argila a caulinita (7 a 50 m² g⁻¹) (Ker, 1997; Giasson, 2010). Resultados deste trabalho estão próximos ao encontrado por Rolim neto et al. (2004) que ao avaliar vários Latossolos Vermelhos na Região do estado de Minas Gerais constatou uma ASE média de 23,46 m² g⁻¹.

6.5.2 Carbono orgânico total e formas de ferro extraídas com citrato - bicarbonato - ditionito de sódio (Fed), oxalato de amônio (Feo) e pirofosfato de sódio (Fep)

Independente da profundidade analisada, as áreas de PA e SPD3 foram aquelas que apresentaram os maiores valores de Fed e os menores valores de carbono (C), Feo, Feo/Fed e Fep em relação às demais áreas analisadas (Tabela 12). Por meio da Tabela 12, pode-se verificar que na profundidade de 0-5 cm ocorre um aumento dos teores de C, Feo, Feo/Fed e Fep em função do tempo de implantação do SPD, sendo a área SPD20 aquela onde observou-se os maiores teores de C e valores semelhantes de Feo em relação a área de CE. Na profundidade de 5-10 cm, a área de CE apresentou maiores valores de C, Feo, Feo/Fed e Fep e as áreas SPD15 e SPD20 não se diferenciaram entre si, sendo observados nessa área apenas maiores valores desses atributos que nas áreas de PA e SPD3 (Tabela 12). As áreas de CE, SPD 15 e SPD 20, independente da profundidade analisada apresentaram teores de Fed semelhantes entre si e inferiores as áreas de PA e SPD3 (Tabela 12).

Na camada de 0-5 cm verificam-se maiores teores de C em função do tempo de implantação do SPD, sendo que para a área de SPD20 foram quantificados valores de C superiores aos observados na área de CE. Também nesta profundidade verifica-se que a área de SPD15 apresenta teores de C similares aos quantificados na área de CE. Estes resultados demonstram que o aporte de materiais em diferentes quantidades e qualidades no SPD contribui para o aumento dos teores de C. Este aumento pode ser atribuído à maior adição de resíduos vegetais. Resultados semelhantes foram encontrados por Matias et al. (2009) onde os autores verificaram que em áreas de SPD em um Latossolo na região de Uruçuí - PI houve aumentos nos teores de C em relação as áreas de cerrado original.

Na profundidade 5-10 cm a área de CE apresentou os maiores teores de C em relação aos demais sistemas de cultivo. Já nas áreas de SPD o conteúdo de C nas áreas de SPD15 e SPD20 é semelhante e superior a área de SPD3. De acordo com Siqueira Neto et al. (2009) o

cerradão apresenta maiores quantidades de carbono no solo decorrentes do aporte constante de resíduos vegetais e não perturbação do sistema. Em relação às áreas de SPD, observa-se que existe um aumento nos teores de C em função do tempo de implantação, porém este aumento é menos expressivo que o observado na camada superficial (0-5 cm).

Tabela 12. Carbono total e formas de ferro extraídas com citrato - bicarbonato - ditionito de sódio (Fed), oxalato de amônio (Feo) e pirofosfato de sódio (Fep) em diferentes sistemas de uso do solo.

Camada (cm)	Sistemas avaliados					
	CE	PA	SPD3	SPD15	SPD20	CV(%)
C (g kg ⁻¹)						
0,0-5,0	30,8 b*	15,4 c	15,9 c	29,6 b	33,9 a	3,10
5,0-10,0	36,1 a	14,1 c	15,4 c	27,1 b	26,7 b	2,80
Feo (g kg ⁻¹)						
0,0-5,0	83,33 a	20,97 c	30,30 c	48,63 b	68,23 a	13,72
5,0-10,0	82,74 a	22,06 c	33,44 c	47,56 b	50,03 b	12,66
Fed (g kg ⁻¹)						
0,0-5,0	109,68 c	577,80 a	443,23 b	159,27 c	157,28 c	7,00
5,0-10,0	126,03 b	563,33 a	505,07 a	156,00 b	155,22 b	18,11
Feo/Fed						
0,0-5,0	0,06 a	0,01 d	0,01 d	0,03 c	0,04 b	14,15
5,0-10,0	0,07 a	0,01 c	0,01 c	0,03 b	0,03 b	21,11
Fep (g kg ⁻¹)						
0,0-5,0	216,30 a	12,25 d	14,37 d	41,39 c	53,83 b	4,43
5,0-10,0	120,43 a	8,40 c	16,66 c	57,27 b	57,94 b	9,72

*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%. Fed= Formas de Fe de alta e baixa cristalinidade Feo= Formas de Fe de baixa cristalinidade; Fep= Formas de Fe complexadas pela matéria orgânica do solo.

Uma possível explicação para os baixos valores de C na área de SPD3 em relação aos demais sistemas de cultivo, pode ser atribuída ao pequeno tempo de adoção do sistema, visto que segundo Carvalho et al. (2009) o aumento de MOS em áreas de SPD em comparação a outros sistemas de manejo pode estar relacionado principalmente ao seu tempo de instalação, pois o acúmulo de carbono neste sistema ocorre muito lentamente, levando de 10 a 15 anos para se tornar expressivo. Já os baixos teores de C da área de PA podem estar relacionados à sua baixa produtividade, a ausência de manejo e pastoreio intensivo, ao pequeno aporte de resíduos vegetais e também redução na distribuição do sistema radicular. Silva et al. (2004) também verificaram que pastagens de baixa produtividade em diversas regiões do cerrado favoreceram a redução do conteúdo de carbono no solo.

6.5.3 Correlação de Pearson entre as variáveis C, Fed, Feo, Feo/Fed, Fep e CMAP

Os resultados dos teores de Fed, Feo, Feo/Fed e Fep das áreas avaliadas estão relacionados ao conteúdo de C presente nestas áreas (Tabela 13).

Os altos valores de correlação entre as variáveis C, Fed, Feo, Feo/Fed e Fep nas duas profundidades analisadas, indicam que o aumento de C nas áreas esta proporcionando maiores teores de Feo, Fep e Feo/Fed, e redução no teor de Fed. Desta forma, pode-se inferir que com o passar dos anos de SPD, o aumento no conteúdo de C interfere na cristalinidade dos óxidos de ferro.

Tabela 13. Valores de correlação de Pearson entre as variáveis C, Fed, Feo, Feo/Fed, Fep e CMAP.

Atributos	0-5 cm					
	C	Fed	Feo	Feo/Fed	Fep	CMAP
C	1	-0,94**	0,86**	0,83**	0,74*	-0,51 ^{ns}
Fed		1	-0,84**	-0,85**	-0,60*	0,57 ^{ns}
Feo			1	0,95**	0,82**	-0,49 ^{ns}
Feo/Fed				1	0,87	-0,35 ^{ns}
Fep					1	-0,01 ^{ns}
CMAP						1
Variáveis	5-10 cm					
	C	Fed	Feo	Feo/Fed	Fep	CMAP
C	1	-0,93**	0,95**	0,93**	0,97**	-0,01 ^{ns}
Fed		1	-0,83**	-0,77**	-0,84**	0,40 ^{ns}
Feo			1	0,97**	0,97**	0,04 ^{ns}
Feo/Fed				1	0,95**	0,19 ^{ns}
Fep					1	0,06 ^{ns}
CMAP						1

* significativo ao nível de 5% de probabilidade; ** significativo ao nível de 1% de probabilidade; ns – não significativo.

Segundo Dick et al. (2005), essas modificações ocorrem porque o aumento no teor de C inibe a cristalização dos óxidos de Fe, ou seja, aumenta o teor de óxidos de Fe de baixa cristalinidade. Silva et al. (2000) relatam resultados semelhantes, ao avaliarem a influência de sistemas de manejo nos teores de Feo e Fep em Latossolo, verificaram que o aumento no conteúdo de C em áreas de SPD também proporcionaram aumento nos teores de Feo e Fep. Inda et al. (2010) ressaltam que o aumento no conteúdo de C no solo, promove redução no conteúdo de Fed pela dissolução redutiva e/ou de complexação do Fe (Inda et al., 2010).

6.5.4 Capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP)

Em ambas profundidades analisadas, as áreas de PA e CE apresentaram valores de CMAP semelhantes entre si e superiores as demais, enquanto entre as áreas cultivadas, a de SPD3 apresentou padrão intermediário (Tabela 14).

Tabela 14. Capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) nas áreas de estudo.

Camada (cm)	Áreas avaliadas					
	CE	PA	SPD3	SPD15	SPD20	CV(%)
	CMAP (g kg ⁻¹)					
0,0-5,0	1,29 a*	1,50 a	1,24 b	1,10 c	1,04 c	2,98
5,0-10,0	1,34 a	1,37 a	1,17 b	1,10 c	0,98 c	3,83

*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha não diferem significativamente entre os diferentes sistemas de uso do solo pelo teste Tukey a 5%.

As áreas de SPD apresentaram menores valores de CMAP, sendo constatado que quanto maior o tempo de adoção do SPD menor a CMAP (Tabela 13). Não foram verificadas correlações entre a CMAP e nenhum dos atributos avaliados (C, Fed, Feo, Feo/Fed e Fep), o que sugere que a redução da CMAP, é decorrente das práticas de calagem e adubação fosfatada realizadas. O emprego de fertilizantes fosfatados na camada superficial, pode ter promovido a saturação dos sítios de maior afinidade por fósforo, fazendo com que o fósforo remanescente seja redistribuído em frações retidas com menor energia e de maior disponibilidade às plantas (Santos et al., 2008). Além disso, a elevação do pH do solo pela calagem, aumenta a concentração e atividade dos íons OH⁻ em solução, promovendo a precipitação de Fe e Al, reduzindo a formação de compostos de P-Fe e P-Al, que apresentam baixa solubilidade. Adicionalmente também ocorre a geração de cargas negativas pela

deprotonação de hidroxilas expostas nas argilas e matéria orgânica, ocorrendo repulsão entre o fosfato e a superfície adsorvente. Assim, o manejo a que o solo é submetido, alterando os fatores envolvidos no processo, pode reduzir a adsorção de P no solo (Souza et al., 2006). Resultados semelhantes aos observados nesse estudo, também demonstraram que o manejo do solo com calagem e adubações fosfatadas periódicas reduzem a CMAP em Latossolos sob SPD (Souza et al., 2006; Guppy et al., 2005; Carneiro et al., 2011).

Diferindo das áreas de SPD, as áreas de CE e PA não recebem nenhum tipo de manejo, tal fato leva a suposição que o valor da CMAP seria maior que as demais.

6.5.5 Análise de componentes principais (ACP) das características avaliadas

Quanto à ACP, verificou-se que as distribuições das variáveis selecionadas apresentaram variância acumulada de 97,45% (Figura 8A), para a camada de 0-5 cm e 99,39% (Figura 8B) para a camada de 5-10 cm para os eixos F1 e F2.

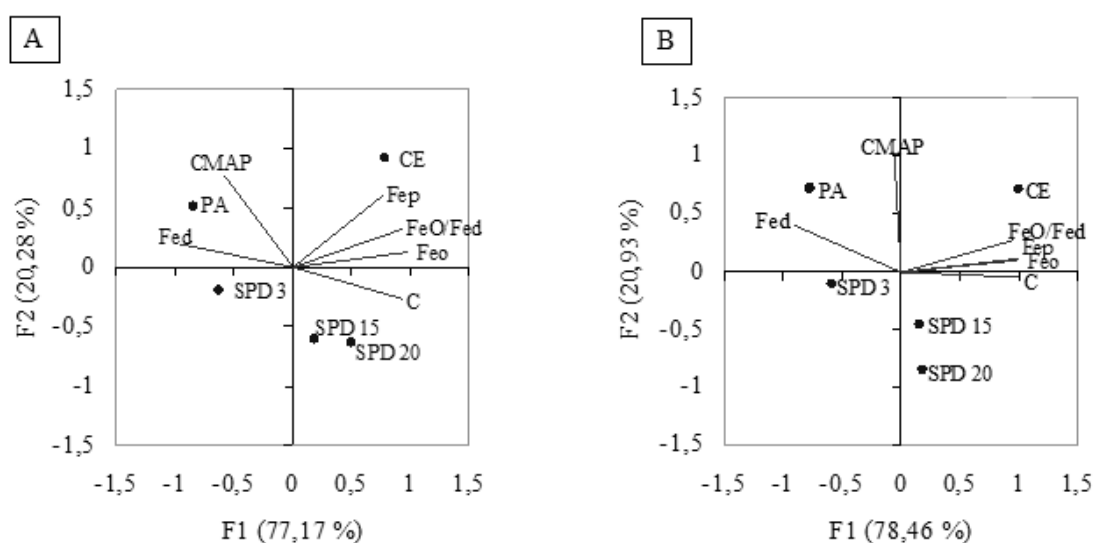


Figura 8. Diagramas de ordenação produzidos por análise de componentes principais, das características avaliadas em amostras de solo coletadas na camada de 0–5 cm (A) e 5-10 cm (B).

Para a ACP, as características avaliadas são representadas por setas, que indicam a direção do gradiente máximo, em que o comprimento da seta é proporcional à correlação da característica com os eixos e à sua importância na explicação da variância projetada em cada eixo (Theodoro et al., 2003). Observa-se que para a correlação com o eixo F1, as variáveis Feo, Feo/Fed, Fep e C apresentaram autovetores positivos, e para Fed e CMAP autovetores negativos (Figura 8 A e B). O agrupamento dos autovetores positivos (Feo, Feo/Fed, Fep e C) próximos às áreas de CE, SPD15 e SPD20 mostra que o maior teor de C dessas áreas pode estar complexando formas de Fe e inibindo a formação de óxidos com maior cristalinidade corroborando para o aumento dos teores de Fep, Feo e Feo/Fed. Já o agrupamento do autovetor negativo (Fed), próximo às áreas de PA e SPD3, mostra padrão contrário ao relatado anteriormente, ou seja, os menores teores de carbono, desfavorecem a complexação de Fe o que conseqüentemente aumenta as formas de maior cristalinidade (Fed).

Verifica-se que a CMAP foi mais bem explicada pelo eixo F2 e apresentou autovetor positivo próximo às áreas de CE e PA e distantes das de SPD. Como relatado anteriormente, esse padrão pode estar relacionado ao manejo, emprego de calagem e adubação, nas áreas de SPD, contribuindo para menor fixação de P e conseqüente aumento da sua disponibilidade.

6.6 CONCLUSÕES

Foi verificada correlação entre os teores de carbono orgânico e as formas de ferro, obtidas pelos diferentes métodos nas áreas de estudo. Nas áreas onde se observaram os maiores teores de carbono verificou-se aumento nos teores de Feo, Feo/Fed e Fep e redução no Fed.

As áreas de CE e PA foram as que apresentaram os maiores valores de CMAP, verificando-se redução deste atributo em função do tempo de adoção do SPD.

A ACP funcionou como ferramenta para a separação das áreas de estudo em função do manejo adotado.

7 CONCLUSÕES GERAIS

De maneira geral, o SPD evolui para melhor com o passar dos anos de sua adoção, sendo que dentre os 15 e 20 anos de implantação já se percebe melhorias na qualidade do solo, tais como, aumento de MOL, C, N, Prem, VTP, EstHum, EstAH, EstAF, COam, frações oxidáveis, ICC, IMC, Feo e redução da Ds, Fed e CMAP; sendo que o valor destas variáveis se equiparam ou até mesmo superam aos encontrados na vegetação de CE.

A falta de manejo da área de PA desencadeou uma degradação do solo, fato este que pode ser observado em praticamente todas as variáveis analisadas neste trabalho. No decorrer da pesquisa, percebeu-se que a degradação do solo pela falta de manejo da PA também repercutiu sobre a área de SPD3, visto a semelhança nos resultados apresentados entre estas áreas. No entanto, alguns resultados (aumento de CONTCMOL, Prem, relação E_4/E_6 dos ácidos húmicos e CMAP) demonstram que o SPD esta sendo capaz de reverter esse histórico de degradação do solo pela falta de manejo apropriado da pastagem.

Dentre os indicadores químicos avaliados, a CONTCMOL, o C e N, relação E_4/E_6 e as frações oxidáveis, apresentaram as melhores capacidades de diferenciação da qualidade química da MOS em função das áreas avaliadas.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Alguns pontos importantes ainda necessitam serem elucidados, quando se trata da análise de uma cronosequência de agricultura em SPD:

a) Analisar a contribuição do carvão na MOS e nos atributos químicos e físicos do solo nas áreas de cerrado nativo e em áreas de cerrado recém convertidas ao SPD no estado de Goiás;

b) Verificar se existe diferença na dinâmica da MOS e no tempo de consolidação do SPD em cronosequências de SPD derivadas de áreas de cerrado, cerradão, pastagens degradadas e pastagens plantada convertidas nesse sistema;

c) Avaliar se áreas de SPD sob agricultura orgânica de soja e milho afetam os atributos químicos e físicos do solo de tal forma que essas áreas possam alcançar a consolidação do sistema antes de uma área de SPD normal;

d) Realizar a mesma idéia anterior, no entanto comparando áreas de SPD com e sem integração lavoura-pecuária.

e) Avaliar os atributos químicos e físicos do solo, bem como a dinâmica da MOS em áreas de SPD com diferentes anos de implantação e com diferentes classes texturais, ou seja, desta forma pode-se ter uma noção de como o SPD contribui na qualidade do solo em um solo arenoso e um solo argiloso.

f) Utilizar tecnologias da agricultura de precisão e método estatístico de krigagem para relacionar com maior precisão o aumento da MOS e suas frações com a produtividade das culturas.

g) Avaliar o quanto o desenvolvimento de plantas de cobertura após a cultura comercial, ou seja, no final da estação chuvosa pode interferir nos atributos químicos e físicos do solo, bem como na dinâmica da MOS em áreas de SPD.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEONI, L. R. F.; CAMARGO, O. A. Atributos físicos de latossolos ácricos do norte paulista. *Scientia Agrícola*, v.51, p.321-326, 1994.
- ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfatos em latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.27, p.985-1002, 2003.
- ALMEIDA, R. A. Introdução do sistema de plantio direto em pequenas propriedades do Estado de Goiás. *Revista da UFG*, v.07, p.04-05, 2004.
- ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; DIAS, L. E.; OLIVEIRA, J. A. Determinação e uso do fósforo remanescente. *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.27-32, 2000.
- ALVAREZ V., V. H.; FONSECA, D. M. Definição de doses de fósforo para determinação da capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios em casa de vegetação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.14, p.49-55, 1990.
- ALVES, B. J. R.; OLIVEIRA, O. C.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Abundância natural do ¹³C. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008, 654p.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. E. A. S. Influência de diferentes sistemas de manejo do solo na recuperação de suas propriedades físicas. *Acta Scientiarum agronomy*, v.26, p.27-34, 2004.
- ANDERSON, J. N.; INGRAM, J. S. I. Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods. Wallingford: CAB International, 1989. 171p.
- ANDRADE, F. V.; MENDONÇA, E. S.; ALVAREZ, V. H.; NOVAIS, R. F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em latossolos e adsorção de fosfato. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.27, p.1003-1011, 2003.
- ANTELO, J.; ARCE, F.; AVENA, M. FIOL, S.; LÓPEZ, R.; MACÍAS, F. Adsorption of soil humic acids on the surface of goethite and its competitive interaction with phosphate. *Geoderma*, v.138, p.12-19, 2007.
- ARGENTON, J.; ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; WILDNER, L. P. Comportamento de atributos relacionados com a forma da estrutura de Latossolo Vermelho sob sistemas de preparo e plantas de cobertura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.425-435, 2005.
- ASSIS, C. P.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L. Carbono e nitrogênio em agregados de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.41, p.1541-1550, 2006.
- ASSIS JUNIOR, S. L.; ZANUNCIO, J. C.; KASUYA, M. C. M.; COUTO, L.; MELIDO, R. C. N. Atividade microbiana do solo em sistemas agroflorestais, monoculturas, mata natural e área desmatada. *Revista Árvore*, v.27, p. 35-41, 2003.
- ASSOCIAÇÃO DE PLANTIO DIRETO NO CERRADO – APDC. Plantio direto tropical. Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.apdc.com.br>>. Acesso em: 04 jun. de 2007.

- BALDOCK, J. A.; OADES, J. M.; WATERS, A. G.; PENG, X.; VASSALLO, A. M.; WILSON, M. A. Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry*, v.16, p. 1-42, 1992.
- BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; FONTES, A. G.; POLIDORO, J. C.; MOÇO, M. K.; REBOUCA, R. C.; BALIGAR, V. C. Distribution of oxidizable organic C fractions in soils under cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agroforestry Systems*, v.81, p.213-220, 2011.
- BAYER, C.; MEILNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. eds. *Fundamentos da matéria orgânica do solo, ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Genesis, 1999. p.1-26.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTINNETO, L.; FERNANDES, S. A. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Tillage Reseach*, v.54, p.101-109, 2000.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil Tillage Reseach*, v.86, p.237-245, 2006.
- BAYER, C.; MARTIN NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.39, p.677-683, 2004.
- BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 7p.
- BERTOL, O. J. Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta. 209 f. Curitiba, 2005. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.
- BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.2525-2532, 2008.
- 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 of Agricultural Research*, v.46, p.1459-1466, 1995.
- BÔER, C. A.; ASSIS, R. L.; SILVA, G. P.; BRAZ, A. J. B. P.; BARROSO, A. L. L.; CARGNELUTTI FILHO, A.; PIRES, F. R. Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura na entressafra em um solo de cerrado. *Pesquisa agropecuária brasileira*, v.42, p.1269-1276, 2007.
- BOLLIGER, A.; MAGID, J.; AMADO, T. J. C., NETO, F. S.; SANTOS RIBEIRO, M. F.; CALEGARI, A., RALISCH, R., NEERGAARD, A. Taking stock of the Brazilian “Zero Till Revolution”. *Advance Agronomy*, v.91, p.47–110, 2006.
- BRADY, N. C. *Natureza e propriedades dos solos*. 7 ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 878 p.

- BRAGA, J. M.; DEFELIPO, B. V. Relações entre formas de fósforo inorgânico, fósforo disponível e material vegetal em solos sob vegetação de cerrado: I - Trabalhos de laboratório. *Ceres*, v.19, p.124-136, 1972.
- BRAGA, J. M.; DEFELIPO, B. V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de solo e material vegetal. *Revista Ceres*, v.21, p.73-85, 1974.
- BREMER, E.; ELLERT, B. H.; JANZEN, H. H. Total and light-fraction carbon dynamics during four decades after cropping changes. *Soil Science Society of America Journal*, v.59, p.1398-1403, 1995.
- BROGGI, F.; OLIVEIRA, A. C.; FREIRE, F. J.; FREIRE, M. B. G. S.; NASCIMENTO, C. W. A. Fator capacidade de fósforo em solos de Pernambuco mineralogicamente diferentes e influência do pH na capacidade máxima de adsorção. *Ciência e agrotecnologia*, v.35, p.77-83, 2011.
- BUSO, W. H. D.; KLIEMANN, H. J. Relações de Carbono orgânico e de nitrogênio total e potencialmente mineralizável com o nitrogênio absorvido pelo milheto. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v.33, p.97-105, 2003.
- BUSTAMANTE, M. M. C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbon and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. Carbon sequestration in soils of Latin America. New York: Haworth, 2006. p.285-304.
- CAMARGO, M. S.; BARBOSA, D. S.; RESENDE, R. H.; KORNDÖRFER, G. H.; PEREIRA, H. S. Fósforo em solos de cerrado submetidos à calagem. *Bioscience Journal*, v.26, p.187-194, 2010.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, v. 56, p.777-783, 1992.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma*, v.56, p. 449-457, 1993.
- CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; RUMJANEK, V. M.; GURIDI, F.; OLIVARES, F. L.; SANTOS, G. A.; BRAZ-FILHO, R. Distribution of the humified fractions and characteristics of the humic acids of an ultisol under cultivation of Eucalyptus and sugar cane. *Terra*, v.20, p.371-381, 2002.
- 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 palhicho e adição de vinhaça por longo tempo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.935-944, 2003.
- CARNEIRO, L. F.; RESENDE, A. V.; FURTINI NETO, A. E.; SANTOS, J. Z. L.; CURTI, N.; REIS, T. H. P.; VALLE, L. A. R. Frações de fósforo no solo em resposta à adubação fosfatada em um latossolo com diferentes históricos de uso. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35, p.483-491, 2011.
- CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D.; REIS, E. F.; PEREIRA, H. S.; AZEVEDO, W. R. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, p.147-157, 2009 a.
- CARNEIRO, C. E. A.; MELÉM JÚNIOR, N. J.; AZEVEDO, M. C. B.; ANDRADE, E. A.; KOGUISHI, M. S.; DIEHL, R. C.; RICCE, W. S.; PASSARIN, A. L.; VAZ, R. H. M.; STELMACHUK, T. L. L.; GUIMARÃES, M. F.; RALISCH, R. Efeitos dos sistemas de

manejo sobre o carbono orgânico total e carbono residual de um Latossolo vermelho eutroférico. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 30, p.05-10, 2009 b.

CARVALHO, A. M. de. Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo: composição química e decomposição dos resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases. 2005. 167 f. Tese (Doutorado em fitotecnia) – Universidade de Brasília, Brasília.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, p.277-289, 2010.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICOLLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. *Soil Tillage Research*, v.103, p.342-349, 2009.

CARVALHO, M. A. C.; SORATTO, R. P.; ATHAYDE, M. L. F.; ARF, O.; SÁ, M. E. Produtividade do milho em sucessão a adubos verdes no sistema de plantio direto e convencional. *Pesquisa agropecuária brasileira*, v.39, p.47-53, 2004.

CASTRO, G. S. A.; CRUSCIOL, C. A. C.; NEGRISOLI, E.; PERIM, L. Sistemas de produção de grãos e incidência de plantas daninhas. *Planta daninha*, v.29, p.1001-1010, 2011.

CAVALIERI, K. M. V.; TORMENA, C. A.; FIDALSKI, F.; PINTRO, J. C.; COSTA, A. C. S.; SOUZA JUNIOR, I. G. Alterações nas propriedades químicas de um Latossolo Vermelho eutroférico por dois sistemas de manejo de solo. *Acta Scientiarum Agronomy*, v.26, p.377-385, 2004.

CAZETTA, D. A.; FORNASIERI FILHO, D.; GIROTTO, F. Composição, produção de matéria seca e cobertura do solo em cultivo exclusivo e consorciado de milho e crotalária. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 27, p.575-580, 2005.

CERETTA, C. A.; BAYER, C.; DICK, D. P.; MARTIN-NETO, L.; COLNAGO, L. A. Métodos espectroscópicos. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; PASQUALOTO, C. L.; CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008, p.201-227.

CESSA, R. M. A.; LUISELLA, C. L.; VITORINO, A. C. T.; NOVELINO, J. O.; BARBERIS, E. Área superficial específica, porosidade da fração argila e adsorção de fósforo em dois Latossolos vermelhos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, p.1153-1162, 2009.

CESSA, R. M. A.; VITORINO, A. C. T.; CELI, L.; NOVELINO, J. O.; BARBERIS, E. Adsorção de fósforo em frações argila na presença de ácido fúlvico. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.34, p.1535-1542, 2010.

CHAN, K. Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an Paleustalf under different pasture leys. *Soil Science*, v.166, p.61-67, 2001.

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

CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, E. F. L. P. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. *Acta Botânica Brasileira*, v.20, p.49-59, 2006.

- CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; FONTOURA, S. M. V.; ALBUQUERQUE, J. A.; WOBETO, C. Acidificação de um latossolo sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.26, p.1055-1064, 2002.
- CLEMENTINO, N. C.; FERREIRA, M. E.; LOBO, F. C. Riscos de desmatamentos e potencial de regeneração da vegetação nativa: definindo prioridades e estratégias territoriais. *Boletim Goiano de Geografia*, v.27, p.83-96, 2007.
- COMPTON, J. E.; BOONE, R. D. Soil nitrogen transformations and the role of light fraction organic matter in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, v.34, p.933-943, 2002.
- CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.777-788, 2005.
- CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E. D.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.23, p.425-432, 1999.
- CORRÊA, J. C. Efeito de sistemas de cultivo na estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo em Querência, MT. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.37, p.203-209, 2002.
- COSTA, F. P.; REHMAN, T. Unraveling the rationale of overgrazing and stocking rates in the beef production systems of Central Brazil using a bi-criteria compromise programming model. *Agricultural Systems*, v.85, p.277-295, 2005.
- COSTA, F. S.; ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C. Propriedades físicas de um Latossolo Bruno afetadas pelos sistemas plantio direto e preparo convencional. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.527-535, 2003.
- COSTA JUNIOR, C. Estoque de carbono e nitrogênio e agregação do solo sob diferentes sistemas de manejo agrícola no Cerrado, em Rio Verde (GO). 2008. 140p. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- CRUZ, J. C.; ALVARENGA, R. C.; NOVOTNY, E. H.; PEREIRA FILHO, I. A.; SANTANA, D. P.; PEREIRA, F. T. F.; HERNANI, L. C. Cultivo do milho em sistema plantio direto. *Comunicado técnico*, v.51, p.17, 2002.
- DABIN, B. Méthode d'extraction et de fractionnement des matières organiques dans les sols tropicaux. *Chah Orston, ser pédology*, v.4, p.287-297, 1976.
- DALMAGO, G.A. Dinâmica da água no solo em cultivos de milho sob plantio direto e preparo convencional. 2004. 245p. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto alegre.
- D'ANDREA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N. GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. *Pesquisa agropecuária brasileira*, v.39, p.179-186, 2004.
- DA SILVA, J. M. C.; BATES J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *BioScience*, v.52, p.225-233, 2002.
- DAY, P. R. Particle fractionation and particle-size analysis. In: BLACK, C. A. (Ed.). *Methods of soil analysis*. Madison: American Society of Agronomy, v. 1, p. 545-556, 1965.

- DIEKOW, J. Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto. 2003. 154 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- DICK, D. P.; GONÇALVES, C. N.; DALMOLIN, R. S. D.; KNICKER, H.; KLAMT, E.; KNABNER, I. K.; MARTIN NETO, L. Characteristics of soil organic matter of different Brazilian Ferralsols under native vegetation as function of soil depth. *Geoderma*, v.124, p.319-333, 2005.
- EBELING, A. G.; ESPINDULA Jr, A.; VALLADARES, G. S.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G. Propriedades químicas como indicadores ambientais em organossolos do Estado do Rio de Janeiro. *Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida*, v.24, p.1-6, 2004.
- EBERHARDT, D. N.; VENDRAME, P. R. S.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em latossolos sob pastagens no cerrado. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.32, p.1009-1016, 2008.
- EITEN, G. The Cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review*, v.38, p.201-341, 1972.
- ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soil under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, v.75, p.529-538, 1995.
- EMBRAPA. CNPS. Manual de métodos de análise de solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1997, 212p.
- EMBRAPA. CNPS. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2ª ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2006, 306p.
- FANCELLI, A.L.; DOURADO NETO, D. Plantio direto. In: *Produção de milho*. Guaíba: Agropecuária, 2000. 385 p.
- FARIA, A. F. G.; SANTOS, A.C.; SANTOS, T.M.; BATISTELLA FILHO, F. Influência do manejo do solo nas propriedades químicas e físicas em topossequência na bacia do rio Araguaia, Estado do Tocantins. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.34, p.517-524, 2010.
- FELFILI, J. M.; SILVAHJÚNIOR, M. C. da; SEVILHA, A. C.; FAGG, C. W.; WALTER, B. M. T.; NOGUEIRA, P. E.; REZENDE, A. V. Diversity, floristic and structural patterns of Cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology*, v.175, p.37-46, 2004.
- FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E.; LOBO, F. C. Riscos de desmatamentos e potencial de regeneração da vegetação nativa: definindo prioridades e estratégias territoriais. *Boletim Goiano de Geografia*, v.27, p.83-96, 2007.
- FIDELIS, R. R.; ROCHA, R. N. C.; LEITE, U. T.; TANCREDI, F. D. Alguns aspectos para do plantio direto para a cultura da soja. *Bioscience Journal*, v.19, p.23-31, 2003.
- FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G.; TOSTES, R. Propriedades físicas e matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo e Cerrado nativo. *Bioscience Journal*, v.24, p.24-30, 2008.
- FIGUEIREDO, C. C. Compartimentos da matéria orgânica do solo sob sistemas de manejo e vegetação natural de Cerrado. 2009. 100 p. Tese (Doutorado em solo e água) – Universidade Federal de Goiás. Goiânia-GO.
- FIGUEIREDO, C. C. de.; RESCK, D. V. S.; CARNEIRO, M. A. C. Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, p.907-916, 2010.

- FRANCHINI, J. C.; CRISPINO, C. C.; SOUZA, R. A.; TORRES, E.; HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil Tillage Resherch*, v.92, p.18-29, 2007.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. *Science*, v.309, p.570–574, 2005.
- FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; CUNHA, T. J. F.; SALTON, J. C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.41, p.847-853, 2006.
- FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; SALTON, J. C.; LOSS, A.; CUNHA, T. J. F. Fósforo remanescente e correlação com as substâncias húmicas em um latossolo vermelho sob diferentes sucessões de cultura em plantio direto. *Revista Brasileira de Agrociência*, v.14, p.161-166, 2008.
- FREITAS, P. L.; BLANCANEAUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROUY, M. C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.35, p.157-170, 2000.
- FREIXO, A. A.; MACHADO, P. L. O. A.; GUIMARÃES, C. M.; SILVA, C. A.; FADIGAS, F. S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.26, p.425-434, 2002.
- GIÁCOMO, R. G.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. C. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição das frações húmicas no solo sob diferentes coberturas florestais. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.3, p.42-48, 2008.
- GIASSON, E. Introdução ao estudo dos solos. In: MEURER, E.J. *Fundamentos de química do solo*. 4^o ed. Porto alegre: Evangraf, 2010. 266 p.
- GOLCHIN, A.; BALDOCK, J. A.; OADES, J. M. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and agregate dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). *Soil processes and the carbon cycle*. Boca Raton: CRC Press, 1997. p. 245-266.
- GOMES, J. B. V.; CURI, N.; MOTTA, P. E. F.; KER, J. C.; MARQUES, J. J. G. S. M.; SCHULZE, D. G. Análise de componentes principais de atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos do bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.28, p.137-153, 2004.
- GREGORICH, E. G.; ELLERT, B. H. Light fraction and macroorganic matter in mineral soils. In: CARTER, M. R. (Ed.). *Soil sampling and methods of analysis*. Boca Raton: Lewis, 1993. p.397-407.
- GROHMANN, F. Superfície específica do solo de unidades de mapeamento do Estado de São Paulo. I - Estudo de perfis com horizonte B textural e B latossólico. *Bragantia*, v.31, p.145-165, 1972.
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado goiano. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.36, p.909-920, 2012.

- GUIMARÃES, G. L.; BUZETTI, S.; SILVA, E. C.; LAZARINI, E.; SÁ, M. E. Culturas de inverno e pousio na sucessão da cultura da soja em plantio direto. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v.25, p. 339-344, 2003.
- GUPPY, C. N.; MENZIES, N. W.; MOODY, P. W.; BLAMEY, F. P. C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. *Australian Journal of Soil Research*, v.43, p.189-202, 2005.
- HAMZA, M. A.; ANDERSON, W. K. Soil compact ion in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Tillage Resherch*, v.82, p.121-145, 2005.
- HEID, D. M.; VITORINO, A. C. T.; TIRLONI, C.; HOFFMANN, N. T. K. Frações orgânicas e estabilidade dos agregados de um latossolo vermelho distroférico sob diferentes usos. *Revista ciências agrárias*, v.51, p.143-160, 2009.
- HERLIHY, M.; McCARTHY, J. Association of soil-test phosphorus with phosphorus fractions and adsorption characteristics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v.75, p.79-90, 2006.
- HERNANDEZ, D. L.; SIEGERT, G.; RODRIGUEZ, J. V. Competitive adsorption of phosphate with malate and oxalate by tropical soil. *Soil Science Society American Journal*, v.57, p.1460-1462, 1986.
- HOFFMANN, W. A.; JACKSON, R. B. Vegetation-climate feedbacks in the conversion of tropical savanna to grassland. *Journal of Climate*, v.13, p.1593-1602, 2000.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Levantamento sistemático da produção agrícola. Rio de Janeiro, v.24, p.1-82, 2011.
- IBIA, T. O.; UDO, E. J. Phosphorus forms and fixation capacity of representative soils in Akwa Ibom State of Nigeria. *Geoderma*, v.58, p.95-106, 1993.
- HUE, N. V. Effects of organic acids/anions on P sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. *Soil Science*, v.152, p.463-471, 1991.
- INOUE, K.; HUANG, P.M. Influence of selected organic ligands on the formation of allophane and imogolite. *Soil Science Society American Journal*, v.50, p.1623-1633, 1986.
- INDA, A. V.; TORRENT, J.; BARRON, V.; BAYER, C. Aluminum hydroxy-interlayered minerals and chemical properties of a subtropical Brazilian Oxisol under no-tillage and conventional tillage. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, p. 33-41, 2010.
- ISHAQ, M.; HASSAN, A.; SAEED, M.; IBRAHIM, M.; LAL, R. Subsoil compaction effects on crops in Punjab Pakistan. I. Soil physical properties and crop yield. *Soil Tillage Resherch*, v.59, p.57-65, 2001.
- JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; BRANDT, S. A. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Science Society of America Journal*, v.56, p.1799-1806, 1992.
- JONES, D. L.; DENNIS, P. G.; OWEN, A. G.; HEES, P. A. W. Organic acid behavior in soils – Misconceptions and knowledge gaps. *Plant Soil*, v.248, p.31-41, 2003.
- KÄMPF, N.; CURTI, N. Óxidos de ferro: indicadores de ambientes pedogênicos. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. *Tópicos em Ciência do Solo*, v.01, p.107-138, 2000.
- KER, J.C. Latossolos do Brasil: Uma revisão. *Geonomos*, v.5, p.17-40, 1997.

- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, v.01, p.147-155, 2005.
- KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation and land-use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (eds.). *The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press, 2002, p.69-88.
- KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. *Integração lavoura-pecuária*. Santo Antonio de Goiás: Embrapa arroz e feijão, 2003. 570p.
- KONONOVA, M. M. *Materia orgánica del suelo: su naturaleza, propiedades y métodos de investigación*. Barcelona: Oikos-tau, 1982. 364p.
- KUMADA, K. *Chemistry of soil organic matter*. Tokyo: Japan Scientific Societies Press, 1987, 241p.
- LAL, R. Global potential of carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. *Critical Review in Plant Science*, v.22, p.151-184, 2003.
- LANDERS, J. N. *Fascículo de experiências de plantio direto no Cerrado*. Brasília: APDC, 1995, 261 p.
- LEITE, L. F. C.; CARDOSO, M. J.; COSTA, D. B.; FREITAS, R. C. A.; RIBEIRO, V. Q.; GALVÃO, S. R. S. Estoques de C e de N e produtividade do milho sob sistemas de preparo e adubação nitrogenada em um Latossolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. *Ciência Rural*, v.39, p.2460-2466, 2009.
- LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; MACHADO, P. L. O. A.; GALVÃO, J. C. C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.821-832, 2003.
- LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. *Advance Soil Science*, v.01, p.277-294, 1985.
- LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; VILELA, L.; AYARZA, M. A.; LIMA, S. C.; ZECH, W. Soil fertility under native Cerrado and pasture in the Brazilian savanna. *Soil Science Society of America Journal*, v.67, p.1195-1205, 2003.
- LIMA, R. L. S.; SEVERINO, L. S.; FERREIRA, G. B.; SILVA, M. I. L.; ALBUQUERQUE, R. C.; BELTRÃO, N. E. M. Crescimento da mamoneira em solo com alto teor de alumínio na presença e ausência de matéria orgânica. *Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibras*, v.11, p.15-21, 2007.
- LOSS, A. Dinâmica da matéria orgânica, fertilidade e agregação do solo em áreas sob diferentes sistemas de uso no cerrado goiano. 2011. 133p. Tese (Doutorado em ciência do solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – Seropédica-RJ.
- LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; FERREIRA, E. P.; SANTOS, L. L.; BEUTLER, S. J.; FERRAZ JÚNIOR, A. S. L. Frações oxidáveis do carbono orgânico em argissolo vermelho-amarelo sob sistema de aleias. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, p.867-874, 2009a.
- LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; SCHULTZ, N.; ANJOS, L. H. C.; SILVA, E. M. R. Atributos químicos e físicos de um Argissolo Vermelho-Amarelo em sistema integrado de produção agroecológica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.44, p.68-75, 2009b.
- LOSS, A.; MORAES, A. G. L.; PEREIRA, M. G.; SILVA, E. M. R.; ANJOS, L. H. C. Carbono, matéria orgânica leve e frações oxidáveis do carbono orgânico sob diferentes sistemas de produção orgânica. *Comunicata Scientiae*, v.01, p.57-64, 2010.

- LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.28, p.175-187, 2004.
- MACEDO, M. C. M.; KICHEL, A. N.; ZIMMER, A. H. Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens. Campo Grande: EMBRAPACNPGC, 2000. 4p.
- MACHADO, P. O. L. A.; SILVA, C. A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutrients Cycling Agroecosystem*, v.61, p.119-130, 2001.
- MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; PEREIRA, P. G. P.; CALDAS, E. F.; GONÇALVES, D. A.; SANTOS, N. S.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativa de perda de área no Cerrado brasileiro. Brasília: Relatório técnico não publicado, 2004.
- MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; SENNA, O. T.; MENDONÇA, E. S.; ARAUJO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. *Agroforestry Systems*, v.71, p.127-138, 2007.
- MAJUMDER, B.; MANDAL, B.; BANDYOPADHYAY, P. K.; GANGOPADHYAY, A.; MANI, P. K.; KUNDU, A. L.; MAZUMDAR, D. Organic amendments influence soil organic carbon pools and rice-wheat productivity. *Soil Science Society of America Journal*, v.72, p.775-785, 2008.
- MAMAN, A. P.; SILVA, C. J.; SQUAREZI, E. M.; BLEICH, M. E. Produção e acúmulo de serrapilheira e decomposição foliar em mata de galeria e cerradão no sudoeste de Mato Grosso. *Revista de Ciências Agro-Ambientais*, v.05, p.71-84, 2007.
- MARTINS, E. L.; CORINGA, J. E. S.; WEBER, O. L. S. Carbono orgânico nas frações granulométricas e substâncias húmicas de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico – LVAd sob diferentes agrossistemas. *Acta amazônica*, v.39, p.655 – 660, 2009.
- MARTORANO, L. G.; BERGAMASCHI, H.; DALMAGO, G. A.; FARIA, R. T.; MIELNICZUK, J.; COMIRAN, F. Indicadores da condição hídrica do solo com soja em plantio direto e preparo convencional. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental*, v.13, p. 397-405, 2009.
- MATIAS, G. C. S. Eficiência agrônômica de fertilizantes fosfatados em solos com diferentes capacidades de adsorção de fósforo e teores de matéria orgânica. 2010. 175 p. Tese (Doutorado em solos e nutrição de plantas) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- MATIAS, M. C. B. S.; SALVIANO, A. A. C.; LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, A. S. F. Biomassa microbiana e estoques de C e N do solo em diferentes sistemas de manejo, no Cerrado do Estado do Piauí. *Acta Scientiarum*, v.31, p.517-521, 2009.
- MEDEIROS, G. B.; CALEGARI, A. Sistema Plantio Direto com qualidade: a importância do uso de plantas de cobertura num planejamento cultural estratégico. *Revista Plantio Direto*, v.102, p.01-05. 2007.
- MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; LINKINS, A. E.; RICCA, A.; FRY, B.; NADELHOFFER, K. J. Carbon and Nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil*, v.115, p.189-198, 1989.
- MELO, J. T.; RESCK, D. V. S. Retorno ao solo de nutrientes de serrapilheira de *Eucalyptus camaldulensis* no Cerrado do Distrito Federal. Planaltina – DF: Embrapa Cerrados, 2003. 17p.
- MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Potential of soil carbon sequestration for the Brazilian Atlantic Region. In: LAL, R.; CERRI, C. C.;

- BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. Carbon sequestration in soils of Latin America. New York, Haworth, 2006. p.349-368.
- MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.27, p.435-443, 2003.
- MENEZES, L. A. S.; LEANDRO, W. M.; OLIVEIRA JUNIOR, J. P.; FERREIRA, A. C. B.; SANTANA, J. G.; BARROS, R. G. Produção de fitomassa de diferentes espécies, isoladas e consorciadas, com potencial de utilização para cobertura do solo. *Bioscience Journal*, v. 25, p. 07-12, 2009.
- MERCANTE, F. M.; SILVA, R. F.; FRANCELINO, C. S. F.; CAVALHEIRO, J. C. T.; OTSUBO, A. A. Biomassa microbiana, em um Argissolo Vermelho, em diferentes em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. *Acta Scientiarum Agronomy*, v.34, p. 479-485, 2008.
- METAY, A.; ALVES, J. A. M.; BERNOUX, M.; BOYER, T.; DOUZET, J. M.; FEIGL, B. E.; FELLER, C.; MARAUX, F.; OLIVER, R.; SCOPEL, E. Storage and forms of organic carbon in a no-tillage under cover crops system on clayey Oxisol in dryland rice production (Cerrados, Brazil). *Soil and Tillage Research*, v.94, p.122-132, 2007.
- MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. eds. *Fundamentos da matéria orgânica do solo*. Porto Alegre: Genesis, 1999. p.1-7.
- MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F.; BEBARBA, L. Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. In: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S.; ALVAREZ, V. H. *Tópicos em ciência do solo*, v.03, p.209-248, 2003.
- MORAES, R. M.; RABELO, C. F.; DELITI, W. B. C.; VUONO, Y. S. Serapilheira acumulada em um trecho de mata atlântica de encosta, no Parque Estadual da Ilha do Cardoso. In: *SIMPÓSIO DE ECOLOGIA DA COSTA BRASILEIRA*, 3, 1993, São Paulo. Anais... São Paulo: ACIESP, 1993. p.94-99.
- MOREIRA, F. M.; SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2002. 625p.
- MORETI, D.; ALVES, M. C.; VALÉRIO FILHO, W. V.; CARVALHO, M. P. E. Atributos químicos de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de preparo, adubações e plantas de cobertura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.167-175, 2007.
- MOURA, J. B.; GUARESCHI, R. F.; GAZOLLA, P. R.; ROCHA, A. C. Produção de biomassa e capacidade de supressão de plantas invasoras pela cultura do milho em adubação de sistema. *Revista Varia Scientia Agrárias*, v.01, p.23-30, 2010.
- MUZILLI, O. *Atualização em Plantio direto*. Campinas: Fundação Cargill, 1985, p.3-16.
- OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P. K.; CAMARGO, M. N. *Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento*. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201 p.
- NASCIMENTO, P. C.; LANI, J. L.; MENDONÇA, E. S.; ZOFFOLI, H. J. O.; PEIXOTO, H. T. M. Teores e características da matéria orgânica de solos hidromórficos do Espírito Santo. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.34, p.339-348, 2010.

- OORTS, K.; VANLAUWE, B.; MERCKX, R. Cation exchange capacities of soil organic matter fractions in a Ferri Lixisol with different organic matter inputs. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, v.100, p.161-171, 2003.
- PACHECO, L. P.; LEANDRO, W. M.; MACHADO, P. L. O. A.; ASSIS, R. L.; COBUCCI, T.; MADARI, B. E.; PETTER, F. B. Produção de fitomassa e acúmulo e liberação de nutrientes por plantas de cobertura na safrinha. *Pesquisa agropecuária brasileira*, v.46, p.17-25, 2011.
- PARIZ, C.M.; FERREIRA, R. L.; SÁ, M. E.; ANDREOTTI, M.; CHIODEROLI, C. A.; RIBEIRO, A. P. Qualidade fisiológica de sementes de brachiaria e avaliação da produtividade de massa seca, em diferentes sistemas de integração lavoura-pecuária sob irrigação. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v.40, p.330-340, 2010.
- PARIZ, C.M.; FERREIRA, R. L.; ANDREOTTI, M.; AZENHA, M. V.; BERGAMASCHINE, A. F.; MELLO, L. M. M.; LIMA, R. C. Produtividade de grãos de milho e massa seca de braquiárias em consórcio no sistema de integração lavoura-pecuária. *Ciência Rural*, v.41, p.875-882, 2011.
- PASQUALETTO, A. Sucessão de culturas como alternativa de produção em plantio direto no Cerrado. 150 p. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG.
- PASSOS, R. R.; RUIZ, H. A.; CANTARUTTI, R. B.; MENDONÇA, E. S. Carbono orgânico e Nitrogênio em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p.1109-1118, 2007a.
- PASSOS, R. R.; RUIZ, H. A.; MENDONÇA, E. S.; CANTARUTTI, R. B.; SOUZA, A. P. Substâncias húmicas, atividade microbiana e carbono orgânico lábil em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do solo*, v.31, p.1119-1129, 2007b.
- PAVINATO, P. S. Dinâmica do fósforo no solo em função do manejo e da presença de resíduos em superfície. 158 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônomicas da Unesp - Câmpus de Botucatu, Botucatu-SP, 2007.
- PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.911-920, 2008.
- PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; BEUTLER, S. J.; TORRES, J. L. R. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. *Pesquisa agropecuária brasileira*, v.45, p.508-514, 2010.
- PERIN, A.; SANTOS, R. H. S.; CABALLERO, S. S. U.; GUERRA, J. G. M.; GUSMÃO, L. A. Acúmulo e liberação de P, K, Ca e Mg em crotalária e milheto solteiros e consorciados. *Revista Ceres*, v.57, p.274-281, 2010.
- PIRES, A. A.; MONNERAT, P. H.; MARCIANO, C. R.; PINHO, L. G. R.; ZAMPIROLI, P. D.; ROSA, R. C. C.; MUNIZ, R. A. Efeito da adubação alternativa do maracujazeiro-amarelo nas características químicas e físicas do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.1997-2005, 2008.
- PITOL, C.; BROCH, D. L.; CARVALHO, A. M.; SPERA, S. T. Uso de adubos verdes nos sistemas de produção no Bioma Cerrado. In: CARVALHO, A. M.; AMABILE, R. F. *Cerrado: Adubação Verde*. 1. ed. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2006. p.301-330.

- PRIMO, D. C.; MENEZES, R. S. C.; SILVA, T. O. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. *Scientia Plena*, v.07, p.01-13, 2011.
- PULROLNIK, K.; BARROS, N. F.; SILVA, I. R.; NOVAIS, R. F.; BRANDANI, C. B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no vale do Jequitinhonha – MG. *Revista brasileira de ciência do solo*, v.33, p.1125-1136, 2009.
- PUSHPARAJAH, E. Nutrient management and challenges in managing red and lateritic soils. In: SEHGAL, J.; BLUM, W. E.; GAJBHIYE, K. S., eds. *Red and lateritic soils*. Balkema: Rotterdam, 1998. p.293-304.
- 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*, v.31, p.1609-1623, 2007.
- RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G.; GUILHERME, L. R. G. Frações oxidáveis do carbono orgânico de Latossolo cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio. *Ciência e agrotecnologia*, v.32, p. 429-437, 2008.
- RANNO, S. K.; SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C.; RHODEN, A. C. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.21-28, 2007.
- REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T. Solos do bioma Cerrado: Aspectos pedológicos. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. *Cerrado: Ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1998. p. 47-83.
- REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. *Ciência Ambiental*, v.27, p.29-48, 2003.
- REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; CASSOL, E. A.; SILVA, V. R. A infiltração da água no solo sob manejo conservacionista. In: XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Anais, 2005.
- REIN, T. A.; DUXBURY, J. M. Modeling the soil organic carbon, texture and mineralogy relations in the profile of oxisols from the brazilian Cerrado. In: SIMPÓSIO NACIONAL CERRADO E II SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE SAVANAS TROPICAIS, 9., 2008, Brasília. Anais... Brasília: Embrapa Cerrados, 2008. 1 CD ROM.
- REINERT, D. J.; ALBUQUERQUE, J. A.; REICHERT, J. M.; AITA, C.; ANDRADA, M. M. C. Limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em argissolo vermelho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.1805-1816, 2008.
- REZENDE, J. O. Consequências da aplicação de vinhaça sobre algumas propriedades físicas de um solo Aluvial (estudo de um caso). 1979. 112f. (Tese de Doutorado) - Universidade de São Paulo, 1979.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S. P. (eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 87-166.
- ROLIM NETO, F. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; COSTA, L. M.; CORRÊA, M. M.; FERNANDES FILHO, E. I. F.; IBRAIM, M. M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba (MG). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.28, p.953-964, 2004.

- ROSA, C. M.; VARGAS C. R. M.; PINHEIRO, D. D.; PAULETTO, E. A.; SILVA, G. A. Teor e qualidade de substâncias húmicas de planossolo sob diferentes sistemas de cultivo. *Ciência Rural*, v.38, p.1589-1595, 2008.
- ROSA, M. E. C.; OLSZEWSKI, N.; MENDONÇA, E. S.; COSTA, L. M.; CORREIA, J. R. Formas de carbono em Latossolo Vermelho Eutroférico sob plantio direto no sistema biogeográfico do Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.911-923, 2003.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J.; VASCONCELLOS, C. A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions revealed by the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. *Geoderma*, v.104, p.185-202, 2001.
- ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. A. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste e Embrapa Solos, 2002. 86 p.
- ROSOLEM, C. A.; FOLONI, J. S. S.; OLIVEIRA, R. H. Dinâmica do nitrogênio no solo em razão da calagem e adubação nitrogenada, com palha na superfície. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.38, p.301-309, 2003.
- ROSSI, C. Q. Dinâmica da Matéria Orgânica do Solo em Área de Soja Cultivada Sobre Palhada de Braquiária e Sorgo. 2009. 82p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica-RJ.
- ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M.G.; GIÁCOMO, S.G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. *Revista Ciência Agronômica*, v.43, p.38-46, 2012.
- ROZANE, D. E.; CENTURION, J. F.; ROMUALDO, L. M.; TANIGUCHI, C. A. K.; TRABUCO, M.; ALVES, A. U. Estoque de carbono e estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho distrófico, sob diferentes manejos. *Bioscience Journal*, v.26, p.24-32, 2010.
- SALTON, J. C. Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical. 2005. 157 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J. Relações entre sistemas de preparo, temperatura e umidade de um podzólico vermelho-escuro de Eldorado do Sul (RS). *Revista Brasileira de Ciência do solo*, v.19, p.313-2319, 1995.
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRÍCIO, A. A.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.11-21, 2008.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 43, p.153-156, 2008.
- SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Ed. Genesis, 1999. 508p.
- SANTOS, J. Z. L.; FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V.; CURI, N.; CARNEIRO, L. F.; COSTA, S. E. V. G. A. Frações de fósforo em solo adubado com fosfatos em diferentes modos de aplicação e cultivado com milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.705-714, 2008.

- SASSINE, V. J. Expansão agrícola sem desmatar. 2009. Disponível em: <http://www.site.sistemafaeg.com.br/index.php?option=com_content&view=article&id=3289:o-popular-09082009-domingo&catid=10:clipping-digital>. Acesso em: 27/06/2012 às 16h.
- SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.123-131, 2007.
- SCALÉA, M. J. *Plantio Direto: Cerrado*. Goiânia: Monsanto, 1994, 14 p.
- SCHOLES, R. J.; BREEMEN, N. V. The effects of global change on tropical ecosystems. *Geoderma*, v.79, p.9-24, 1997.
- SCHNITZER, M. Humic substances: chemistry and reactions. In: SCHNITZER, M.; KHAN, S. U. (Ed.). *Soil organic matter*. New York: Elsevier, 1978. p.1-64.
- SCHULZE, D. G. The influence of aluminium on iron oxides. VII. Unit-cell dimensions of Al-substituted goethites and estimation of Al from them. *Clays Clay Minerals*, v.01, p.27-39, 1984.
- SHANG, C.; TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density and magnetic fractionations. *Soil Science*, v.162, p.795-807, 1997.
- SILVA, C. A.; ANDERSON, S. J.; VALE, F. R. Carbono, nitrogênio e enxofre em frações granulométricas de dois Latossolos submetidos à calagem e adubação fosfatada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.23, p.593-602, 1999.
- SILVA, C. F. Indicadores da qualidade do solo em áreas de agricultura tradicional no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar em Ubatuba (SP). 2005. 80p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- SILVA, E. C.; MURAOKA, T.; BUZETTI, S.; VELOSO, M. E. C.; TRIVELIN, P. C. O. Aproveitamento do nitrogênio (^{15}N) da crotalaria e do milho pelo milho sob plantio direto em Latossolo Vermelho de Cerrado. *Ciência Rural*, v.36, p.739-746, 2006.
- SILVA, F. A. S. de.; AZEVEDO, C. A. V. de. Versão do programa computacional Assistat para o sistema operacional Windows. *Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais*, v.04, p.71-78, 2002.
- SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. (Ed.). *Biologia dos solos dos cerrados*. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1997. p.467-524.
- SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey oxisol cultivated pastures in the “cerrado” region, Brazil. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, v.103, p.357-363, 2004.
- SILVA, M. L. N.; CURI, N.; BLANCANEAUX, P. Sistemas de manejo e qualidade estrutural de Latossolo roxo. *Pesquisa agropecuária brasileira*, v.35, p.2485-2492, 2000.
- SILVA NETO, L. F.; INDA, A. V.; BAYER, C.; DICK, D. P.; TONIN, A. T. Óxidos de ferro em latossolos tropicais e subtropicais brasileiros em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.1873-1881, 2008.
- SIQUEIRA NETO, M. Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes manejos no Cerrado goiano. 2006. 159 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo. Piracicaba.

- SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; SCOPEL, E.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono total e atributos químicos com diferentes usos do solo no Cerrado. *Acta Scientiarum Agronomy*, v.31, p.709-717, 2009.
- SIQUEIRA NETO, M.; SCOPEL, E.; CORBEELS, M.; CARDOSO, A. N.; DOUZET, J. M.; FELLER, C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Estoques de carbono do solo sob plantio direto em sistemas de cultivo no Cerrado do Brasil: Uma avaliação sincrônica na exploração. *Soil e Tillage Research*, v.110, p.187-195, 2010.
- SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P. dos.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, v.76, p.39-58, 2004.
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S. M.; MORAES, J. C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of no-tillage. *Agronomie*, v.22, p.755-775, 2002.
- SMITH, B. N.; EPSTEIN, S. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. *Plant physiology*, v.47, p.380-384, 1971.
- SMITH, P.; JANZEN, H.; MARTINO, D.; ZUCONG, Z.; KUMAR, P.; MCCARL, B. A.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLLES, B.; SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; MCALLISTER, T.; GENXING, P.; ROMANEKOV, V.; SCHNEIDER, U. A.; TOWPRAYOON, S.; WATTENBACH, M.; SMITH, J. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, v.363, p.789-813, 2008.
- SOUZA, W. J. O.; MELO, W. J. Matéria orgânica em um Latossolo submetido a diferentes sistemas de produção de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.1113-1122, 2003.
- SOUZA, R. F.; FAQUIN, V.; SOBRINHO, R. R. L.; OLIVEIRA, E. A. B. Influência de esterco bovino e calcário sobre o efeito residual da adubação fosfatada para a brachiaria brizantha cultivada após o feijoeiro. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.34, p.143-150, 2010.
- SOUZA, R. F.; FAQUIN, V. F.; TORRES, P. R. F.; BALIZA, D. P. Calagem e adubação orgânica: influência na adsorção de fósforo em solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.30, p.975-983, 2006.
- STEVENSON, F. J. *Humus chemistry: Genesis, composition, reactions*. 2.ed. New York: John Wiley e Sons, 1994. 496p.
- STEVENSON, F. J.; COLE, M. A. *Cycles of soils: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2 ed. New York: J. Wiley, 1999. 427 p.
- STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.25, p.395-401, 2001.
- SUZUKI, L. E. A. S.; ALVES, M. C. Fitomassa de plantas de cobertura em diferentes sucessões de culturas e sistemas de cultivo. *Bragantia*, v.65, p.121-127, 2006.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia vegetal*. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719p.
- THEODORO, V. C. A.; ALVARENGA, M. I. N.; GUIMARÃES, R. J.; SOUZA, C. A. S. Alterações químicas em solo submetido a diferentes formas de manejo do cafeeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.1039-1047, 2003.

- TIRLONI, C.; VITORINO, A. C. T.; NOVELINO, J. O.; TIRLONI, D.; COIMBRA, D. S. Disponibilidade de fósforo em função das adições de calagem e de um bioativador do solo. *Ciência e Agrotecnologia*, v.33, p.977-984, 2009.
- TORMENA, C. A.; ROLOFF, G.; SÁ, J. C. M. Propriedades físicas do solo sob plantio direto influenciadas por calagem, preparo inicial e tráfego. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.22, p.301-309, 1998.
- TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G. Dinâmica do potássio nos resíduos vegetais de plantas de cobertura no cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 1609-1618, 2008.
- TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; FABIAN, A. J. Produção de fitomassa por plantas de cobertura e mineralização de seus resíduos em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 43, p. 421-428, 2008.
- VAUGHAN, D.; ORD, B. G. Soil organic matter: a perspective on its nature, extraction, turnover and role in soil fertility. In: VAUGHAN, D.; MALCOLM, R. E. (Ed.). *Soil organic matter and biological activity*. Boston: Martinus e Junk, 1985. p.34.
- VENDRAME, P. R. S.; EBERHARDT, D. N.; BRITO, O. R.; MARCHÃO, R. L.; QUANTIN, C.; BECQUER, T. Formas de ferro e alumínio e suas relações com textura, mineralogia e carbono orgânico em Latossolos do Cerrado. *Semina: Ciências Agrárias*, v.32, p.1657-1666, 2011.
- VILAR, C. C.; COSTA, A. C. S.; HOEPERS, A.; SOUZA JUNIOR, I. G. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. *Revista Brasileira de ciência do solo*, v.34, p. 1059-1068, 2010.
- VOMOCIL, J. A. Porosity. In: BLACK, C. A. (Ed.). *Methods of soil analysis: physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling*. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p.499-510.
- WALKLEY, A.; BLACK, A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, v.37, p.29-38, 1934.
- XAVIER, F. A. S.; MAIA, S. M. F.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S. Biomassa microbiana e matéria orgânica leve em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na Chapada da Ibiapaba-CE. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.30, p.247-258, 2006.
- ZANINE, A. M.; SANTOS, E. M.; FERREIRA, D. J. Possíveis causas da degradação de pastagens. *Revista Eletrônica de Veterinária*, v.06, p.01-23, 2005.
- ZECH, W.; HAUMAIER, L.; HEMPFLING, R. Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use. In: McCARTHY, P.; CLAPP, C. E.; MALCOM, R. L.; BLOOM, P. R. (Eds.). *Humic substances in soil and crop sciences: selecting readings*. Madison: ASA/SSSA, 1990. p.187-220.
- ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*, v.79, p.117-161, 1997.
- ZINN, Y. L.; DIMAS, V. S.; SILVA, J. E. Soil organic carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.166, p.285-294, 2002.
- ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Texture and organic carbon relation described by a profile pedotransfer function in Brazilian Cerrado soils. *Geoderma*, v.127, p.168-173, 2005.