

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE AQUIDAUANA
PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E ATRIBUTOS
FÍSICOS DO SOLO EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DOS
BIOMAS MATA ATLÂNTICA E CERRADO**

Jefferson Matheus Barros Ozório

AQUIDAUANA – MS
FEVEREIRO / 2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE AQUIDAUANA
PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E ATRIBUTOS
FÍSICOS DO SOLO EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DOS
BIOMAS MATA ATLÂNTICA E CERRADO**

Acadêmico: Jefferson Matheus Barros Ozório
Orientador: Prof. Dr. Jean Sérgio Rosset
Co-orientador: Prof. Dr. Jolimar Antonio Schiavo

“Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Produção Vegetal, da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia (Produção Vegetal)”.

AQUIDAUANA – MS
FEVEREIRO / 2019

O99c Ozório, Jefferson Matheus Barros
Caracterização da matéria orgânica e atributos físicos do solo em fragmentos florestais dos biomas Mata Atlântica e Cerrado/ Jefferson Matheus Barros Ozório. – Aquidauana, MS: UEMS, 2019.
100f.

Dissertação (Mestrado) – Agronomia – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, 2019.
Orientador: Prof. Dr. Jean Sérgio Rosset.

1. Estoque de carbono 2. *Hotspots* brasileiros 3. Qualidade do solo I. Rosset, Jean Sérgio II. Título

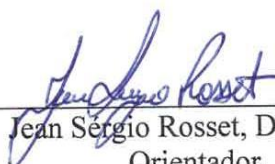
CDD 23. ed. - 631.4

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE AQUIDAUANA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM PRODUÇÃO VEGETAL**

JEFFERSON MATHEUS BARROS OZÓRIO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Produção Vegetal, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Agronomia.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 18/02/2019.



Jean Sérgio Rosset, Dr. UEMS
Orientador.



Elói Panachuki, Dr. UEMS



Martios Ecco, Dr. PUC/PR

A natureza não faz nada em vão.

Aristóteles

A Deus, a família e aos amigos, por tanto amor, dedico!

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo dom da vida, por nunca me desamparar. Sou grato por todas as conquistas que me proporcionaste.

A toda minha família, em especial aos meus avós maternos Aparecida Braz Barros e Valdecir de Souza Barros, por toda educação, motivação e apoio. A minha mãe, Ana Lucia Barros, a minha tia Luciana Barros, meus irmãos Marcos Henrique e Alisson André, pelo apoio, palavras de conforto e motivação.

Um agradecimento especial a minha namorada Francieli Ataíde de Souza, por me acompanhar em todo esse período do mestrado, por me ouvir nos momentos difíceis e por partilhar os momentos de alegria. Obrigado por sempre me mostrar que sou capaz. Obrigado por sua atenção e compreensão nos momentos em que estive ausente. Obrigado por nossas longas conversas. Sou extremamente grato a você por tudo que representa em minha vida.

Agradeço também a muitas pessoas que passaram momentos memoráveis durante esse período, destacando os amigos, Valquíria, Naelmo, Mirian e Tatiane do laboratório “Lamomis”, por me acolherem e por partilharem ensinamentos. Aos meus amigos Roniedison, Thiago, Felipe e Karina, pelos momentos e experiências vividas nos trabalhos de campo e no laboratório de Manejo e Conservação do Solo. Agradeço também aos acadêmicos e amigos do laboratório de Ciência do Solo, Paulo Guilherme, Camila Beatriz, Luan Soares e Cassiana Aquino, pelo apoio cotidiano, pela contribuição com as análises, e pela amizade construída durante esse período.

Gostaria de Agradecer a todos os professores e técnicos dos quais tive contato durante todo o período em que estive na UEMS, Unidade Universitária de Aquidauana, em especial ao professor Dr. Jolimar Antonio Schiavo pela co-orientação, e ao professor

Dr. Elói Panachuki, pelo acolhimento nos seus respectivos laboratórios, pelos ensinamentos e pelo apoio na pesquisa que originou este trabalho. Aproveito a oportunidade para agradecer aos professores Drs. Leandro Marciano Marra e Selene Cristina de Pierre Castilho, pelo apoio e contribuição durante o período do mestrado.

Um agradecimento mais que especial ao meu orientador e amigo, professor Dr. Jean Sérgio Rosset, pela orientação, amizade, por todo o planejamento durante os últimos 2 anos, pelo tempo dedicado, pela motivação e confiança. Obrigado por me mostrar sempre o lado positivo dos acontecimentos. Obrigado pela cobrança, pela atenção nas correções dos trabalhos, pelas viagens e conversas no caminho para Aquidauana, jamais esquecerei desses momentos.

Agradeço também a Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS) e à coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de Mestrado, sem a qual não seria possível a realização desta pesquisa.

SUMÁRIO

RESUMO.....	xi
ABSTRACT	xii
CAPITULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	1
1.1 Conservação da biodiversidade e biomas brasileiros	1
1.2 Fragmentação florestal e efeito de borda.....	2
1.3 Indicadores de qualidade e estoque de carbono do solo.....	4
1.4 Fracionamento da matéria orgânica e agregação do solo.....	7
1.5 REFERÊNCIAS	9
CAPITULO 2: ESTOQUE DE CARBONO E AGREGAÇÃO DO SOLO EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E CERRADO	
RESUMO.....	20
ABSTRACT	21
2.1 INTRODUÇÃO.....	22
2.2 METODOLOGIA.....	24
2.2.1 Localização, Clima, Solo e Histórico das Áreas de Estudo.....	24
2.2.2 Bioma Mata Atlântica.....	24
2.2.3 Bioma Cerrado.....	25
2.3 Coletas de amostras de solo.....	27
2.4 Análises realizadas	28
2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
2.5.1 Bioma Mata Atlântica.....	29
2.5.2 Bioma Cerrado.....	38
2.6 CONCLUSÕES	46
2.7 REFERÊNCIAS	46
CAPITULO 3: FRAÇÕES FÍSICAS DA MATÉRIA ORGÂNICA E CARBONO MINERALIZÁVEL DO SOLO EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E CERRADO	
RESUMO.....	56
ABSTRACT	57
3.1 INTRODUÇÃO.....	58
3.2 METODOLOGIA.....	59
3.2.1 Localização, Clima, Solo e Histórico das Áreas de Estudo.....	60
3.2.1.1. Bioma Mata Atlântica.....	60
3.2.1.2 Bioma Cerrado.....	60

3.3 Coletas de amostras de solo.....	60
2.4 Análises Realizadas	61
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	63
3.5.1.1 Bioma Mata Atlântica.....	63
3.5.2 Bioma Cerrado.....	72
3.6 CONCLUSÕES	81
3.7 REFERÊNCIAS	82

RESUMO

Este estudo objetivou quantificar e caracterizar a matéria orgânica do solo, além de avaliar os atributos físicos do solo de diferentes pontos internos de fragmentos florestais e suas áreas manejadas ao entorno, localizados nos biomas Mata Atlântica e Cerrado. Foram coletadas amostras de coleta de serapilheira além de amostras de solo deformadas e indeformadas nas camadas 0-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m, e monólitos de solo da camada de 0-0,05 m, em 2 fragmentos florestais no bioma Mata Atlântica e áreas de sistema plantio direto (SPD) ao entorno, e em 2 fragmentos florestais no bioma Cerrado e áreas com pastagem permanente (PP) ao entorno. Foram amostrados 3 pontos, sendo eles; um ponto na borda do fragmento (BO), um ponto na metade da distância entre a borda e o centro do fragmento, denominado metade do raio (MR), um ponto no centro do fragmento (CF), além de um ponto ao entorno dos fragmentos, no SPD no bioma Mata Atlântica e PP no bioma Cerrado. Das amostras de serapilheira coletadas foi determinado a massa seca. Nas amostras de solo foram realizadas análise de carbono orgânico total (COT) e densidade (Ds), com cálculos de estoque de carbono (EstC), índice de estratificação (IE) e variação de estoque de carbono (Δ EstC). Foi determinado os teores de carbono da matéria orgânica particulada (C-MOP) e mineral (C-MOM) e calculados o índice de estoque de carbono (IEC), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC). Também foi efetuada análise de carbono mineralizável, e da determinação da estabilidade de agregados (diâmetro médio ponderado-DMP, diâmetro médio geométrico-DMG e porcentagem de agregados > 2 mm, com cálculos de índice de sensibilidade (IS). Nos fragmentos do bioma Mata Atlântica, o ponto BO apresentou maior deposição de serapilheira. A Ds variou de 1,03 a 1,19 Mg m^{-3} para todas as camadas de ambos os fragmentos, com os maiores teores de COT e valores EstC observados na camada superficial e no ponto do CF, chegando a 63,20 g kg^{-1} de COT e EstC de 22,43 Mg ha^{-1} , havendo redução do EstC quando se passa do ponto CF para pontos mais externos. O SPD ao entorno apresentou os menores valores de DMP; DMG, $\%>2$ mm e IS comparado aos fragmentos de Mata Atlântica. Observou-se maiores teores de C-MOM comparado aos teores de C-MOP, e maior predominância de C-MOP na camada 0-0,05m, principalmente no ponto CF de ambos os fragmentos. Foi observado padrão de menor emissão de C-CO₂ quando se passa do interior para a extremidade dos fragmentos. Para o bioma Cerrado as áreas de PP ao entorno dos fragmentos apresentaram menor deposição de material vegetal e maiores valores de Ds, chegando a 1,73 Mg m^{-3} . Os teores de COT e valores de EstC foram superiores na camada 0-0,05 m nos pontos internos dos fragmentos. Em ambos os fragmentos de Cerrado, as variáveis estruturais do solo não se diferiram das áreas de PP ao entorno. Os teores de C-MOP mostraram as áreas PP sendo semelhantes aos pontos internos dos fragmentos, na maioria das camadas de ambos os fragmentos estudados, especialmente nas camadas mais subsuperficiais. Os teores de C-MOM apresentaram semelhança com os teores de COT expressos nas áreas de Cerrado. Os resultados de IMC apresentaram padrão distinto entre os fragmentos do Cerrado. As áreas de PP apresentaram redução de 24,20% no fragmento 1 e 15,42% e 13,41% no fragmento 2, em relação aos pontos de maiores emissões de C-CO₂. Os resultados apresentados pelos fragmentos do bioma Mata Atlântica sugerem que a fragmentação modificou a qualidade edáfica em relação a fração orgânica, mantendo os pontos mais internos dos fragmentos, em um melhor estágio de conservação do solo. No bioma Cerrado, os pontos internos dos fragmentos avaliados indicaram que o solo sob vegetação do Cerrado apresenta baixo potencial de estoque de carbono, com semelhanças na estocagem e na qualidade física em relação às áreas de pastagem permanente ao entorno.

Palavras-Chaves: Estoque de carbono, *Hotspots* brasileiros, Qualidade do solo.

ABSTRACT

The objective of this study was to quantify and characterize the soil organic matter, as well as to evaluate the physical attributes of the soil of different internal points of forest fragments and their areas managed to the environment, located in the Atlantic and Cerrado biomes. Deformed and undisturbed soil samples were collected in the 0-0.05 layers; 0.05-0.10 and 0.10-0.20 m, and soil monoliths of the 0-0.05 m layer, in addition to litter collection, in 2 forest fragments in the Atlantic Forest biome and planting system areas (NTS) to the environment, and in 2 forest fragments in the Cerrado biome and areas with permanent pasture (PP) to the environment. Three points were sampled; a point at the border of the fragment (BO), a point at the half of the distance between the border and the center of the fragment, called the half of the radius (HR), a point in the center of the fragment (FC), fragments, in the SPD in the Atlantic Forest biome and PP in the Cerrado biome. From the samples of litter collected, the dry mass was determined. In the soil samples, total organic carbon (TOC) and density (SD) were analyzed, with carbon stock calculations (CS), stratification index (SI) and carbon stock variation (Δ CSV). The carbon content of particulate (C-MOP) and mineral (C-MOM) organic matter was calculated and the carbon stock index (CEI), lability (L), lability index (LI) and management index carbon (CMI). Also, mineralizable carbon analysis and the determination of the stability of aggregates (WMD-weighted mean diameter, geometric mean diameter-GMD and percentage of aggregates > 2 mm with sensitivity index (SI) calculations were performed.) In the fragments of the Mata biome The Ds ranged from 1.03 to 1.19 Mg m⁻³ for all layers of both fragments, with the highest TOC levels and the CS values observed in the superficial layer and in the of the FC, reaching 63.20 g kg⁻¹ of TOC and CS of 22.43 Mg ha⁻¹, with a reduction of the CS when passing from the FC point to more external points. WMD, GMD, % > 2 mm and SI compared to the fragments of Atlantic Forest. C-MOM contents were higher than C-POM contents, and C-POM predominated in the 0-0.05m layer, at the FC point of both fragments. A lower C-CO₂ emission pattern was observed when going from the inside to the end of the fragments. For the Cerrado biome, the areas of PP to the surroundings of the fragments presented lower deposition of vegetal material and higher values of SD, reaching 1.73 Mg m⁻³. The TOC content and the CS values were higher in the 0-0.05 m layer at the internal points of the fragments. In both Cerrado fragments, the soil structural variables were not different from the PP areas to the surroundings. The C-POM contents showed the PP areas being similar to the internal points of the fragments, in the majority of the layers of both fragments studied, especially in the more subsurface layers. The C-MOM contents presented similarity to the TOC contents expressed in the Cerrado areas. The CMI results presented a distinct pattern among the Cerrado fragments. The PP areas showed a reduction of 24.20% in fragment 1 and 15.42% and 13.41% in fragment 2, in relation to the points of higher C-CO₂ emissions. The results presented by fragments of the Atlantic Forest biome suggest that the fragmentation modified the edaphic quality in relation to the organic fraction, maintaining the innermost points of the fragments, in a better stage of soil conservation. In the Cerrado biome, the internal points of the evaluated fragments indicated that the soil under vegetation of the Cerrado presents low potential of carbon stock, with similarities in the storage and the physical quality in relation to the areas of permanent pasture to the environment.

Keywords: Carbon stock, Brazilian *hotspots*, Soil quality.

CAPITULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1.1 Conservação da biodiversidade e biomas brasileiros

A conservação da biodiversidade é imprescindível para a sobrevivência humana (ISBELL et al., 2018). O entendimento dos ecossistemas e o seu funcionamento são de suma importância para estabelecer estratégias para a conservação, e mitigação dos efeitos negativos das atividades humanas ao ambiente (BARRIOS et al., 2018).

O conceito de biodiversidade é amplamente entendido como os processos ecossistêmicos que ocorrem no meio natural (MACE et al., 2018). Com o passar do tempo, o conceito de biodiversidade ganhou notoriedade quando inúmeras espécies começaram a ser extintas ou ameaçadas de extinção. Mayes et al. (2000) descreveram regiões com grande biodiversidade e de grande relevância no mundo, que estão em constante ameaça, denominando-as de *hotspots*. Essas áreas apresentam como característica principal, grande quantidade de espécies endêmicas. O Brasil possui dois dos *hotspots* do mundo, o bioma Mata Atlântica e o bioma Cerrado.

No Brasil, as regiões são divididas em biomas, os quais cada um apresenta suas características particulares, sendo eles a Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa. A Mata Atlântica se destaca por apresentar inúmeras espécies endêmicas e possuir diferentes fitofisionomias (LEITE et al., 2018; CARVALHO et al., 2017), sendo elas: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Manguezais, Restingas, Campos de Altitudes, Brejos de Altitude e Encraves Florestais do Nordeste, sendo este último incorporado à legislação brasileira de forma a garantir a proteção do bioma (MOURA, 2006).

O Cerrado ocupa a porção central do país, com aproximadamente 204 milhões de hectares. Presente em 10 estados e no Distrito Federal, com rica e diversificada vegetação nativa como espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas que se estendem ao longo do bioma (SANO et al., 2010). Assim como na Mata Atlântica, o Cerrado apresenta diversificada fitofisionomia, destacando-se o Cerradão com espécies florestais que podem atingir 15 metros, com características mais densas e com mais de 50% de cobertura do dossel (SANO et al., 2007). Destaca-se também o Cerrado *stricto sensu*, onde se tem espécies florestais com presença de gramíneas e cobertura de dossel de 20% a 50% (RATTER et al., 2018).

Tanto o Cerrado quanto a Mata Atlântica sofrem constantemente com atividades antrópicas, e consequente mudança no uso do solo (DALMOLIN & CATEN, 2012). A Mata Atlântica, principalmente por fatores históricos de colonização, suas extensas áreas naturais foram sendo ocupadas por inúmeras cidades e sistemas de exploração agropecuária (RIBEIRO et al., 2009). Já no bioma Cerrado, o que contribuiu para a conversão de extensas áreas naturais em sistemas de produção foram as características topográficas e o tipo de solo, que favorecem a mecanização e produção em larga escala (SANO et al., 2010; COLETTA et al., 2009; BORLAUG, 1997; GUARESCHI et al., 2016). Essa conversão de áreas naturais para sistemas de produção modificaram a paisagem em geral, afetando a fauna e a flora, além do ciclo do carbono (C) nestas áreas, pois em ambientes com vegetações naturais há um grande potencial em estoque de carbono, pelo constante aporte vegetal (ANDREAE et al., 2015; LAL, 2018).

1.2 Fragmentação florestal e efeito de borda

O efeito da antropização nos mais diferentes biomas brasileiros gerou várias consequências a paisagem em geral, dentre essas consequências, se destaca o aumento da formação de fragmentos florestais. Os fragmentos florestais foram definidos por Viana & Pinheiro (1998) como uma área de vegetação natural interrompida por barreiras naturais (montanhas, rios, lagos, entre outros), ou antrópicas (estradas, agropecuária, cidades), que interferem no fluxo de fauna, dispersão de pólen e sementes. A fragmentação florestal é um fenômeno distribuído ao longo de grandes áreas naturais, moldando a paisagem em geral (VIANA et al., 1997), restringindo a biodiversidade e as espécies regionais a essas áreas, tornando os fragmentos remanescentes de extrema importância para a biologia da conservação (WARBURTON, 1997).

A consequência da fragmentação florestal é refletida principalmente na diminuição, e até mesmo na extinção de espécies de fauna (PEREIRA et al., 2007; LAURANCE & VASCONCELOS, 2009) e flora (SOUZA et al., 2015). Uma grande problemática existente quando se pensa em fragmentos florestais é a não conectividade entre eles, o que permitiria maior sobrevivência de espécies devido a maior efetividade do fluxo gênico (VIANA & PINHEIRO, 1998). Com a fragmentação florestal dos biomas brasileiros, as espécies são expostas a mudanças físicas e bióticas, provocando nos fragmentos o chamado efeito de borda. Esse efeito se dá nas proximidades da borda do fragmento, onde existe maior sensibilidade aos agentes externos, tornando mais perceptíveis as diversas formas de alterações, como a variação de vegetação, com

possíveis modificações nos atributos edáficos ao longo do tempo, em função de vários fatores regionais (MALCHOW et al., 2017).

Os fragmentos de menor tamanho estão mais suscetíveis a sofrerem com o efeito de borda por conta da relação borda/área, desta forma, quanto maior a área do fragmento menor o efeito de borda (NOVAIS et al., 2016). Alterações nos atributos edáficos em fragmentos florestais em função do efeito de borda ainda não estão bem definidos, podendo ser diferentes de uma região para outra (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Desta forma, não existe um padrão definido para o ponto exato em que as alterações microclimáticas, de vegetação e solo sobre o efeito de borda possam ser perceptíveis adentrando o fragmento florestal, pois depende de inúmeros fatores (NOVAIS et al, 2016; KAPOs, 1989).

Barros & Fearnside (2016) estudando estoque de C em bordas de fragmentos florestais no bioma Amazônico, relataram aumento de estoque de C nos primeiros metros adentrando aos fragmentos, quando comparados a áreas de 300 metros no interior destes fragmentos. Estudando características de fauna e flora sob a influência do efeito de borda, alguns autores colocam diferentes faixas onde há maior percepção do efeito de borda sobre o fragmento, Linera (1990), Esseen & Renhorn (1998), MacDougall & Kellman (1992) descrevem como de 15-25 m, 10-20 m e 7-12 m, respectivamente. Kapos (1989) em trabalho feito em fragmentos próximos a Manaus, descreve que essas alterações penetram 40 metros da borda para o centro do fragmento.

Primack & Rodrigues (2001) relatam em seus estudos um valor de 35 metros para a manifestação das alterações referentes ao efeito de borda. Kapos et al. (1997) colocam que esse efeito varia de acordo com a idade da fragmentação, e com o período de estudo de cada trabalho em função da sazonalidade climática existente. Fonseca & Robinson (1990) citam que se o fragmento florestal for muito pequeno, os fatores do microclima e, por consequência as demais características do fragmento, pode ser totalmente influenciado pelos fatores externos.

Os efeitos da fragmentação permitem ainda que a matriz da paisagem seja composta por áreas agrícolas e outras formas de uso, que provocam no solo alterações no fluxo de radiação, água e nutrientes (SAUNDERS et al., 1991). Assim, o processo de monitoramento da qualidade do ambiente edáfico via avaliação através de indicadores sensíveis de qualidade se faz necessário, principalmente onde ainda existe expansão agropecuária ou qualquer outra forma de alteração da paisagem (MARTINS & RODRIGUES, 1999).

1.3 Indicadores de qualidade e estoque de carbono do solo

A qualidade do solo (QS) se baseia na capacidade do mesmo em sustentar os serviços ecossistêmicos, mantendo equilíbrio na qualidade física, química e biológica, além de depender do sistema de manejo adotado nas áreas em questão, bem como a relação entre o ecossistema e o ambiente (DORAN & PARKIN, 1994). Os estudos sobre a QS foram aprimorados por diversos autores, que desenvolveram vários métodos e índices de qualidade, que permitem aplicar-se de forma distinta para diferentes tipos de solo, regiões e formas de manejo. Os indicadores de QS aplicados devem ser sensíveis ao manejo e uso do ambiente edáfico, sendo eficientes e precisos em identificar alterações nos atributos do solo também em curto período de avaliação (AZIZ et al., 2013; LAL, 2018; MARQUES et al., 2015; MAGALHÃES et al., 2016). Dentre esses indicadores de QS, o C total e suas respectivas frações, mediante a quantificação das mesmas, se destaca devido a maior sensibilidade em detectar modificações no solo (MUÑOZ-ROJAS et al., 2015)

Os reservatórios de C no planeta são divididos em vários compartimentos: oceânico, geológico, atmosférico, pedológico (solo) e biótico (biomassa vegetal e animal), com 38.000; 90.000.000; 760; 2.500 e 560 Pg de C, respectivamente. Esses compartimentos se relacionam através da ciclagem do C (LAL, 2004; 2009), sendo que a maior parte do reservatório de C do solo encontra-se até 1 metro de profundidade, que chega a ser aproximadamente de 1500 Pg (ESWARAN et al., 1993).

A fixação e estocagem de C é tema de inúmeras pesquisas pelo mundo, principalmente pelo aumento nas mudanças climáticas influenciadas pelos gases de efeito estufa (DENARDIN et al., 2014). O conceito de fixação está ligado com armazenar C no solo. Isso se dá pelo potencial de fixação de C em matas nativas, promovendo equilíbrio de entrada e saída de C no solo, que faz dessas áreas verdadeiros drenos de C ao longo dos anos (LUO et al., 2010).

Em áreas com vegetação natural, os atributos químicos, físicos e biológicos do solo se mantem em constante equilíbrio (LAL, 2018), permitindo o suporte necessário para o desenvolvimento adequado das plantas (LI et al., 2018), além de regular o ciclo do C nas áreas naturais (WANG et al., 2018), fornecendo suporte necessário para o acúmulo e proteção do C em solos sob vegetação natural (SINGOR et al., 2018). Contudo, a conversão de áreas que se tem grande e contínua entrada de material orgânico do solo, por sistemas que não preconizam a manutenção de palhada, bem como técnicas

inadequadas de manejo e conservação de solo, acabam por promover uma redução drástica de C no solo já nos primeiros anos de modificação (STÜRMER et al., 2011).

Essa modificação na dinâmica de entrada e saída de C no solo acaba por comprometer a qualidade do ambiente edáfico, interferindo nos processos biogeoquímicos que ocorrem no solo (SMITH, 2012). As alterações quantitativas e também qualitativas de C são rapidamente perceptíveis, o que coloca a avaliação da quantidade e qualidade do C orgânico, como uma das mais eficientes em evidenciar alterações na qualidade edáfica em um ambiente natural ou manejado (MUÑOZ-ROJAS et al., 2015; BALDOTTO et al., 2010).

A redução dos estoques de C em áreas de cultivo, anteriormente ocupadas por vegetação nativa, se dá pela decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) que, quando exposta a fatores que potencializam a sua decomposição, não sendo compensada por entrada de material orgânico (SALES et al, 2018), o preparo do solo, especialmente logo após o desmatamento, acaba por expor o C a maior temperatura e umidade, aumentando a velocidade de decomposição da MOS (DUIKER & LAL, 2000).

Um dos grandes cuidados quanto a estocagem de C no solo está relacionada com o clima (CARVALHO et al., 2010). Climas tropicais favorecem a decomposição da MOS, estocando menos C que em regiões de clima temperado (KOVEN et al., 2017). Contudo, segundo Eswaran et al. (1993), os solos de regiões de clima tropical possuem aproximadamente 32% do total de C orgânico estocado nos solos de todo o planeta devido a sua grande diversidade e densidade vegetal.

Além da quantificação da MOS e de sua caracterização via vários métodos, a mensuração da QS através dos atributos físicos, químicos e biológicos é de suma importância para manter o equilíbrio entre os atributos, mantendo o solo em perfeita harmonia para o desenvolvimento em bases sustentáveis (DORAN & PARKIN, 1994).

Dentre as variáveis físicas se destacam a densidade do solo (D_s), que é uma importante ferramenta para verificação de sinais de compactação do ambiente edáfico, dificultando o desenvolvimento radicular das plantas (KLAIN & CAMARA, 2007; SILVA & ROSOLEM, 2001). Outros atributos físicos para avaliação da QS também se destacam, como a análise de poros do solo (LAL, 2018; LIANG et al., 2019), resistência a penetração (COLOMBI et al., 2018; FELDE et al., 2018), densidade da partícula (WALIA & DICK, 2018; FURBISH et al., 2018) e densidade máxima do solo (CHOWDHURY et al., 2018).

Completando os atributos físicos, e tendo total relação com o carbono orgânico total (COT) do solo, as análises dos parâmetros estruturais do solo são fundamentais para conhecimento do comportamento estrutural do ambiente edáfico diante das condições antrópicas impostas (OBOUR et al., 2018; RAMOS et al., 2018). Uma das teorias mais fundamentadas sobre estruturação do solo foi proposta por Tisdal & Oades (1982), complementada por Oades (1984) e discutida por Bronick e Lal (2005), na qual relata sobre hierarquia na formação dos agregados do solo, onde os agregados de maior tamanho são formados através da influência da matéria orgânica mais lábil, através do processo de cimentação (ligação entre duas partículas minerais através da matéria orgânica), e os agregados de menor tamanho são formados por matéria orgânica mais estável e recalcitrante no solo. Sendo que os macroagregados são formados, com o passar do tempo, através da junção entre os microagregados.

Os atributos biológicos também são muito importantes na mensuração da QS, com influências na qualidade de sistemas produtivos e naturais (KUMAR & BABALAD, 2018). A avaliação de atividade microbiana através da taxa de emissão de dióxido de carbono (CO₂) também se destaca como ferramenta para avaliação da sustentabilidade de um ambiente (SOUZA et al., 2010; LOSS et al., 2013), uma vez que a adição de quantidades consideráveis de C, em função da recalcitrância deste C, estimula a atividade desses microrganismos e, conseqüentemente, influencia na mineralização de nutrientes, ciclagem de carbono, entre outros benefícios (LOSS et al., 2013; BORGES et al., 2015; WADE et al., 2018).

A MOS compreende a uma pequena parcela do solo, porém é fundamental nos processos químicos, físicos e biológicos do solo (LAL, 2018). Vários trabalhos relatam a importância e a contribuição da MOS na QS em diversos ambientes e condições impostas (ASSUNÇÃO et al., 2019; BARROS & FEARNSIDE, 2016; BORGES et al., 2015; KOVEN et al., 2017; LOSS et al., 2015; MAGALHÃES et al., 2016; MUÑOZ-ROJAS et al., 2015; MARQUES et al., 2015; OBOUR et al., 2018; RAMOS et al., 2018; ROSSET et al., 2016). Devido à complexidade da MOS, diversidade de estruturas e a capacidade de interação da matéria orgânica com a fração mineral do solo (HASSINK & WHITMORE, 1997), as técnicas de fracionamento da MOS são imprescindíveis para entender a complexidade e a origem dos compostos orgânicos, além de separar as frações e os processos de humificação, tendo relações com a qualidade do ambiente edáfico (ROSCOE & MACHADO, 2002).

1.4 Fracionamento da matéria orgânica e agregação do solo.

O C da MOS é altamente diversificado em termos do estado de oxidação (RANGEL & SILVA, 2007; BEZARRA et al., 2013), composição química, tamanho, labilidade e recalitrância, forma química e proteção física nos agregados do solo (ROMANIW et al., 2015). A maior parte do C que é armazenado na matriz do solo é independente do material de origem, e está diretamente relacionado com a fonte de C a partir de vegetação que cresce sob o mesmo, nas diversas formações vegetais brasileiras (MARQUES et al., 2015).

A compreensão da dinâmica e formas do C em sistemas manejados e naturais permite subsidiar o estabelecimento de estratégias de manejo que garantam incremento do conteúdo de MOS, e contribuam com a qualidade ambiental e do solo ao longo do tempo (MARQUES et al., 2015). Desta forma, o C pode ser útil como um indicador de mudanças na quantidade (estoque C) e qualidade (labilidade) da MOS (MAGALHÃES et al., 2016; MUÑOZ-ROJAS et al., 2015; ZHAO et al., 2015), com influência direta na qualidade do ambiente edáfico e, por consequência, na conservação da vegetação natural, e manutenção da qualidade de áreas cultivadas (TESFAHUNEGN, 2016).

Existem várias formas de se caracterizar e estudar a dinâmica da MOS em vários tipos de sistemas de manejo e vegetações nativas, dentre elas, se destacam o fracionamento químico (ASSUNÇÃO et al., 2019; LAL, 2018; ROSSET et al., 2016; ZHAO et al., 2015;), o fracionamento físico (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992; CONCEIÇÃO et al., 2005; SCHIAVO et al., 2011) e o fracionamento oxidável (CHAN et al., 2001; ROSSET et al., 2016). Essas técnicas são utilizadas, com o objetivo de entender melhor os compartimentos orgânicos do solo, e as suas interações com as frações minerais (GREGORICH et al., 2006).

O fracionamento físico-granulométrico resulta em separar a MOS em duas frações orgânicas: o C-MOP (carbono da matéria orgânica particulada), com frações de tamanho superior à 53 μm , e o C-MOM (carbono associado aos minerais) com frações de tamanho inferior à 53 μm (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992). O C-MOP possui maior sensibilidade em identificar as mudanças no uso do solo, mesmo com um curto período de tempo (BENBI et al., 2015), principalmente pela alteração do aporte vegetal provocado nas áreas alteradas (LOSS et al., 2015). O C-MOM é menos alterado pelas modificações no uso do solo devido ao maior tempo de ciclagem (BAYER et al., 2004).

Além da identificação dos compartimentos da MOS através do fracionamento físico é possível realizar o cálculo do índice de manejo de carbono (IMC) proposto por

Blair et al. (1995). O IMC é calculado através da utilização de uma área referência. O IMC é importante por relacionar-se com a labilidade (L) da MOS, mostrando a relação entre as frações lábeis e recalcitrantes da MOS (SCHIAVO et al., 2011; CONCEIÇÃO et al., 2005). Nicoloso et al. (2008) concluíram que o IMC pode ser uma ferramenta útil para subsidiar informações importantes quanto aos melhores sistemas de uso do solo, por tratar das variações que podem ocorrer entre as frações.

Roscoe & Machado (2002) mencionam que a escolha do fracionamento deve levar em consideração o tipo de estudo e o que se deseja avaliar, sendo o fracionamento físico-granulométrico indicado para avaliação de áreas sob cultivo agrícola em comparação a áreas referencial de conservação do solo, a exemplo das matas nativas. Vários trabalhos no bioma Mata Atlântica (KUNDE et al., 2016; LIMA et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2017) e no Cerrado (FERREIRA et al., 2016; FIGUEIREDO et al., 2018; GMACH et al., 2018) tratam do fracionamento físico-granulométrico como importante ferramenta na avaliação da QS e qualidade ambiental.

O fracionamento físico-granulométrico da MOS é um procedimento que relaciona a MOS com a agregação e estabilidade de agregados, ou para a quantificação dos diferentes compartimentos da MOS (ROSCOE & MACHADO, 2002). Esse fracionamento baseia-se na fundamentação de que a MOS e seus diferentes compartimentos se ligam as diferentes partículas minerais do solo, variando de acordo com a texturas dos solos avaliados (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992).

Desta forma além das técnicas de fracionamento, a avaliação da estabilidade estrutural via agregados do solo contribui com a avaliação da qualidade ambiental de um sistema de uso do solo (LOSS et al., 2015; SALTON et al., 2008; SANTOS et al., 2019). Os agregados são definidos como aglomerado de partículas iguais ou menores que 2 μm até maiores que 2000 μm . São divididos em macroagregados (maiores que 250 μm) e microagregados (menores que 250 μm) (AZEVEDO & BONUMÁ, 2004). Através da análise de agregação do solo, é possível o cálculo de importantes índices que ajudam na avaliação da qualidade de uma área: diâmetro médio ponderado (DMP) (KIEHL, 1979), diâmetro médio geométrico (DMG) (KEMPER & ROSENAU, 1986), porcentagem de agregados maiores que 2 mm (CAMPOS et al., 2016; ROSA et al., 2018) e índice de sensibilidade (BOLINDER et al., 1999).

A agregação do solo por mais que não influencie diretamente no crescimento das plantas, exerce papel fundamental na movimentação da água e ar no solo, na densidade e resistência a penetração do mesmo (ASSIS et al., 2016; GENNARO et al., 2015). A

estabilidade de agregados se resulta da ação das hifas dos organismos, e também da ação cimentante da MOS entre outros fatores envolvidos no processo que agem de forma individual ou combinada. O tipo de preparo de solo e o tipo de vegetação cultivada influenciam diretamente na estabilidade e na estruturação dos agregados (SALTON et al., 2008). Sistemas de produção em que se tem grande formação de raízes, especialmente as plantas da família das gramíneas, desempenham papel importante na formação dos agregados do solo (SANTOS et al., 2019).

A conversão de áreas sob vegetação nativa para sistemas de cultivo, nos quais não há um manejo conservacionista, podem comprometer significativamente a estruturação do ambiente edáfico, fracionando os macroagregados do solo em agregados de menores tamanho, reduzindo o número de macroporos, interferindo na densidade e na movimentação da água no solo (GENNARO et al., 2015; MARIA et al., 2007; WOHLBERG et al., 2004;), além disso expõe a MOS protegida nos agregados de maiores tamanhos ao ataque microbiano, com conseqüente aumento da emissão de CO₂ para atmosfera, e diminuição da capacidade de estocagem de C do solo (SALTON et al., 2008).

A estabilização dos agregados é caracterizada pela resistência que os mesmos oferecem a ruptura causada pelas ações mecânicas e/ou hídricas (MARIA et al., 2007, TISDAL & OADES, 1982). Todos esses fatores e benefícios que um solo bem estruturado possui, faz da avaliação da estabilidade e tamanho de agregados do solo, importantes ferramentas no estudo referente a degradação ou de avaliação ambiental do ambiente edáfico (SALTON et al., 2008; TISDAL & OADES, 1982; COONAN et al., 2019; MALCOLM et al., 2019).

1.5 REFERÊNCIAS

ANDREAE, M. O.; ACEVEDO, O. C.; ARAÚJO, A.; ARTAXO, P.; BARBOSA, C. G. G.; BARBOSA, H. M. J.; BRITO, J.; CARBONE, S.; CHI, X.; CINTRA, B. B. L.; SILVA, N. F.; DIAS, N. L.; DIAS-JÚNIOR, C. Q.; DITAS, F.; DITZ, R.; GODOI, A. F. L.; GODOI, R. H. M.; HEIMANN, M.; HOFFMANN, T.; KESSELMEIER, J.; KÖNEMANN, T.; KRÜGER, M. L.; LAVRIC, J. V.; MANZI, A. O.; LOPES, A. P.; MARTINS, D. L.; MIKHAILOV, E. F.; MORAN-ZULOAGA, D.; NELSON, B. W.; NÖLSCHER, A. C.; SANTOS NOGUEIRA, D.; PIEDADE, M. T. F.; PÖHLKER, C.; PÖSCHL, U.; QUESADA, C. A.; RIZZO, L. V.; RO, C. U.; RUCKTESCHLER, N.; SÁ, L. D. A.; SÁ, M. O.; SALES, C. B.; SANTOS, R. M. N.; SATURNO, J.; SCHÖNGART, J.; SÖRGEL, M.; SOUZA, C. M.; SOUZA, R. A. F.; SU, H.; TARGHETTA, N.; TÓTA, J.; TREBS, I.; TRUMBORE, S.; VAN EIJCK, A.; WALTER, D.; WANG, Z.; WEBER, B.; WILLIAMS, J.; WINDERLICH, J.; WITTMANN, F.; WOLFF, S.; YÁÑEZ-SERRANO, A. M. The Amazon Tall Tower Observatory (ATTO): overview of pilot

measurements on ecosystem ecology, meteorology, trace gases, and aerosols. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, n. 18, p. 10723-10776, 2015.

ASSIS, P. C.; STONE, L. F.; MEDEIROS, J. C.; MADARI, B. E.; OLIVEIRA, J. M.; WRUCK, F. J. Atributos físicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 309-316, 2015.

ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; ROSSET, J. S.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. C. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 658, p. 901-911, 2019.

AZEVEDO, A. C.; BONUMÁ, A. S. Partículas coloidais, dispersão e agregação em Latossolos. **Ciência Rural**, v. 34, n. 2, p. 609-617, 2004.

AZIZ, I.; MAHMOOD, T.; ISLAM, K. R. Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality. **Soil & Tillage Research**, v. 131, p. 28-35, 2013.

BACCINI, A. G. S. J.; GOETZ, S. J.; WALKER, W. S.; LAPORTE, N. T.; SUN, M.; SULLA-MENASHE, D.; SAMANTA, S. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182, 2012.

BALDOTTO M. A.; CANELA, M. C.; CANELLAS, L. P.; DOBBSS, L. B.; VELLOSO, A. C. X. Redox index of soil carbon stability. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1543-1551, 2010.

BARRIOS, E.; VALENCIA, V.; JONSSON, M.; BRAUMAN, A.; HAIRIAH, K.; MORTIMER, P. E.; OKUBO, S. Contribution of trees to the conservation of biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 14, n. 1, p. 1-16, 2018.

BARROS, H. S.; FEARNSIDE, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. **Forest Ecology and Management**, v. 379, p. 30-36, 2016.

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, n. 7, p. 677-683, 2004.

BENBI, D. K.; BRAR, K.; TOOR, A. S.; SINGH, P. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. **Geoderma**, v. 237, p. 149-158, 2015.

BEZERRA, R. P. M.; LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Formas de carbono em latossolo sob sistemas de plantio direto e integração lavoura-pecuária no cerrado, Goiás. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 2637-2654, 2013.

BLAIR, G. J.; LEFROY, 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, n. 7, p. 1459-1466, 1995.

BOLINDER, M. A.; ANGERS, D. A.; GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R. The response of soil quality indicators to conservation management. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 79, n. 1, p. 37-45, 1999.

BORGES, C.; RIBEIRO, B. T.; WENDLING, B.; CABRAL, D. A. Agregação do solo, carbono orgânico e emissão de CO₂ em áreas sob diferentes usos no Cerrado, região do Triângulo Mineiro. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 3, p. 661-675, 2015.

BORLAUG, N. E. Feeding a world of 10 billion people: the miracle ahead. **Biotechnology & Biotechnological Equipment**, v. 11, n. 3-4, p. 3-13, 1997.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, n. 1-2, p.3-22, 2005.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 777-783, 1992.

CAMPOS, M. C. C.; SOARES, M. D. R.; NASCIMENTO, M. F.; SILVA, D. M. P. Estoque de carbono no solo e agregados em Cambissolo sob diferentes manejos no sul do Amazonas. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 2, p. 339-349, 2016.

CARVALHO, F.; BÔLLA, D. S.; MIRANDA, J. M. D.; ZOCCHÉ, J. J. Deslocamentos de morcegos frugívoros (Chiroptera: Phyllostomidae), entre diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica, no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 15, n. 2, p. 78-82, 2017.

CARVALHO, P. C. F.; ANGHINONI, I.; MORAES, A.; SOUZA, E. D.; SULC, R. M.; LANG, C. L.; FLORES, J. P. C.; LOPES, M. L. T.; SILVA, J. L. S.; CONTE, O.; WESP, C. L.; LEVIEN, R.; FORTANELI, R. S.; BAYER, C. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 88, n. 2, p. 259-273, 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, n. 1, p. 61-67, 2001.

CHOWDHURY, M. E.; ISLAM, M. A.; ISLAM, T.; KHAN, N. Evaluation of shear strength of cohesionless soil from maximum, minimum dry density and fines content using polynomial surface fitting method. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, v. 23, n. 1, p. 31-56, 2018.

COLETTA, L. D.; NARDOTO, G. B.; LATANSIO-AIDAR, S. R.; ROCHA, H. R.; AIDAR, M. P. M.; OMETTO, J. P. H. B. Isotopic view of vegetation and carbon and nitrogen cycles in a Cerrado ecosystem, southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 4, p. 467-475, 2009.

COLOMBI, T.; TORRES, L. C.; WALTER, A.; KELLER, T. Feedbacks between soil penetration resistance, root architecture and water uptake limit water accessibility and crop growth—A vicious circle. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 1026-1035, 2018.

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.

COONAN, E. C.; RICHARDSON, A. E.; KIRKBY, C. A.; KIRKEGAARD, J. A.; AMIDY, M. R.; SIMPSON, R. J.; STRONG, C. L. Soil carbon sequestration to depth in response to long-term phosphorus fertilization of grazed pasture. **Geoderma**, v. 338, p. 226-235, 2019.

DALMOLIN, R. S. D.; CATEN, A. T. Uso da terra dos biomas brasileiros e o impacto sobre a qualidade do solo. **Entre-Lugar**, v. 3, n. 6, p. 181-193, 2012.

DENARDIN, R. B. N.; MATTIAS, J. L.; DO PRADO WILDNER, L.; NESI, C. N.; SORDI, A.; KOLLING, D. F.; CERUTTI, T. Estoque de carbono no solo sob diferentes formações florestais, Chapecó-SC. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 1, p. 59-69, 2014.

DORAN, J. W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B.A. eds. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Soil Science Society of America, 1994. p.3-22.

DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil & Tillage Research**, v. 54, n. 1-2, p. 21-30, 2000.

ESSEEN, P.; RENHORN, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1307-1317, 1998.

ESWARAN, H.; VAN DEN BERG, E.; REICH, P. Organic carbon in soils of the world. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, n. 1, p. 192-194, 1993.

FELDE, V. J.; DRAHORAD, S. L.; FELIX-HENNINGSSEN, P.; HOON, S. R. Ongoing oversanding induces biological soil crust layering—A new approach for biological soil crust structure elucidation determined from high resolution penetration resistance data. **Geoderma**, v. 313, p. 250-264, 2018.

FERREIRA, E. A. B.; BUSTAMANTE, M. M. D. C.; RESCK, D. V. S.; FIGUEIREDO, C. C. D.; PINTO, A. D. S.; MALAQUIAS, J. V. Carbon Stocks in Compartments of Soil Organic Matter 31 Years after Substitution of Native Cerrado Vegetation by Agroecosystems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-15, 2016.

FIGUEIREDO, C. C.; OLIVEIRA, A. D., SANTOS, I. L.; FERREIRA, E. A. B.; MALAQUIAS, J. V.; SÁ, M. A. C.; CARVALHO, A. M.; SANTOS, J. D. D. G. Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado. **Science of The Total Environment**, v. 618, p. 1572-1582, 2018.

- FONSECA, G. A. B.; ROBINSON, J. G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, v. 53, p. 265-294, 1990.
- FURBISH, D. J.; ROERING, J. J.; ALMOND, P.; DOANE, T. H. Soil particle transport and mixing near a hillslope crest: 1. Particle ages and residence times. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 123, n. 5, p. 1052-1077, 2018.
- GENNARO, L. A.; SOUZA, Z. M.; SIMÕES DA SILVA, L. F.; COOPER, M.; CAMPOS, M. C. C. Estrutura do solo sob feijão irrigado e diferentes manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 2, p. 608-614, 2015.
- GMACH, M. R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 14, p. 1-8, 2018.
- GREGORICH, E. G.; BEARE, M. H.; MCKIM, U. F.; SKJEMSTAD, J. O. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 3, p. 975-985, 2006.
- GUARESCHI, R. F. PEREIRA, M. G. M.; PERIN, A. Densimetric fractionation of organic matter in an agricultural chronosequence in no-till areas in the Cerrado region, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 37, n. 2, p. 596-610, 2016.
- HASSINK, J.; WHITMORE, A. P. A model of the physical protection of organic matter in soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 131-139, 1997.
- ISELL, F.; COWLES, J.; DEE, L. E.; LOREAU, M.; REICH, P. B.; GONZALEZ, A.; SCHMID, B. Quantifying effects of biodiversity on ecosystem functioning across times and places. **Ecology Letters**, v. 21, n. 6, p. 763-778, 2018.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, n. 2, p. 173-185, 1989.
- KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, R.O. ed. **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 33-54.
- KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUNTE, A. ed. **Methods of soil analysis. Parte 1: physical and mineralogical methods**. Kimberley: American Society of Agronomy, 1986. p. 425-443.
- KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: Relações solo-planta**, São Paulo: Agronômica Ceres. 1979. 263 p.
- KLEIN, V. A.; CAMARA, R. K. Rendimento da soja e intervalo hídrico ótimo em Latossolo Vermelho sob plantio direto escarificado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 2, p. 221-227, 2007.

KOVEN, C. D.; HUGELIUS, G.; LAWRENCE, D. M.; WIEDER, W. R. Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 11, p. 817, 2017.

KOWARIK, I.; VON DER LIPPE, M. Plant population success across urban ecosystems: A framework to inform biodiversity conservation in cities. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 2354-2361, 2018.

KUNDE, R. J.; LIMA, C. L. R.; SILVA, S. D. A.; PILLON, C. N. Frações físicas da matéria orgânica em Latossolo cultivado com cana-de-açúcar no Rio Grande do Sul. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1520-1528, 2016.

KUMAR, B. T. N.; BABALAD, H. B. Soil Organic Carbon, Carbon Sequestration, Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen and Soil Enzymatic Activity as Influenced by Conservation Agriculture in Pigeonpea and Soybean Intercropping System. **International Journal Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 7, n. 3, p. 323-333, 2018.

LAL, R. Challenges and opportunities in soil organic matter research. **European Journal of Soil Science**, v. 60, n. 2, p. 158-169, 2009.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, p. 3285-3301, 2018.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, 2004.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.

LEITE, M. R. R.; BORGES, M. G.; RODRIGUES, H. L. A. Mapeamento das fitofisionomias do Cerrado no norte de Minas Gerais. **Revista de Geografia-PPGEO-UFJF**, v. 8, n. 1, p. 85-98, 2018.

LEWIS, R. W.; BARTH, V. P.; COFFEY, T.; MCFARLAND, C.; HUGGINS, D. R.; SULLIVAN, T. S. Altered Bacterial Communities in Long-Term No-Till Soils Associated with Stratification of Soluble Aluminum and Soil pH. **Soil Systems**, v. 2, n. 1, p. 7, 2018.

LI, J.; RAMIREZ, G. H.; KIANI, M.; QUIDEAU, S.; SMITH, E.; JANZEN, H. PUURVEEN, D. Soil organic matter dynamics in long-term temperate agroecosystems: rotation and nutrient addition effects. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 98, n. 2, p. 232-245, 2018.

LIANG, A.; ZHANG, Y.; ZHANG, X.; YANG, X.; MCLAUGHLIN, N.; CHEN, X.; TANG, J. Investigations of relationships among aggregate pore structure, microbial biomass, and soil organic carbon in a Mollisol using combined non-destructive

measurements and phospholipid fatty acid analysis. **Soil & Tillage Research**, v. 185, p. 94-101, 2019.

LINERA, G. W. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **The Journal of Ecology**, v. 78, p. 356-373, 1990.

LIMA, S. S. D.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, R. N.; PONTES, R. M. D.; ROSSI, C. Q. Termite Mounds Effects on Soil Properties in the Atlantic Forest Biome. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 1-14, 2018.

LOSS, A.; BASSO, A.; OLIVEIRA, B. S.; KOUCHER, L. P.; OLIVEIRA, R. A.; KURTZ, C.; COMIN, J. J. Carbono orgânico total e agregação do solo em sistema de plantio direto agroecológico e convencional de cebola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1212-1224, 2015.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; BEUTLER, S. J.; PERIN, A.; CUNHA DOS ANJOS, L. H. Carbono mineralizável, carbono orgânico e nitrogênio em macroagregados de Latossolo sob diferentes sistemas de uso do solo no Cerrado Goiano. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 5, p. 2153-2168, 2013.

LUO, Z.; WANG, E.; SUN, O. J. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 139, n. 1-2, p. 224-231, 2010.

MACDOUGALL, A.; KELLMAN, M. The understory light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. **Journal of Biogeography**, v. 19, p. 667-675, 1992.

MACE, G. M.; BARRETT, M.; BURGESS, N. D.; CORNELL, S. E.; FREEMAN, R.; GROOTEN, M.; PURVIS, A. Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 9, p. 448, 2018.

MAGALHÃES, S. S. A.; RAMOS, F. T.; WEBER, O. L. S. Carbon stocks of an Oxisol after thirty-eight years under different tillage systems. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 85-91, 2016.

MALCHOW, E.; KOEHLER, A. B.; NETTO, S. P. Efeito de borda em um trecho da floresta ombrófila mista, em fazenda Rio Grande, PR. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v.4, n.2, p. 85-94, 2017.

MALCOLM, B. J.; CAMERON, K. C.; CURTIN, D. D. H. J.; BEARE, M. H.; JOHNSTONE, P. R.; EDWARDS, G. R. Organic matter amendments to soil can reduce nitrate leaching losses from livestock urine under simulated fodder beet grazing. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 272, p. 10-18, 2019.

MALTAS, A.; KEBLI, H.; OBERHOLZER, H. R.; WEISSKOPF, P.; SINAJ, S. The effects of organic and mineral fertilizers on carbon sequestration, soil properties, and crop yields from a long-term field experiment under a Swiss conventional farming system. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 926-938, 2018.

MARIA, L. C.; KOCSSI, M. A.; DECHEN, S. C. F. Agregação do solo em área que recebeu lodo de esgoto. **Bragantia**, v. 66, n. 2, p. 291-297, 2007.

MARQUES, J. D. O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; SARRAZIN, M.; FERREIRA, S. J. F.; BELDINI, T. P.; MARQUES, E. M. A. Distribution of organic carbon in different soil fractions in ecosystems of central Amazonia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 232-242, 2015.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 3, p. 405-412, 1999.

MOURA, F. B. P. **A Mata Atlântica em Alagoas**. Maceió: EDUFAL, 2006. 89 p.

MUÑOZ-ROJAS, M.; JORDÁN, A.; ZAVALA, L. M.; DE LA ROSA, D.; ABDELMABOD, S. K.; ANAYA-ROMERO, M. Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956–2007). **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 2, p. 168-179, 2015.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

NICOLOSO, R. S. LOVATO, T.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; LANZANOVA, M. E. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2425-2433, 2008.

NOVAIS, D. B.; FERREIRA, J. S.; BARRETO, P. A. B. Fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em fragmento florestal, Vitória da Conquista, Bahia. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 4, p. 185-189, 2016.

OADES, J. M. Soil organic matter and structural stability, mechanisms and implications for management. **Plant Soil**, v. 76, n. 1-3, p. 319-337, 1984.

OBOUR, P. B., JENSEN, J. L., LAMANDÉ, M., WATTS, C. W.; MUNKHOLM, L. J. Soil organic matter widens the range of water contents for tillage. **Soil & Tillage Research**, v. 182, p. 57-65, 2018.

OLIVEIRA, D. M. S.; PAUSTIAN, K.; COTRUFO, M. F.; FIALLOS, A. R.; CERQUEIRA, A. G.; CERRI, C. E. P. Assessing labile organic carbon in soils undergoing land use change in Brazil: A comparison of approaches. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 411-419, 2017.

PEREIRA, M. A. S.; NEVES, N. A. G. S. Considerações sobre a fragmentação territorial e as redes de corredores ecológicos. **Geografia**, v. 16, n. 2, p. 5-24, 2007.

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical transactions of the royal society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959-2971, 2010.

PRIMACK; R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Biblioteca Nacional, 2001. 328p.

PRIP, C. The Convention on Biological Diversity as a legal framework for safeguarding ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 199-204, 2018.

RAMOS, F. T.; DORES, E. F. D. C.; WEBER, O. L. D. S.; BEBER, D. C.; CAMPELO JUNIOR, J. H.; MAIA, J. C. D. S. Soil organic matter doubles the cation exchange capacity of tropical soil under no-till farming in Brazil. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 98, p. 3595-3602, 2018.

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.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F.; DIAS, T. A. B.; SILVA, M. R. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 5, p. 1-9, 2018.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROMANIW, J.; SÁ, J. C. M.; PADILHA, A. A.; RAMOS, F. S.; EURICH, G.; BRESSAN, P. T. Carbon dynamics in no-till soil due to the use of industrial organic waste and mineral fertilizer. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 3, p. 477-487, 2015.

ROSA, S. F. D.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; FLEIG, F. D.; RODRIGUES, M. F.; GELAIN, N. S. Physical and chemical properties of an ultisol under cultivation of eucalyptus dunnii maiden of Pampa gaúcho. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 580-590, 2018.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. A. **Fracionamento físico do solo em estudos de matéria orgânica**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos -, 2002. 86 p.

ROSSET, J. S.; LANA, C., M.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTO, M. V. M. Frações químicas e oxidáveis da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo, em Latossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1529-1538, 2016.

SALES, A.; SILVA, A. R.; VELOSO, C. A. C.; CARVALHO, E. J. M.; MIRANDA, B. M. Carbono orgânico e atributos físicos do solo sob manejo agropecuário sustentável na Amazônia Legal. **Colloquium Agrariae**, v. 14, n. 1, p. 1-15, 2018.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. **Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007. 60 p.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA J. R., L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 113-124, 2010.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRÍCIO, A. C.; 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, n. 1, p. 11-21, 2008.

SANTOS, C. A.; REZENDE, C. D. P.; PINHEIRO, É. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**, v. 337, p. 394-401, 2019.

SCHIAVO, J. A.; ROSSET, J. S.; PEREIRA, M. G.; SALTON, J. C. Índice de manejo de carbono e atributos químicos de Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1332-1338, 2011.

SIGNOR, D.; DEON, M. D. I.; CAMARGO, P. B. D.; CERRI, C. E. P. Quantity and quality of soil organic matter as a sustainability index under different land uses in Eastern Amazon. **Scientia Agrícola**, v. 75, n. 3, p. 225-232, 2018.

SILVA, R. H.; ROSOLEM, C. A. Crescimento radicular de espécies utilizadas como cobertura decorrente da compactação do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 2, p. 253-260, 2001.

SMITH, P. Soils and climate change. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 539-544, 2012.

SOUZA, A. C. O. D.; TORRES, R. B.; BERNACCI, L. C.; JUNG-MENDAÇOLLI, S. L. Species of native flora of the remnants from experimental stations of agência paulista de tecnologia dos agronegócios, Instituto Agrônômico de Campinas, São Paulo State, Brazil. **Hoehnea**, v. 42, n. 1, p. 59-92, 2015.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, p. 79-88, 2010.

STÜRMER, S. L. K.; ROSSATO, O. B.; COPETTI, A. C. C.; DOS SANTOS, D. R.; CALEGARI, A.; BRUM, B. Variações nos teores de carbono orgânico em função do desmatamento e revegetação natural do solo. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 241-250, 2011.

TESFAHUNEGN, G. B. Soil quality indicators response to land use and soil management systems in northern Ethiopia's catchment. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 2, p. 438-448, 2016.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; BATISTA, J. L. F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist Forest. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGARD, R. O, ed. **Tropical forest remnants: ecology management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 351-365.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WADE, J.; CULMAN, S. W.; HURISSO, T. T.; MILLER, R. O.; BAKER, L.; HORWATH, W. R. Sources of variability that compromise mineralizable carbon as a soil health indicator. **Soil Science Society of America Journal**, v. 82, p. 243-252, 2017.

WALIA, M. K.; DICK, W. A. Selected soil physical properties and aggregate-associated carbon and nitrogen as influenced by gypsum, crop residue, and glucose. **Geoderma**, v. 320, p. 67-73, 2018.

WANG, Q.; LIU, S.n; TIAN, P. Carbon quality and soil microbial property control the latitudinal pattern in temperature sensitivity of soil microbial respiration across Chinese forest ecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, p. 2841-2849, 2018.

WARBURTON N. H. Structure and conservation of forest avifauna in isolated rainforest remnants in tropical Australia. In: LAURANCE W. F.; BIERREGAARD R. O. (eds), **Tropical Forest Remnants**. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, 1997.p. 190-206.

WOHLENBERG, E. V.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BLUME, E. Dinâmica da agregação de um solo franco-arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 831-900, 2004.

ZHAO, X.; WU, P.; GAO, X.; PERSAUD, N. Soil quality indicators in relation to land use and topography in a small catchment on the Loess Plateau of China. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 1, p. 54-61, 2015.

CAPITULO 2: ESTOQUE DE CARBONO E AGREGAÇÃO DO SOLO EM FRAGMENTOS FLORESTAIS NOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E CERRADO

RESUMO

A conservação da biodiversidade bem como o uso racional dos recursos naturais se faz necessária, visto o avanço das ações antrópicas na mudança do uso do solo nos biomas brasileiros. Este estudo objetivou determinar o estoque de carbono e a agregação do solo, no interior e ao entorno de fragmentos florestais dos biomas Mata Atlântica e Cerrado. Foram coletadas amostras de solo deformadas e indeformadas nas camadas 0-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m, além de coleta de serapilheira, em 2 fragmentos florestais no bioma Mata Atlântica e em áreas de sistema plantio direto (SPD) ao entorno, e em 2 fragmentos florestais no bioma Cerrado e em cultivos de pastagem permanente (PP) ao entorno. Para os quatro fragmentos foram amostrados 3 pontos, sendo eles; um ponto na borda do fragmento (BO), um ponto na metade da distância entre a borda e o centro do fragmento, denominado metade do raio (MR), um ponto no centro do fragmento (CF) e um ponto ao entorno dos fragmentos, no SPD e PP nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, respectivamente, em 4 repetições por ponto de coleta. Nas amostras de material vegetal foi determinado a massa seca da serapilheira. Nas amostras de solo foram realizadas análise de carbono orgânico total (COT) e densidade do solo (Ds), com posteriores cálculos de estoque de carbono do solo (EstC), índice de estratificação (IE) e variação de estoque de carbono (Δ EstC), além da análise da estabilidade de agregados: diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG), porcentagem de agregados > 2 mm e cálculo do índice de sensibilidade (IS). Nos fragmentos do bioma Mata Atlântica, os pontos de BO apresentaram maior deposição de serapilheira. A Ds variou de 1,03 a 1,19 Mg m^{-3} para todas as camadas de ambos os fragmentos. Os maiores teores de COT e valores EstC foram observados na camada superficial e no ponto do CF, chegando a 63,20 g kg^{-1} de COT e valores de EstC de 22,43 Mg ha^{-1} , sendo que em ambos os fragmentos houve redução do EstC quando se passa do CF para pontos mais externos. As áreas de SPD ao entorno dos fragmentos apresentaram os menores valores de DMP; DMG, $\% > 2$ mm e IS comparado aos fragmentos de Mata Atlântica. As áreas de PP ao entorno dos fragmentos do bioma Cerrado apresentaram menor deposição de material vegetal sobre o solo. Essas mesmas áreas obtiveram maiores valores de Ds, chegando a 1,73 Mg m^{-3} . Os teores de COT e valores de EstC não apresentaram padrão homogêneo de semelhanças entre os pontos no interior dos fragmentos. Em ambos os fragmentos de Cerrado, as variáveis de agregação do solo não diferiram das áreas de PP ao entorno. De modo geral, a serapilheira apresentou padrão semelhante entre os fragmentos do bioma Mata Atlântica indicando possível efeito de borda, não sendo observado isso no Cerrado. O COT e EstC indicam o ponto CF com maior estado de conservação nos fragmentos de Mata Atlântica. Já no Cerrado, as áreas de PP apresentaram o mesmo potencial de acúmulo de carbono em camadas subsuperficiais em comparação com os fragmentos florestais. A fragmentação florestal nos dois biomas modificou os atributos físicos do solo, agregação e/ou densidade, além de influenciar nos padrões de estocagem de carbono no interior dos fragmentos e, em especial, nas áreas manejadas ao entorno.

Palavras-Chaves: Avaliação ambiental, Fragmentação florestal, Qualidade do solo.

CAPITULO 2: CARBON STOCK AND SOIL AGGREGATION IN FOREST FRAGMENTS IN THE ATLANTIC FOREST AND CERRADO BIOMES

ABSTRACT

The conservation of biodiversity as well as the rational use of natural resources is necessary, since the advancement of the anthropic actions in the change of the use of the soil in the Brazilian biomes. This study aimed to determine the carbon stock and soil aggregation, in and around forest fragments of Atlantic Forest and Cerrado biomes. Deformed and undisturbed soil samples were collected in the 0-0.05 layers; 0.05-0.10 and 0.10-0.20 m, in addition to litter collection, in 2 forest fragments in the Atlantic Forest biome and in no-tillage system (NTS) areas, and in 2 forest fragments in the Cerrado biome and in permanent pasture (PP) crops to the environment. For the four fragments, 3 points were sampled; a point at the border of the fragment (BO), a point in the middle of the distance between the border and the center of the fragment, called the half of the radius (HR), a point in the center of the fragment (FC) and a point around the fragments, in NTS and PP in Atlantic Forest and Cerrado biomes, respectively, in 4 replicates per collection point. In the samples of plant material the dry mass of the litter was determined. In the soil samples, total organic carbon (TOC) and soil density (SD) were analyzed, with subsequent calculations of soil carbon stock (CS), stratification index (SI) and carbon stock variation (Δ CSV), in addition to aggregate stability analysis: weighted mean diameter (WMD), geometric mean diameter (GDM), aggregate $\% > 2$ mm, and sensitivity index (SI) calculation. In the fragments of the Atlantic Forest biome, the points of BO presented higher deposition of litter. The SD ranged from 1.03 to 1.19 Mg m⁻³ for all layers of both fragments. The highest TOC and CS values were observed in the surface layer and at the point of FC, reaching 63.20 g kg⁻¹ of TOC and values of CS of 22.43 Mg ha⁻¹, and in both fragments there were reduction of the CS when going from FC to more external points. The NT areas around the fragments presented the lowest values of WMD; GMD, $\% > 2$ mm and SI compared to Atlantic Forest fragments. The areas of PP to the surroundings of the fragments of the Cerrado biome showed lower deposition of vegetal material on the soil. These same areas obtained higher values of SD, reaching 1.73 Mg m⁻³. The TOC contents and CS values did not present a homogeneous pattern of similarities between the points inside the fragments. In both Cerrado fragments, the soil aggregation variables were not different from the PP areas to the surroundings. In general, the litter presented a similar pattern among the fragments of the Atlantic Forest biome indicating a possible border effect, not being observed in the Cerrado. The TOC and CS indicate the FC point with the highest conservation status in Atlantic Forest fragments. In the Cerrado, the PP areas presented the same potential of carbon accumulation in subsurface layers in comparison to the forest fragments. Forest fragmentation in the two biomes modified soil physical attributes, aggregation and / or density, as well as influencing the carbon storage patterns within the fragments, and especially in the areas managed to the environment.

Keywords: Environmental assessment, Forest fragmentation, Soil quality.

2.1 INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade é de extrema importância, visto a contribuição dos serviços ecossistêmicos que o ambiente desempenha para a sobrevivência humana (PRIP, 2018). O uso racional dos recursos naturais como o solo e água se faz necessário em todos os biomas brasileiros, principalmente pela preocupação com os avanços das atividades antrópicas sobre as mudanças do uso do solo nestes biomas (DALMOLIN & CATEN, 2012).

No continente americano, a Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical. Originalmente ocupava toda a costa brasileira, completando ainda sua parte sul adentrando-se no Paraguai e Argentina (LEAL & CÂMARA, 2003). Abrigando inúmeras espécies endêmicas de fauna e flora, a Mata Atlântica é um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade (MYERS et al., 2000). Sua diversidade está relacionada com grande extensão em latitude e variações em altitude (ALMEIDA, 2016), com variada fitofisionomia e forte influência do clima em cada região (MOURA, 2006). A colonização e polarização humana no bioma Mata Atlântica é a principal causa de degradação, visto que suas áreas foram reduzidas a 12% do total, em sua maioria em fragmentos florestais de até 50 hectares (RIBEIRO et al., 2009).

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e ocupa uma extensão territorial de mais de 204,7 milhões de hectares (SANO et al., 2010), sendo também um *hotspots* de conservação, principalmente pela vulnerabilidade de suas áreas (MYERS et al., 2000). Apresenta grande diversidade na fitofisionomia, formando um mosaico em sua paisagem (MALHEIROS et al., 2016). Com solos profundos e topografia favorável, grande parte de suas extensões territoriais é utilizada no cultivo agropecuário, o que impulsiona altos níveis de degradação (COLETTA et al., 2009; BORLAUG, 2002; GUARESCHI et al., 2016), principalmente pelo cultivo de pastagens extensivas com uso de práticas inadequadas de manejo do solo (SANO et al., 2010; SILVA et al., 2018).

Diversas dessas atividades são fontes de distúrbios ao ambiente, provocando alterações na paisagem em geral (NOVAIS et al., 2016), convertendo grandes extensões territoriais de matas nativas em fragmentos de diversos tamanhos e formas, sendo que, na maioria das vezes, não existe conectividade entre eles, o que permitiria maior sobrevivência de espécies devido a maior efetividade do fluxo gênico (VIANA et al., 1998). Essas alterações na vegetação nativa, fragmentando extensas áreas, fazem com que aconteça de forma mais pronunciada o efeito de borda, que modifica as características da borda desses fragmentos, com aumento de temperatura (CAMARGO & KAPOS,

1995), maior incidência de ventos (LAURANCE et al., 1998), alterando os ciclos das espécies arbóreas (MALCHOW et al., 2017), podendo provocar modificações nos atributos edáficos, em especial no estoque de carbono do solo (EstC) no interior destes fragmentos, dependendo do bioma, tamanho do fragmento, tempo de fragmentação e de outras variáveis (BARROS & FEARNSIDE, 2016).

Essa conversão de áreas naturais em grandes áreas com cultivos agrícolas e pastagens modifica especificamente o ambiente edáfico, onde a maior área da paisagem passa a ser ocupada por sistemas de produção, que muitas vezes acabam por provocar modificações na qualidade física (LOSS et al., 2015; ROSSET et al., 2014; SALTON et al., 2008; SALES et al., 2018), química (ASSUNÇÃO et al., 2019; SOUZA et al., 2018; SOUZA et al., 2017; ROSSET et al., 2014; 2016) e biológica (BARBOSA et al., 2018; OLIVEIRA FILHO et al., 2018) do solo.

Dentre os indicadores de qualidade edáfica, a matéria orgânica do solo (MOS) é um indicador sensível em detectar alterações no ambiente decorrentes do uso e ocupação (ROMANIW et al., 2015), pois o estoque, as formas de C orgânico e os atributos químicos, físicos e biológicos do solo estão estreitamente relacionados (BALDOTTO et al., 2010). Em solos com cobertura vegetal natural, o C orgânico encontra-se em equilíbrio dinâmico, com teores praticamente constantes com o tempo (ASSUNÇÃO et al., 2019; BORGES et al., 2015; ROSSET et al., 2016). Com a conversão dessas áreas nativas em sistemas de cultivo, ocorre um desequilíbrio na dinâmica de deposição de MOS, aumentando a emissão de C em forma de gases para atmosfera, a exemplo do dióxido de carbono (CO₂) (LUO et al., 2010; SMITH, 2012; STÜRMER et al., 2011). Como consequência da perda de MOS, em muitos casos há prejuízos a estabilidade estrutural do solo, principalmente em relação a diminuição do tamanho e estabilidade dos agregados do solo (RABBI et al., 2015; RIBON et al., 2014).

A compreensão da dinâmica, quantidade e formas do C em sistemas manejados e naturais, permite subsidiar o estabelecimento de estratégias de manejo que garantam incremento do conteúdo de MOS (MARQUES et al., 2015; MAGALHÃES et al., 2016), principalmente em ambientes tropicais, onde o cuidado com o EstC deve ser minucioso por conta das elevadas temperaturas e alta taxa de umidade (KOVEN et al., 2017), que aceleram o processo de oxidação da MOS, influenciando nas emissões de CO₂ para a atmosfera (DINARDINI et al., 2014).

Com a justificativa de se conhecer melhor a dinâmica da MOS e atributos físicos do solo em áreas florestais fragmentadas com possível indicativo de efeito de borda, o

presente trabalho teve como objetivo determinar os estoques de carbono, bem como a densidade e a agregação do solo no interior, na borda e ao entorno de fragmentos florestais localizados nos biomas Mata Atlântica e Cerrado.

2.2 METODOLOGIA

2.2.1 Localização, Clima, Solo e Histórico das Áreas de Estudo

2.2.2 Bioma Mata Atlântica

Foram coletadas amostras de solo em dois fragmentos florestais localizados no município de Terra Roxa, região oeste do estado do Paraná, Brasil (Figura 1, Tabela 1). A vegetação dos dois fragmentos é de Mata Atlântica – Floresta Estacional Semidecidual (CAMPOS & SILVEIRA FILHO, 2010), sendo os dois fragmentos com formato retangular.

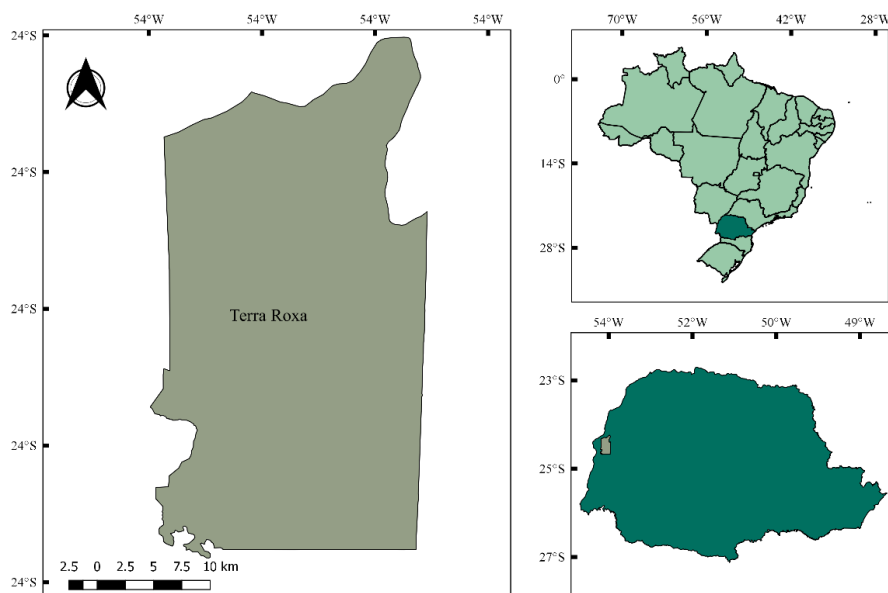


Figura 1. Mapa de localização do município de Terra Roxa – PR, Brasil.

Tabela 1. Descrições das áreas dos fragmentos florestais avaliados.

Bioma Mata Atlântica	Descrição
Fragmento 1	60,4 ha; 337 m de altitude, 24°14'05,56" Sul (S) e 54°09'30,63" Oeste (O).
Fragmento 2	69,1 ha; 338 m de altitude, 24°14'04,37" Sul (S) e 54°08'51,89" Oeste (O).

O clima da região é subtropical (Cfa), segundo classificação de Köppen (CAVIGLIONE et al., 2000). De acordo com o levantamento detalhado de solos do estado do Paraná (BHERING, 2007), as áreas do estudo se encontram sob Latossolo Vermelho Eutroférico típico, textura muito argilosa (58,0, 249,8, 692,2 g kg⁻¹ de areia, silte e argila,

respectivamente no fragmento 1, e 57,6, 242,4, 701,0 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente no fragmento 2) (SANTOS et al., 2013), sendo a caracterização química dos pontos estudados apresentada na Tabela 2.

Tabela 2. Caracterização química dos pontos estudados nos fragmentos 1 e 2 e nas áreas de SPD ao entorno, no bioma Mata Atlântica.

Determinações	Pontos BO, MR e CF do fragmento 1	Pontos BO, MR e CF do fragmento 2	SPD ao entorno do fragmento 1	SPD ao entorno do fragmento 2
pH (CaCl ² 0,01M)	4,79	4,68	5,13	5,11
P (mg/dm ³)	8,08	4,14	10,84	30,15
K (cmolc/ dm ³)	0,52	0,59	0,39	0,47
Ca (cmolc/ dm ³)	1,40	1,20	2,90	3,00
Mg (cmolc/ dm ³)	1,10	0,80	1,40	2,00
Al (cmolc/ dm ³)	0,11	0,10	0,03	0,03
H+Al (cmolc/ dm ³)	5,00	2,20	3,20	3,50
SB	3,02	2,59	4,69	5,47
C.T.C (pH 7,0)	8,02	4,79	7,89	8,97
V%	37,7	54,1	59,4	61,0

Laboratório: NUTRISOLO, Ivinhema, MS. Caracterização química - Cloreto de Cálcio (pH); Mehlich (P e K); KCl 1N (Ca, Mg e Al); Acetato de Cálcio pH 7,0 (H + Al). SB: Soma por bases, C.T.C: Capacidade de troca catiônica, V%: Saturação de bases

Ao entorno dos dois fragmentos, encontra-se áreas de cultivo agrícola que somam 76,1 ha. A região dos remanescentes fragmentos florestais foi desmatada em 1970, para o cultivo de hortelã durante 10 anos. A partir de 1980, deu-se início o cultivo de soja/milho em sistema de preparo convencional (SPC) até 2002, onde as áreas foram convertidas para sistema plantio direto (SPD) no mesmo sistema de sucessão de culturas do SPC, o que permanece até o presente momento. Porém, nestes dois fragmentos florestais, até o ano de 2000, ocorreu manejo florestal com retirada de árvores de maior porte das áreas mais externas destes fragmentos, ou seja, existia até esse respectivo ano, ações antrópicas no interior destes fragmentos modificando a vegetação dos mesmos.

2.2.3 Bioma Cerrado

Para o bioma Cerrado foram coletadas amostras de solos em dois fragmentos florestais, localizados nos municípios de Aquidauana e Anastácio, na região do Ecótono

Cerrado-Pantanal, estado de Mato Grosso do Sul (Figura 2, Tabela 2). O clima da região é classificado como Aw (Tropical úmido), sendo que a vegetação de ambas as áreas, apresentam características de Cerrado *stricto sensu*, podendo ter variações para Cerradão (SILVA JUNIOR & SANTOS, 2005).

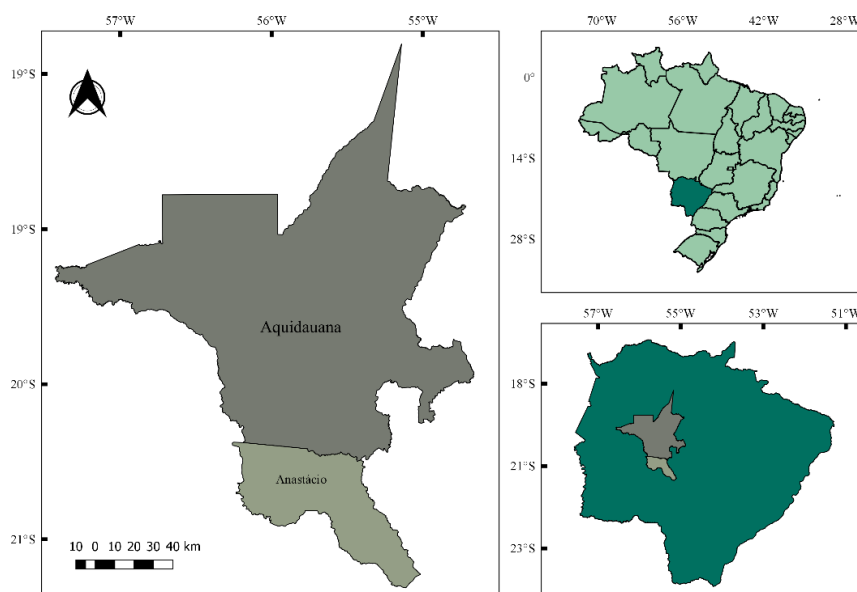


Figura 2. Mapa de localização dos municípios de Aquidauana e Anastácio – MS, Brasil.

Tabela 3. Descrições das áreas dos fragmentos florestais avaliados.

Bioma Cerrado	Descrição
Fragmento 1	55,7 ha; 209 m de altitude, 20°25'58,46" Sul (S) e 55°41'35,29" Oeste (O).
Fragmento 2	77,3 ha; 227 m de altitude, 20°31'12,48" Sul (S) e 55°41'09,25" Oeste (O).

O solo predominante nos dois municípios onde se encontram os fragmentos é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo de textura média (762,9, 56,7, 180,4 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente no fragmento 1, e 711,2, 112,6 e 176,2 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente no fragmento 2) (SANTOS et al., 2013), sendo os dois fragmentos com formato retangular. A caracterização química dos pontos estudados é apresentada na Tabela 4.

A área ao entorno do fragmento 1 encontra-se com pastagem permanente (*Urochloa decumbens*), com 420,7 ha, a qual foi instalada no ano de 1980, sendo reformada com revolvimento de solo, calagem e adubação fosfatada no ano de 2008. Ao entorno do fragmento 2 também se encontra cultivos de PP (*Urochloa decumbens*), com 1.250 ha, instalada no ano de 1992, e reformada com revolvimento de solo, calagem e

adubação fosfatada no ano de 2007. Ambas as áreas de pastagem apresentam sinais visíveis de degradação/mal manejo: baixo potencial de cobertura do solo pela espécie forrageira, presença de plantas invasoras, além de lotação de animais com 1 unidade animal (UA) ha⁻¹.

Tabela 4. Caracterização química dos pontos estudados nos fragmentos 1 e 2 e nas áreas ao entorno, no bioma Cerrado.

Determinações	Pontos BO, MR e CF do fragmento 1	Pontos BO, MR e CF do fragmento 2	PP ao entorno do fragmento 1	PP ao entorno do fragmento 2
pH (CaCl ₂ 0,01M)	4,06	4,53	4,11	4,62
P (mg/dm ³)	2,86	2,76	1,68	1,68
K (cmol _c / dm ³)	0,11	0,15	0,03	0,06
Ca (cmol _c / dm ³)	0,30	1,30	0,40	0,80
Mg (cmol _c / dm ³)	0,20	0,70	0,20	0,60
Al (cmol _c / dm ³)	0,85	0,25	0,56	0,15
H+Al (cmol _c / dm ³)	3,10	2,80	3,50	1,30
SB	0,61	2,15	0,63	1,46
C.T.C (pH 7,0)	3,71	4,95	4,13	2,76
V%	16,4	43,4	15,3	52,9

Laboratório: NUTRISOLO, Ivinhema, MS. Caracterização química - Cloreto de Cálcio (pH); Mehlich (P e K); KCl 1N (Ca, Mg e Al); Acetato de Cálcio pH 7,0 (H + Al). SB: Soma por bases, C.T.C: Capacidade de troca catiônica, V%: Saturação de bases

2.3 Coletas de amostras de solo

As coletas foram realizadas em quatro pontos nos dois biomas, sendo três pontos no interior dos fragmentos e um ponto no entorno dos fragmentos. Os pontos correspondem à borda do fragmento (BO), ponto central entre a borda e o centro do fragmento, denominado de metade do raio (MR), centro do fragmento (CF) e sistema plantio direto ou pastagem permanente (SPD/PP) no entorno dos fragmentos. A disposição dos pontos está descrita na Tabela 5.

Para cada ponto de coleta foram realizadas 4 repetições em um raio de 20 m². Foram coletadas amostras de solo deformadas e indeformadas, além de amostras de serapilheira utilizando quadro de coleta de 0,5 x 0,5 m, no interior e nas áreas cultivadas com SPD e PP ao entorno dos fragmentos, sendo que na área de SPD foi coletada palhada de milho recém depositada sobre o solo após a colheita, e na PP o material vegetal morto. As amostras indeformadas para avaliação da densidade do solo (Ds) foram coletadas com

auxílio de anel volumétrico com volume de 48,86 cm³. As amostras compostas deformadas foram coletadas mediante coleta de três amostras simples nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,1 e 0,1-0,2 m. Para as análises da estabilidade estrutural do solo (agregados), foram coletadas amostras de monólitos de dimensões 0,2 x 0,2 x 0,05 m, indeformadas com preservação da estrutura do solo, para cada ponto de coleta e respectiva repetição.

Tabela 5. Descrição dos pontos de coleta nos fragmentos e sua distância a partir da borda dos fragmentos.

Ponto de coleta	Descrição do ponto	Fragmentos (distância (m) em relação à borda)			
		Mata Atlântica		Cerrado	
		Fragmentos		Fragmentos	
		1	2	1	2
P. 1	Centro do fragmento (CF)	310	310	240	320
P. 2	Metade do raio do fragmento (MR)	155	155	120	160
P. 3	Borda do fragmento (BO)	0	0	0	0
P. 4	Fora do fragmento (SPD ou PP)	310	310	240	320

2.4 Análises realizadas

Após as coletas, as amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). As amostras de serapilheira foram secas em estufa a 65°C até obter massa constante, posteriormente sendo determinada a massa seca. As análises granulométricas pelo método da pipeta para caracterização das áreas e Ds foram realizadas segundo Claessen (1997).

O carbono orgânico total (COT) foi determinado através da oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio, em meio sulfúrico sob aquecimento, e titulado com sulfato ferroso amoniacal (YEOMANS & BREMNER, 1988). O índice de estratificação (IE) do carbono foi determinado por meio da relação entre os teores de COT das camadas de 0-0,05 e 0,10-0,20 m (FRANZLUEBBERS, 2002). O estoque de carbono (EstC) foi calculado através do método da massa equivalente (REIS et al., 2018; SIGNOR et al., 2014). Para verificação de tendência de acúmulo ou perda de carbono nas áreas avaliadas e respectivas camadas, foi calculada a variação do estoque de carbono (Δ EstC) de cada ponto em relação ao ponto do CF (condição de referencial de menores alterações antrópicas).

Para as análises de estabilidade de agregados, inicialmente com as amostras secas ao ar, foi realizada a desagregação pelas linhas d000e fraqueza da totalidade da amostra, com posterior peneiramento em jogo de peneiras de 8,00 mm e 4,00 mm. Da fração retida na peneira de 4,00 mm, foi separado 50 g de agregados, que foram umedecidos sobre papel filtro durante 5 minutos. Posteriormente, as amostras foram submetidas ao peneiramento em água pelo método descrito por Kemper & Chepil (1965), em agitador mecânico tipo Yoder (YODER, 1936) em jogo de peneiras com malhas de 2,00; 1,00; 0,50; 0,25 e 0,125 mm.

Após o peneiramento em água, através da massa obtida em cada classe de peneira, foi calculado o diâmetro médio ponderado (DMP) (KIEHL, 1979), o diâmetro médio geométrico (DMG) (KEMPER & ROSENAU, 1986) e a porcentagem de agregados retidos na peneira com malha de 2 mm. Após os cálculos do DMP, foi determinado o índice de sensibilidade (IS) (BOLINDER et al., 1999), relacionando o DMP de todos os pontos de coleta em comparação com os valores de DMP do ponto CF.

Os resultados obtidos foram analisados quanto à normalidade e homogeneidade dos dados através de teste de Shapiro-Wilk. Posteriormente, em delineamento inteiramente casualizado, os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F, de forma isolada, avaliando cada bioma e fragmento individualmente, e os valores médios comparados pelo teste de Tukey a 5% com auxílio do programa R Core Team (2017).

2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.5.1 Bioma Mata Atlântica.

Nas áreas de BO dos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica, foi verificada maior deposição de serapilheira para os dois fragmentos avaliados, com valores de 2.586,60 e 1.815,48 g m⁻², respectivamente para os fragmentos 1 e 2 (Figura 3). Esse maior aporte de serapilheira na área de BO pode estar relacionado à maior presença de espécies pioneiras que se instalam inicialmente nas extremidades dos fragmentos, dando início ao processo de sucessão ecológica, sendo que essas espécies formam um adensamento vegetal maior nessas regiões dos fragmentos florestais (MALCHOW et al., 2017; NASCIMENTO & LAURANCE, 2006).

Nascimento & Laurance (2006) também encontraram maior quantidade de serapilheira nas áreas de borda, comparado a pontos com mais de 300 m de distância, adentrando fragmentos florestais em estudo na Amazônia. Esses autores também

correlacionaram esses dados com a maior existência de espécies pioneiras que se encontram na área de borda. Espécies pioneiras se estabelecem nessas áreas, principalmente pela maior insolação, visto a resistência dessas espécies ao sombreamento (TABARELLI & MANTOVANE, 1999).

Os pontos MR e CF do fragmento 1 apresentaram acúmulo de serapilheira semelhante ao observado na área de SPD ao entorno. Já para o fragmento 2, o ponto do CF foi superior a MR e à área de SPD ao entorno. Essa semelhança no acúmulo de serapilheira de alguns pontos internos dos fragmentos, com a quantidade de palhada da cultura do milho deixada sobre o solo nas áreas de SPD ao entorno, demonstram que, apesar das áreas de SPD serem manejadas, a quantidade de resíduo que fica depositado sobre o solo após a colheita desta cultura é considerável, o que, em longo prazo, pode contribuir para aumento nos teores de carbono orgânico total (COT) do solo (SALTON et al., 2008), como observado nos trabalhos de Rosset et al. (2014;2016) em áreas de SPD em função do aumento do tempo de adoção do sistema, na mesma região e tipo de solo deste estudo. Esse fator levaria a uma consequente manutenção do estoque de carbono (EstC) e melhoria da fertilidade (PEREIRA et al., 2011), além de aumento de infiltração da água no solo (MARCHINI et al., 2015), e formação de agregados estáveis (OBOUR et al., 2018), entre outros benefícios.

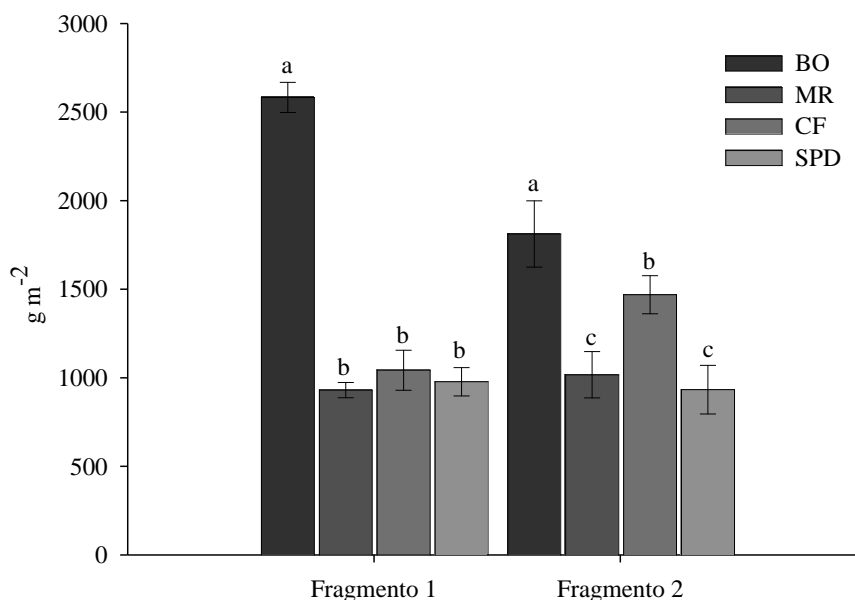


Figura 3. Quantidade de serapilheira aportada ao solo nos pontos de coletas no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Mata Atlântica. BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; SPD: Sistema plantio direto. Médias de mesma letra em cada fragmento, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

As áreas de SPD com 15 anos de cultivo ao entorno dos fragmentos de Mata Atlântica, apresentaram os maiores valores para Ds, variando de 1,03 a 1,19 Mg m⁻³, sendo diferentes dos pontos mais internos dos fragmentos (MR e CF) em todas as camadas avaliadas (Tabela 6). Segundo Rosa Filho (2009), em SPD, mesmo com o menor tráfego de máquinas agrícolas, o não revolvimento do solo pode provocar a compactação da camada superficial do solo, principalmente em solos de textura mais argilosa, aliado a não adoção de um sistema mais diversificado de culturas. Porém, Reis et al. (2016) avaliando a qualidade física e frações da matéria orgânica do solo (MOS) em SPD com diferentes tempos de implantação, verificaram que os valores de Ds diminuem após os 7 anos de adoção do sistema. Rosset et al. (2014) em trabalho que avaliou cronossequência de SPD com 6, 14 e 22 anos de implantação, desenvolvido também no Oeste do Paraná, evidenciou redução de Ds com o aumento do tempo de implantação, em todas as camadas avaliadas.

Com exceção do ponto BO do fragmento 1 na camada de 0-0,05 m, e da BO do fragmento 2 na camada de 0,1-0,2 m, os pontos no interior dos dois fragmentos apresentaram os menores valores de Ds em todas as camadas avaliadas (Tabela 6). O fato das áreas mais internas dos fragmentos avaliados, apresentarem os menores valores de Ds, ocorre principalmente por não haver ação antrópica com uso de máquinas desde o ano de 2000, que podem modificar a Ds, como ocorre em áreas manejadas (LOSS et al., 2017).

Porém, pelo fato de ter existido a entrada de tratores e caminhões nos fragmentos para a retirada de madeira, os pontos mais externos destes fragmentos, especialmente as bordas, podem ter sofrido mais com essas ações, o que justifica os maiores valores de Ds em algumas camadas nos pontos de BO (Tabela 6). Porém todos os valores de Ds apresentados nos pontos internos dos fragmentos 1 e 2, quanto nas áreas de SPD ao entorno, ficam abaixo de valores encontrados na literatura que são considerados críticos para o desenvolvimento de algumas espécies de plantas em solos argilosos ou muito argilosos, de 1,30 Mg m⁻³ proposto por Reichert et al. (2003), 1,42 Mg m⁻³ proposto por Klain & Camara (2007) e 1,60 Mg m⁻³ proposto por Silva & Rosolem (2001).

Os teores de COT (Tabela 6) contrastam com a quantidade de serapilheira depositada (Figura 3). O ponto CF apresentou os maiores teores de COT nas camadas de 0-0,05 e 0,05-0,1 m no fragmento 1, e em todas as camadas para o fragmento 2, chegando a 63,20 g kg⁻¹ na camada de 0-0,05 m no CF do fragmento 1 (Tabela 6). Novais et al.

(2016), observaram em seu estudo de fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em diferentes fragmentos florestais de Mata Atlântica, que em camadas superficiais, as áreas de mata também apresentaram elevados teores de COT, devido principalmente pela contínua deposição serapilheira de diferentes extratos florestais, e pelos vários níveis de sucessão ecológica presentes nos fragmentos florestais.

Tabela 6. Densidade do solo (Ds), carbono orgânico total (COT) e estoque de carbono (EstC) nos pontos de coletas avaliados no interior e ao entorno dos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica.

	Fragmento 1			Fragmento 2		
	Ds	COT	EstC	Ds	COT	EstC
	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹
0-0,05 m						
BO	1,01a	34,07bc	12,09bc	0,84b	43,32b	15,45b
MR	0,59b	35,34b	12,54b	0,69b	39,93c	14,24c
CF	0,70b	63,20a	22,43a	0,71b	60,91a	21,72a
SPD	1,05a	29,67c	10,53c	1,07a	32,08d	11,44d
CV(%)	13,87	5,30	5,30	10,77	3,44	3,46
0,05-0,10 m						
BO	0,83b	25,29b	10,68b	0,77b	22,77b	9,32b
MR	0,76b	27,41b	11,58b	0,72b	25,60b	10,48b
CF	0,84b	30,92a	13,06a	0,82b	37,95a	15,54a
SPD	1,12a	19,20c	8,11c	1,14a	24,65b	10,09b
CV(%)	5,95	5,40	5,40	14,16	8,70	8,60
0,10-0,20 m						
BO	0,94ab	22,88a	19,63a	0,98ab	18,12c	14,82c
MR	0,74b	23,88a	20,49a	0,81b	24,22b	19,81b
CF	0,86b	25,01a	21,47a	0,81b	30,00a	24,54a
SPD	1,19a	18,17b	15,59b	1,03a	19,78c	16,18c
CV(%)	8,51	7,96	7,95	8,71	8,37	8,45

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento e camada, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; SPD: Sistema plantio direto; CV (%): coeficiente de variação.

Para os dois fragmentos, a área de BO apresentou teores de COT inferiores ao CF com exceção da camada de 0,1-0,2 m do fragmento 1, sendo que os teores de COT da BO dos fragmentos foi semelhante aos teores da área de SPD ao entorno dos mesmos praticamente em todas as camadas. Esse resultado demonstra diminuição do conteúdo de COT quando se passa de áreas mais internas para mais externas dos fragmentos. Camargo e Kapos (1995) concluíram que em áreas de borda pode se ter um aumento de temperatura pela maior incidência de luz solar, provocando um microclima diferenciado em relação a

áreas mais internas de vegetação natural. Como consequência, pode haver aceleração do processo de decomposição da MOS, aumentando a emissão de CO₂ e diminuindo seus estoques no solo (DUIKER & LAL, 2000).

O tamanho do efeito de borda em fragmentos florestais de diversos biomas brasileiros, e seus efeitos na vegetação e nos atributos edáficos não é bem definido pela literatura. Esse *et al.* (1998) evidenciaram alterações em até 20 m. Já Kapos (1989) em trabalho realizado em fragmentos próximos a Manaus, descrevem que essas alterações penetram 40 metros da borda para o centro do fragmento. Kapos *et al.* (1997) relatam que essas variações dependem de alguns fatores, como tempo de fragmentação, tamanho dos fragmentos e o bioma no qual o fragmento se encontra. O fato dos teores de COT da MR e da BO neste estudo serem inferiores ao do ponto CF, contrastam com dados apresentados Barros & Fearnside (2016), que encontraram maiores teores de COT nas áreas de borda comparados a áreas mais internas dos fragmentos, em estudo no bioma Amazônico.

Da mesma forma como para os teores de COT, os EstC no solo foram maiores nos pontos do CF nas camadas de 0-0,05 e 0,05-0,1 m no fragmento 1 e em todas as camadas no fragmento 2, chegando a valores de 22,43 Mg ha⁻¹ para o fragmento 1 na camada 0-0,05 m, demonstrando também maior conservação, via estocagem do carbono do solo, em pontos mais internos dos fragmentos. Em contrapartida, as áreas de SPD ao entorno dos fragmentos, de modo geral, apresentaram os menores EstC, a exemplo da camada 0-0,05 m, 10,53 Mg ha⁻¹ e 11,44 Mg ha⁻¹, ao entorno dos fragmentos 1 e 2, respectivamente (Tabela 6).

Esses resultados indicam que mesmo um SPD consolidado, com 15 anos de manejo, o EstC no solo é menor do que em áreas de vegetação nativa, sendo que um dos fatores que contribui para isso é a dificuldade de se acumular carbono em regiões de clima tropical, que favorecem a decomposição da MOS (CARVALHO *et al.*, 2010; KOVEN *et al.*, 2017). Rosset *et al.* (2014) estudando EstC e propriedades químicas e físicas do solo em sistemas de manejo com diferentes tempos de implantação também na região Oeste do Paraná, encontraram maiores valores de EstC em áreas nativas da Mata Atlântica na camada 0-0,05, porém que se assemelharam ao SPD com 22 anos de implantação nas camadas subsuperficiais. Resultados com maiores EstC em áreas nativas comparadas a sistemas de manejo, também foram encontrados por Assunção *et al.* (2019), na mesma região do presente estudo.

O índice de estratificação (IE), que compara o COT da camada superficial do solo com as camadas adjacentes, não apresentou padrão homogêneo no comportamento entre os fragmentos estudados neste bioma, apresentando os maiores valores no CF (2,54) e BO (2,40) para os fragmentos 1 e 2, respectivamente, sendo que as áreas de SPD ao entorno apresentaram valores de 1,64 e 1,62, respectivamente nos fragmentos 1 e 2 (Figura 4). Os maiores valores de IE apresentados pelos pontos internos dos fragmentos, ocorre principalmente pela maior e contínua entrada de C em áreas nativas, elevando o COT de camadas superficiais (SANTOS et al., 2017). Ou seja, as áreas nativas possuem maior potencial de estratificação de carbono em comparação com as áreas manejadas. Rosset et al. (2014) verificaram valores de 1,73 para SPD com 22 anos de implantação, e valores de 3,43 para área de vegetação nativa de Mata Atlântica, usada como referência em trabalho também realizado na região Oeste do Paraná.

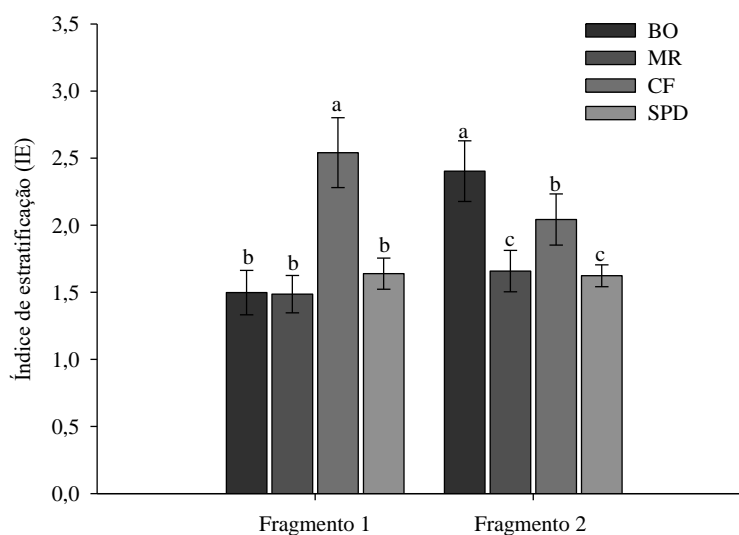


Figura 4. Índice de estratificação (IE) do carbono orgânico total em função dos pontos de coletas avaliados no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 e áreas de SPD ao entorno, no bioma Mata Atlântica. BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; SPD: Sistema plantio direto. Médias de mesma letra em cada fragmento, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

Nos fragmentos avaliados pode-se observar redução acentuada de EstC em todas as camadas, porém de forma mais pronunciada na camada 0-0,05 m nos três pontos de coleta, no interior e ao entorno dos fragmentos (BO, MR e SPD), em relação ao CF (Figuras 5 e 6), sendo que a variação mais negativa de EstC nesta camada foi encontrada nas áreas de SPD. As diferentes formas de manejo do solo, além das alterações na

vegetação podem modificar os EstC, por alterar diretamente o acúmulo e perda de MOS no ambiente edáfico (PLAZA-BONILLA et al., 2010), como também observado por Rosset et al. (2014) em áreas de SPD e mata nativa no mesmo bioma.

Esses resultados indicam que mesmo um sistema que mantenha a entrada de C no solo como o SPD, somado ao não revolvimento do mesmo, a quantidade de entrada de material vegetal não é suficiente para se atingir valores de EstC semelhantes a áreas naturais após 15 anos de condução, como as do ponto CF. No SPD, isso ocorre principalmente por não haver uma rotação de culturas diversificada (BODDEY et al., 2010), onde se cultiva apenas a sucessão soja/milho. Isso propicia a essas áreas uma baixa heterogeneidade do material vegetal sobre o solo, diferentemente do que ocorre em áreas naturais, nas quais a relação C/N é mais diversificada (BARBOSA et al., 2017), potencializando o acúmulo de C ao solo com o passar dos anos de cultivo (BODDEY et al., 2010).

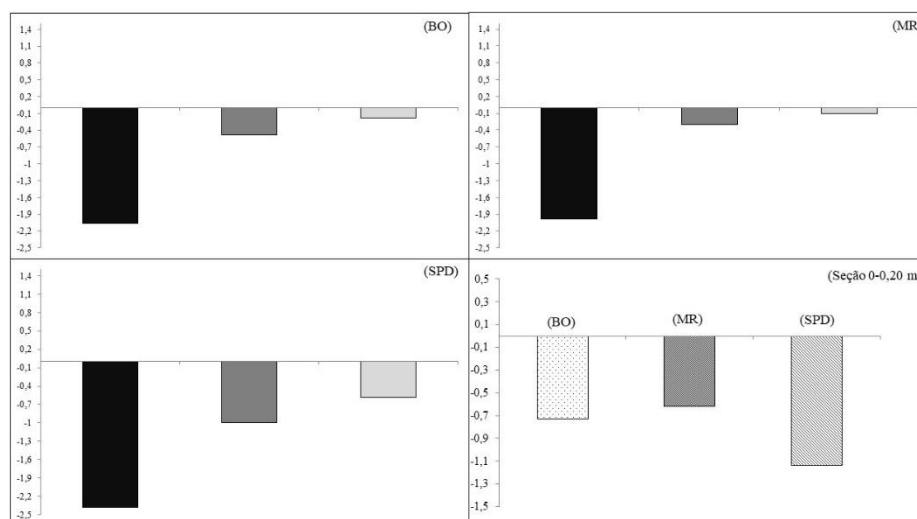


Figura 5. Variação do estoque de carbono (Δ EstC) dos pontos avaliados nas camadas 0-0,05 m (■); 0,05-0,10 m (■); 0,10-0,20 m (■) e na seção de 0-0,20 m, em relação ao ponto do CF no fragmento 1 do bioma Mata Atlântica.

Nas Figuras 5 e 6 pode-se observar ainda a variação do EstC na seção 0-0,20 m, onde as áreas de SPD ao entorno dos fragmentos apresentaram variação negativa mais acentuada, seguida dos pontos de BO e MR, respectivamente, que também apresentaram variação negativa. Esse resultado indica que em áreas manejadas ao entorno dos fragmentos, adentrando aos fragmentos estudados, o EstC possui variação negativa menos acentuada, ou seja, quanto mais internamente aos fragmentos, maior a conservação do C no solo. Essa perda de EstC na área de borda pode estar relacionada com a oxidação da MOS, acelerada nesses locais pela temperatura e pela umidade, características de áreas

de borda (CAMARGO & KAPOS, 1995), e maior incidência de ventos que modifica o clima nessas regiões dos fragmentos (LAURANCE et al., 1998).

Os resultados de ΔEstC deste trabalho contrasta com os apresentados por Barros e Fearnside (2016) que encontraram variação positiva de EstC para o ponto de borda, estudando fragmentos florestais de diferentes tamanhos na floresta amazônica central, contradizendo até mesmo a hipótese dos autores de que a borda poderia influenciar negativamente no acúmulo de carbono no solo.

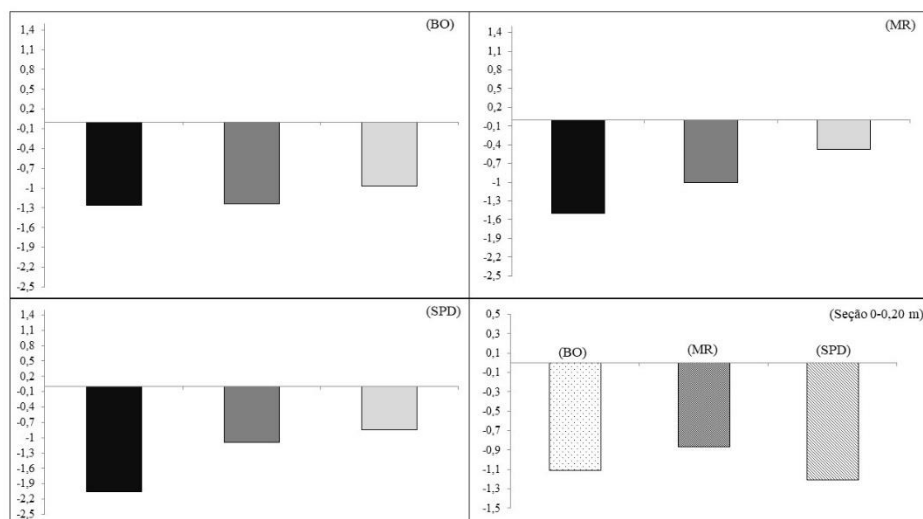


Figura 6. Variação do estoque de COT (ΔEstC) dos pontos avaliados nas camadas 0-0,05 m (■); 0,05-0,10 m (■); 0,10-0,20 m (■) e na seção de 0-0,20 m em relação ao ponto do CF no fragmento 2 do bioma Mata Atlântica.

Quando se avalia os parâmetros estruturais do solo, o DMP do CF 1 apresentou-se com maior valor, 4,69 mm, sendo diferente dos demais pontos avaliados. Diferentemente do observado para o DMP, os pontos no interior do fragmento 1 não tiveram diferenças para o DMG, com valores variando entre 4,35 e 4,62 mm. Além disso, essa mesma tendência de semelhanças também foi observada para a porcentagem de agregados maiores que 2 mm. Porém, para essas três variáveis, DMP, DMG e %>2 mm, a área de SPD ao entorno apresentou menores valores (Tabela 7).

No fragmento 2, ocorreu padrão de semelhança entre os pontos do interior fragmento, diferindo-se apenas do SPD (Tabela 7). Esses resultados demonstraram que não houveram modificações tão significativas na agregação do solo nos pontos internos dos fragmentos. E que em áreas que se tem maior perturbação do solo, como nas áreas de SPD em relação aos fragmentos de mata, existe modificações na estabilidade dos agregados do solo (SIX et al., 2004; SALTON et al., 2008; ROSENZWEING et al., 2018).

Os valores de DMP e DMG próximos a 5 (Tabela 7), especialmente identificados no interior dos fragmentos florestais, indicam alto grau de formação e estabilização dos agregados, influenciado tanto pelos teores de COT (Tabela 6) encontrados nas áreas de estudo, quanto pela textura do solo dessas áreas que estão sob solo muito argiloso, visto a contribuição desses atributos na agregação (BRONICK & LAL, 2005; SILVA et al., 2014). Outros trabalhos em Latossolo também encontraram maior estabilidade de agregados em áreas nativas, principalmente relacionando aos altos teores de COT (RABBI et al., 2015; CARVALHO et al., 2014; RIBON et al., 2014).

Tabela 7. Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e porcentagem de agregados maiores que 2 mm nos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Mata Atlântica.

	Fragmento 1			Fragmento 2		
	DMP	DMG	>2mm	DMP	DMG	>2mm
	----mm----		%	----mm----		%
BO	4,63b	4,35a	91,94a	4,58a	4,24a	90,73a
MR	4,62b	4,62a	96,17a	4,61a	4,46a	92,40a
CF	4,69a	4,38a	93,50a	4,53a	4,22a	90,07a
SPD	4,19c	3,42b	80,82b	4,17b	3,35b	81,12b
CV(%)	2,13	5,11	2,67	3,50	7,42	4,21

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; SPD: Sistema plantio direto; CV (%): coeficiente de variação.

Com relação ao índice de sensibilidade (IS), os pontos no interior de ambos os fragmentos não se diferiram, sendo os menores valores observados nas áreas de SPD, 0,89 e 0,92 ao entorno dos fragmentos 1 e 2, respectivamente (Figura 7). O fato dos pontos internos não diferirem, pode se justificar pelos altos teores de COT apresentados (Tabela 6), visto a ação cimentante do COT nas partículas minerais do solo (BRONICK & LAL, 2005). Os menores valores de IS nas áreas de SPD ocorre pela redução do COT nessas áreas comparado a áreas de mata, e também ao revolvimento mínimo na linha de semeadura que esse sistema possui. Aratani et al. (2009), encontraram valores de 0,93 de IS em SPD com 12 anos de implantação, sendo semelhante à sua área de referência de mata nativa no bioma Mata Atlântica, em Latossolo Vermelho de textura argilosa no estado de São Paulo. Já Bertol et al. (2004) encontraram valores de IS próximos a 1 em sistema de SPD com 6 anos de implantação.

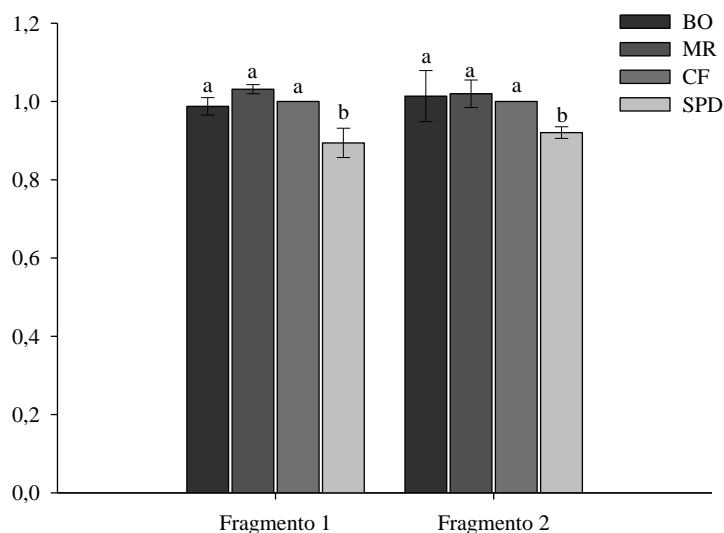


Figura 7. Índice de sensibilidade (IS) do solo dos pontos de coleta comparados ao ponto CF dos fragmentos 1 e 2 e áreas de SPD ao entorno, no bioma Mata Atlântica. BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; SPD: Sistema plantio direto. Médias de mesma letra em cada fragmento, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

2.5.2 Bioma Cerrado

A deposição de serapilheira nos fragmentos florestais 1 e 2 estudados do bioma Cerrado apresentaram dinâmicas diferenciadas entre eles (Figura 8). No fragmento 1, o ponto com maior deposição de serapilheira foi a MR, 2.294,00 g m⁻², e no fragmento 2 foi o CF, 1.995,80 g m⁻². Essas variações de deposição de serapilheira podem ocorrer devido a modificações naturais internas nos fragmentos florestais, como por exemplo, a abertura de clareiras naturais é comum, árvores caem e contribuem para o aumento de serapilheira nesses locais específicos (NASCIMENTO & LAURANCE, 2004).

As áreas de PP ao entorno dos fragmentos apresentaram os menores valores de deposição de material vegetal, 391,40 e 213,24 g m⁻², respectivamente ao entorno dos fragmentos 1 e 2 (Figura 8). Respectivamente, esses valores representam 17 e 11% da deposição de material vegetal em relação aos pontos de maior deposição de serapilheira dos fragmentos de Cerrado. Isso se dá pelo estágio de degradação da pastagem somado a lotação animal de 1,0 UA ha⁻¹, acima do recomendado para região que é de 0,8 UA/ha (ALMEIDA et al., 2002), que afeta principalmente a produção de biomassa, o que afeta diretamente na qualidade do solo (FREITAS et al., 2016).

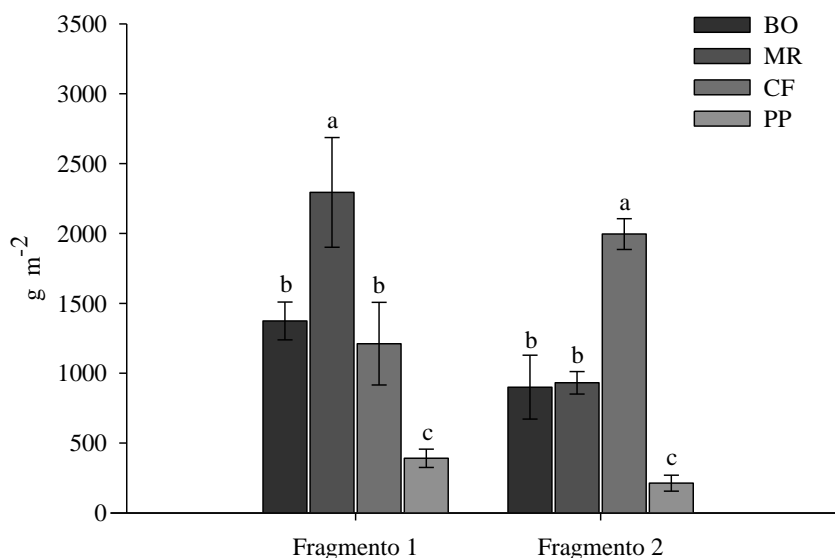


Figura 8. Quantidade de serapilheira aportada ao solo nos pontos de coletas no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Cerrado. BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; PP: Pastagem permanente. Médias de mesma letra em cada fragmento, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

Carvalho et al. (2018) e Silva et al. (2014), estudando diferentes usos do solo, encontraram menores teores de COT em pastagem em relação a áreas de Cerrado nativo, indicando a influência do pastejo animal para diminuição do aporte vegetal sobre o solo e, conseqüentemente, diminuindo a entrada de MOS. Essa baixa produção de massa seca pelas pastagens, ocorre pelo mal manejo, com lotação animal inadequada e pela falta de correção do solo, que é imprescindível para manutenção e desenvolvimento das pastagens (VOLPE et al., 2008).

Nos resultados de Ds apresentados nos fragmentos florestais do bioma Cerrado (Tabela 8), os pontos da BO, MR e CF não se diferiram na camada 0-0,05 m, sendo que a área de PP apresentou os maiores valores em ambos os fragmentos estudados, chegando a $1,73 \text{ Mg m}^{-3}$ no fragmento 2. Para as camadas adjacentes, houve heterogeneidade nos valores de Ds entre os pontos no interior e nas áreas de PP ao entorno dos fragmentos. O aumento da Ds nas áreas de PP nas camadas superficiais ao entorno dos fragmentos florestais de Cerrado, pode estar relacionado com a agropecuária extensiva, com maior lotação animal que o adequado para a área, o que segundo Colombo et al. (2017) pode contribuir para a compactação do solo, já que o indicado para região é de 0,8 UA/ha (ALMEIDA et al., 2002).

Tabela 8. Densidade do solo (Ds), carbono orgânico total (COT) e estoque de carbono (EstC) nos pontos de coletas avaliados no interior e ao entorno dos fragmentos florestais do bioma Cerrado.

	Fragmento 1			Fragmento 2		
	Ds	COT	EstC	Ds	COT	EstC
	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹
	0-0,05 m					
BO	1,23b	16,41b	10,44b	1,42b	13,40b	9,25b
MR	1,24b	23,77a	15,13a	1,45b	13,04b	9,02b
CF	1,26b	16,18b	10,30b	1,37b	17,76a	12,25a
PP	1,52a	12,09c	7,69c	1,73a	13,06b	9,01b
CV(%)	5,95	9,88	9,88	4,35	11,29	11,31
	0,05-0,10 m					
BO	1,28ab	11,53a	7,27a	1,45b	11,55a	7,74a
MR	1,32ab	11,50ab	7,25ab	1,47b	8,44b	5,66b
CF	1,24b	9,18ab	5,78ab	1,36c	11,71a	7,85a
PP	1,51a	9,12b	5,74b	1,66a	9,00b	6,03b
CV(%)	8,35	9,80	11,07	1,97	9,20	9,20
	0,10-0,20 m					
BO	1,40a	7,88a	10,65a	1,50ab	8,94a	12,38a
MR	1,34a	8,94a	12,08a	1,49b	7,58a	11,06a
CF	1,40a	6,89a	9,32a	1,38c	8,56a	11,86a
PP	1,50a	8,10a	10,95a	1,60a	7,19a	9,97a
CV(%)	5,38	13,10	13,10	3,45	11,81	11,81

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento e camada, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; PP: Pastagem permanente; CV (%): coeficiente de variação.

Da mesma forma que os maiores valores de deposição serapilheira nos pontos de MR e CF (Figura 8), os dados de COT apresentados na Tabela 8 mostram maiores teores na camada 0-0,05 m para os mesmos pontos nos respectivos fragmentos, chegando a 23,77 g kg⁻¹ na MR do fragmento 1. Os maiores teores de COT apresentados nos pontos internos dos fragmentos, em especial nas duas primeiras camadas, estão relacionados ao constante aporte e acúmulo de serapilheira, e a inexistência de ações antrópicas no interior dos mesmos, que possibilita manutenção do C no solo (LOSS et al., 2015).

Na camada 0,10-0,20 m o conteúdo de COT dos pontos avaliados no interior dos fragmentos não se diferiram entre si, apresentando uma variação de 6,89 a 8,94 g kg⁻¹ no fragmento 1 e de 7,58 a 8,94 g kg⁻¹ no fragmento 2, não diferindo também em relação ao COT das áreas de PP ao entorno (Tabela 8). O fato das áreas de PP serem semelhantes aos teores de COT dos pontos internos dos fragmentos na camada mais profunda avaliada,

pode ser atribuído a capacidade de pastagens, como as do gênero *Urochloa*, adicionarem grandes quantidades de C em profundidade pela decomposição de raízes (SANTOS et al., 2019).

Os valores de EstC seguiram o padrão apresentado pelos teores de COT, com o ponto da MR com maior valor para o fragmento 1 na camada 0-0,05 m, 15,13 Mg ha⁻¹, e o ponto CF, 12,25 Mg ha⁻¹ no fragmento 2, destacando-se o baixo valor de EstC na área de PP ao entorno do fragmento 1 na camada de 0-0,05 m, 7,69 Mg m⁻³. Essas variações de EstC no interior dos fragmentos florestais são dinâmicas, e indicam diferentes estágios de conservação e sucessão ecológica nesses remanescentes florestais, que podem ter diversas influências do clima da região e de possíveis clareiras que se abrem no interior desses fragmentos (DIDHAM, 1998).

Na camada 0,10-0,20 m, da mesma forma como para o COT, não houveram diferenças no EstC entre os pontos do interior dos fragmentos e as áreas de PP ao entorno (Tabela 8). Reis et al. (2018) também encontraram valores semelhantes de EstC entre áreas nativas e pastagem degradada na camada 0,10-0,20 m. Já Resende et al. (2015) relataram perdas significativas de EstC com a conversão de áreas nativas em sistemas de cultivo agrícolas e de pastagem no bioma Cerrado.

Quando se observa no fragmento 1, os valores de IE foram maiores nos pontos MR (2,7) e CF (2,35), diferindo-se da área de PP, com menor IE, 1,53 (Figura 9). No fragmento 2 não houveram diferenças entre os pontos avaliados no interior e ao entorno do fragmento, com variação de 1,52 a 2,09. Salton et al. (2014) encontraram IE de 1,70 para área de referência de seu estudo, também no bioma Cerrado, além de valores de 2,00 para área de pastagem avaliada no mesmo experimento. Os mesmos autores relatam a facilidade de se obter esse índice, pois necessita apenas dos valores de COT de duas camadas do solo, sem haver a necessidade do uso de uma área de referência.

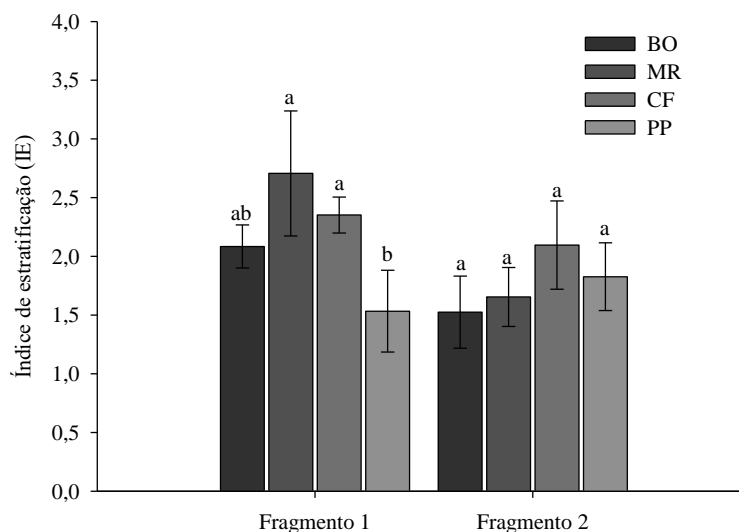


Figura 9. Índice de estratificação (IE) do carbono orgânico total em função dos pontos de coletas no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 no bioma Cerrado. BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; PP: Pastagem permanente. *Médias de mesma letra em cada fragmento, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

A variação do estoque de carbono (ΔEstC) nos pontos estudados no fragmento 1 do bioma Cerrado, indicam maior acúmulo de carbono nas áreas de BO e MR em todas as camadas (Figura 10), ou seja, uma variação positiva, em relação ao CF. Comparando esses resultados com a quantidade de serapilheira (Figura 8) e teores de COT (Tabela 8), as áreas de BO e MR apresentaram os maiores valores e teores, respectivamente, indicando semelhanças entre as variáveis. Já a área de PP ao entorno apresentou variações negativas de EstC em todas as camadas avaliadas (Figura 10). Na secção 0-0,20 m o ponto MR apresentou a maior variação positiva, e apenas a área de PP com variação negativa de EstC (Figura 10). Ratificando os dados apresentados por Mascarenhas et al. (2017); Resende et al. (2015) e Oliveira et al. (2016) de que a conversão de áreas nativas em áreas de PP, dependendo do manejo adotado, pode diminuir o EstC do solo, principalmente pela baixa deposição de material vegetal sobre a superfície do solo ao longo dos anos de cultivo.

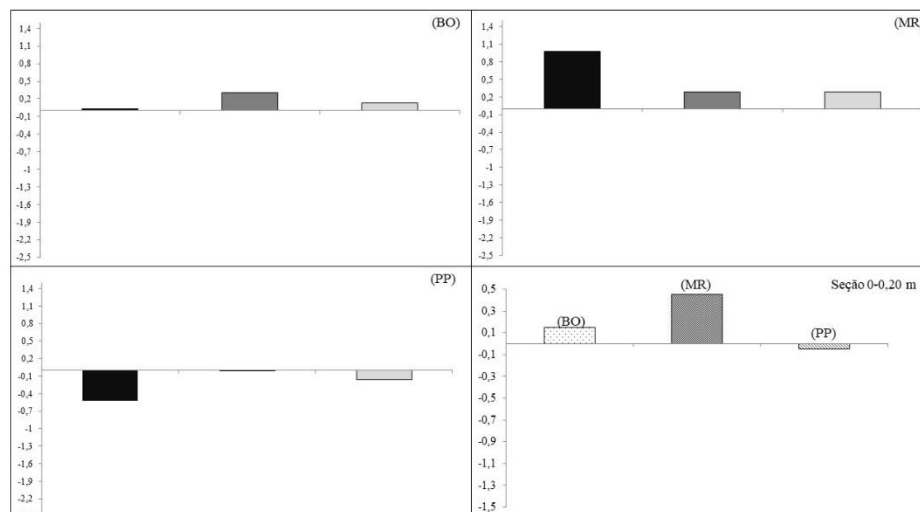


Figura 10. Variação do estoque de COT (ΔEstC) dos pontos avaliados nas camadas 0-0,05 m (■); 0,05-0,10 m (■); 0,10-0,20 m (■) e na seção de 0-0,20 m em relação ao ponto do CF no fragmento 1 do bioma Cerrado.

O mesmo padrão observado no fragmento 1 (Figura 10) não foi observado para o fragmento 2, onde os pontos BO e MR apresentaram variações negativas comparadas ao CF, principalmente nas camadas superficiais de 0-0,05 m e 0,05-0,10 m, sendo observado variação positiva de EstC apenas na camada 0,10-0,20 m no ponto de BO (Figura 11). A variação negativa mais acentuada quando avaliada a seção 0-0,20 m foi apresentada pela área de PP (Figura 11) se assemelhando ao resultado da PP ao entorno do fragmento 1 (Figura 10). Essas variações de EstC são dinâmicas nas áreas dos fragmentos, e indicam que esses pontos podem sofrer alterações naturais capazes de alterar o EstC do solo, modificando o padrão de emissão de CO_2 , afirmando a sensibilidade desta variável em identificar modificações da fração orgânica do solo e, conseqüentemente da qualidade do mesmo (SILVA et al., 2014; MASCARENHAS et al., 2017; REINSCH et al., 2018).

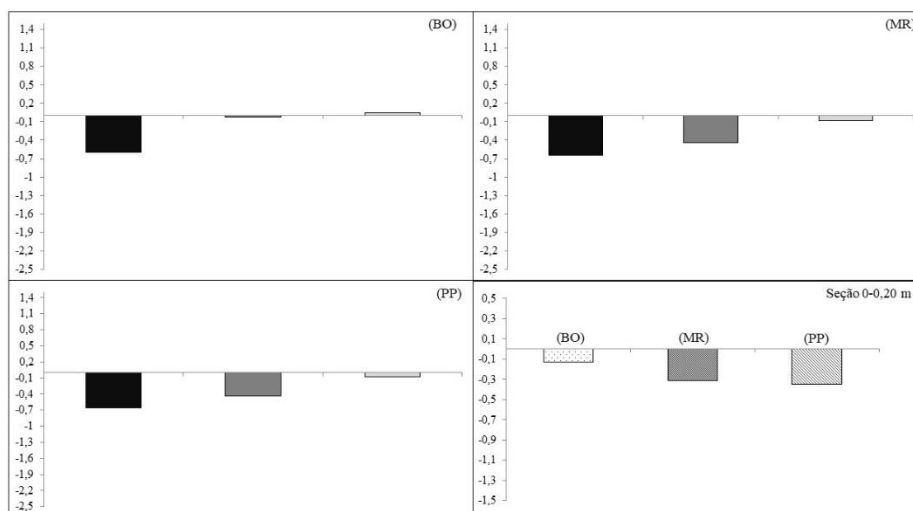


Figura 11. Variação do estoque de COT ($\Delta EstC$) dos pontos avaliados nas camadas 0-0,05 m (■); 0,05-0,10 m (■); 0,10-0,20 m (■) e na seção de 0-0,20 m em relação ao ponto do CF no fragmento 2 do bioma Cerrado.

A estabilidade estrutural do solo apresentou semelhança entre os pontos no interior e nas áreas de PP ao entorno dos fragmentos estudados. No fragmento 1, os valores de DMP variaram de 3,78 a 4,26, o DMG 2,69 a 3,42 e com porcentagem de agregados maiores de 2 mm acima de 73% em todas as áreas. No fragmento 2, o DMP variou entre 3,69 e 3,79, já o DMG variou de 2,45 a 2,61, e valores de porcentagem de agregados maiores de 2 mm acima de 71% (Tabela 9).

Tabela 9. Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e porcentagens de agregados maiores que 2 mm, nos diferentes pontos de coleta, no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Cerrado.

	Fragmento 1			Fragmento 2		
	DMP	DMG	2mm	DMP	DMG	2mm
BO	3,78a	2,78a	73,32a	3,70a	2,61a	71,63a
MR	4,02a	3,06a	80,02a	3,79a	2,59a	73,92a
CF	4,26a	3,42a	84,39a	3,69a	2,45a	71,61a
PP	3,88a	2,69a	75,43a	3,76a	2,51a	73,63a
CV(%)	10,51	21,8	12,01	10,65	22,53	11,88

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; PP: Pastagem permanente; CV (%): coeficiente de variação.

Esses resultados para a estabilidade estrutural do solo entre os fragmentos florestais e as áreas de PP ao entorno dos mesmos, indicam que as áreas cultivadas com PP, através da ação das raízes, propiciam a manutenção da estabilidade estrutural do solo ao longo dos anos (SIX et al., 2004; SZAKÁCS, 2007), com valores equivalentes às áreas

internas desses fragmentos avaliados. Stumpl et al. (2018), concluíram que as ações das raízes de gramíneas diminuem a compactação do solo, e melhoram a estruturação com a manutenção de agregados estáveis de maiores tamanhos, ao longo dos anos de cultivo. Costa Junior et al. (2012) encontraram valores de DMP, DMG e agregados maiores que 2 mm, também semelhantes em áreas de pastagem e Cerrado. Já Loss et al. (2011) verificaram diminuição do tamanho de agregados do solo em áreas de pastagens comparadas a Cerrado.

Porém, os dados do presente trabalho ratificam os apresentados por Batista et al. (2013) e Schiavo & Colodro (2012), que encontraram valores DMP, DMG e % > 2 mm de sistemas com pastagens, semelhantes a áreas de mata nativa no bioma Cerrado, também no estado de Mato Grosso do Sul. Mesmo não encontrando diferença entre os sistemas avaliados e mata nativa de Cerrado, Salton et al. (2008) concluíram que sistemas que utilizam *Brachiaria (Urochloa)* contribuem para a formação de agregados mais estáveis no solo.

Os resultados de IS dos pontos internos dos fragmentos de Cerrado e das áreas de PP apresentaram semelhança para os fragmentos 1 e 2 (Figura 12), da mesma forma que as demais variáveis estruturais do solo (Tabela 9). Os valores de IS variaram de 0,88 a 0,91 no fragmento 1, e de 1,00 a 1,02 no fragmento 2 (Figura 12).

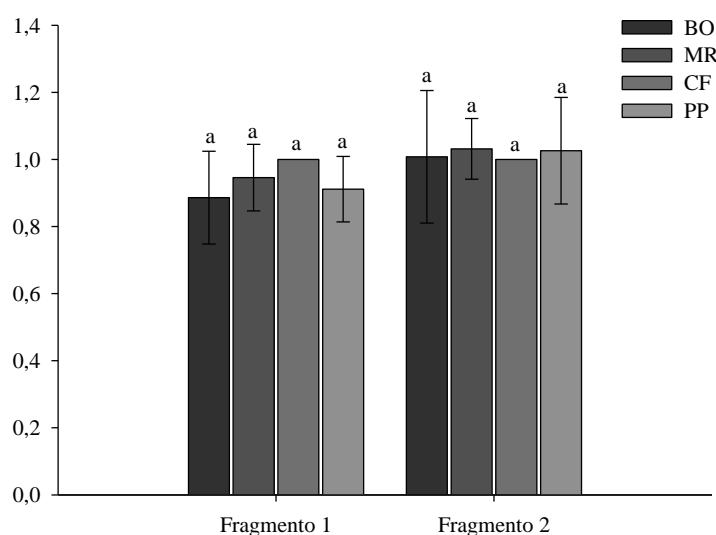


Figura 12. Índice de sensibilidade (IS) do solo dos pontos de coleta comparados a ponto CF dos fragmentos 1 e 2 e área de PP ao entorno no bioma Cerrado. BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; PP: Pastagem permanente. *Médias de mesma letra em cada fragmento, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

A ação das raízes e adição de COT no solo contribuem para formação e estabilidade desses agregados do solo, visto que em algumas camadas as áreas de PP apresentaram teores de COT semelhantes a pontos avaliados no interior dos fragmentos de Cerrado (Tabela 8). Os resultados do presente trabalho diferem dos valores apresentado por Fontana et al. (2010), que encontraram valores de 0,55 em Latossolo, e valores de 0,69 para Argissolo em pastagem com *Brachiaria* com 10 anos de implantação sem correção de solo na região Norte Fluminense do Rio de Janeiro.

2.6 CONCLUSÕES

A deposição de serapilheira apresentou comportamento semelhante entre os fragmentos do bioma Mata Atlântica, indicando diferença na deposição no interior das áreas nativas, possivelmente influenciadas pelo efeito de borda, e que a conversão de áreas nativas em sistema de produção, mesmo em sistema plantio direto, proporciona menor deposição de material vegetal sobre o solo. O mesmo padrão não foi observado nos fragmentos do bioma Cerrado, no qual a deposição de serapilheira foi diferenciada nos fragmentos avaliados, e maior que as áreas de pastagens.

O carbono orgânico total e o estoque de carbono indicaram o ponto central dos fragmentos com o melhor estado de conservação, comparado aos demais pontos dos fragmentos da Mata Atlântica e que, quanto mais externo do centro do fragmento, menor a estocagem de carbono. No bioma Cerrado, as áreas ao entorno dos fragmentos avaliados apresentaram o mesmo potencial de acúmulo de carbono dos pontos do interior dos fragmentos, especialmente em camadas mais profundas.

A densidade e as variáveis estruturais de agregação do solo indicam perda da qualidade com a conversão das áreas nativas em SPD, no bioma Mata Atlântica. Já no bioma Cerrado, houve pronunciado aumento da densidade do solo em camadas superficiais com a conversão de áreas nativas em pastagens, sendo que o solo sob cultivo de pastagem extensiva, se mostrou semelhante a vegetação nativa de Cerrado nos aspectos estruturais do solo neste bioma avaliado.

2.7 REFERÊNCIAS

ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; ROSSET, J. S.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. C. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 658, p. 901-911, 2019.

ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. SciELO-Editus-Editora da UESC, 2016, 201 p.

ALMEIDA, R. G.; NASCIMENTO JUNIOR, D.; EUCLIDES, V. P. B.; MACEDO, M. C. M.; REGAZZI, A. J.; BRÂNCIO, P. A.; OLIVEIRA, M. P. Produção animal em pastos consorciados sob três taxas de lotação, no Cerrado1. **Revista Brasileira Zootecnia**, v. 31, n. 2, p. 852-857, 2002.

ARATANI, R. G.; FREDDI, O. D. S.; CENTURION, J. F.; ANDRIOLI, I. Qualidade física de um Latossolo Vermelho Acriférrico sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 677-687, 2009.

BALDOTTO, M. A.; CANELA, M. C.; CANELLAS, L. P.; DOBBS, L. B.; VELLOSO, A. C. X. Redox index of soil carbon stability. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1543-1551, 2010.

BARBOSA, E. A. A.; MATSURA, E. E.; SANTOS, L. N. S.; NAZÁRIO, A. A.; GONÇALVES, I. Z.; FEITOSA, D. R. C. Soil attributes and quality under treated domestic sewage irrigation in sugarcane. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 137-142, 2018.

BARBOSA, V; GARCIA, P. B.; RODRIGUES, E. G.; PAULA, A. Biomassa, Carbono e Nitrogênio na Serapilheira Acumulada de Florestas Plantadas e Nativa. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-9, 2017.

BARROS, H. S.; FEARNSIDE, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. **Forest Ecology and Management**, v. 379, p. 30-36, 2016.

BATISTA, I.; CORREIRA, M E. F.; PEREIRA, M. G.; BIELUCZYK, W.; SCHIAVO, J. A.; MELLO, N. A. Caracterização dos agregados em solos sob cultivo no Cerrado, MS. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 4, p. 1535-1548, 2013.

BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, A. J.; ZOLDAN JUNIOR, W. A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 1, p. 155-163, 2004.

BLAIR, N. Impact of culture and sugar cane gree trash management on carbon fractions and aggregate stability for chromic luvisol in queensland Australia. **Soil & Tillage Research**, v. 55, n. 1, p. 183-191, 2000.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2010.

BORGES, C.; RIBEIRO, B. T.; WENDLING, B.; CABRAL, D.A. Agregação do solo, carbono orgânico e emissão de CO₂ em áreas sob diferentes usos no Cerrado, região do Triângulo Mineiro. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 3, p. 661-675, 2015.

BOLINDER, M. A.; ANGERS, D. A.; GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R. The response of soil quality indicators to conservation management. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 79, n. 1, p. 37-45, 1999.

BORLAUG, N. E. Feeding a world of 10 billion people: the miracle ahead. **Biotechnology & Biotechnological Equipment**, v. 11, n. 3-4, p. 3-13, 1997.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, n. 1-2, p.3-22, 2005.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOV, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 2, p. 205-221, 1995.

CAMPOS, J. B.; SILVEIRA FILHO, L. **Série Ecossistemas Paranaenses – Floresta Estacional Semidecidual**. Governo do Estado do Paraná. v. 5, 2010. 8p.

CARVALHO, M. A. C.; PANOSSO, A. R.; TEIXEIRA, E. E. R.; ARAÚJO, E. G.; BRANCAGLIONI, V. A.; DALLACORT, R. Multivariate approach of soil attributes on the characterization of land use in the southern Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, v. 184, p. 207-215, 2018.

CARVALHO, M. A.; RUIZ, H. A.; DA COSTA, L. M.; PASSOS, R. R.; DE S, A.; CÍCERO, A. Composição granulométrica, densidade e porosidade de agregados de Latossolo Vermelho sob duas coberturas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 10, p. 1010-1016, 2014.

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, n. 2, p. 277-290, 2010.

CAVIGLIONE, J. H.; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D. **Cartas climáticas do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2000. CD-ROM.

CLAESSEN, M. E.C. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997, 212 p.

COLETTA, L. D.; NARDOTO, G. B.; LATANSIO-AIDAR, S. R.; ROCHA, H. R.; AIDAR, M. P. M.; OMETTO, J. P. H. B. Isotopic view of vegetation and carbon and nitrogen cycles in a Cerrado ecosystem, southeastern Brazil. **Scientia Agrícola**, v. 66, n. 4, p. 467-475, 2009.

COLOMBO, G. A.; LOPES, M. B. S.; DOTTO, M. C.; CAMPESTRINI, R.; LIMA, S. O. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo no cerrado tocantinense. **Campo Digital**, v. 12, n. 1, p. 21-29, 2017.

COSTA JUNIOR, C.; PÍCCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1311-1322, 2012.

CUNHA, T. J. F.; MACEDO, J. R.; RIBEIRO, L. P.; PALMIERI, F.; FREITAS, P. L. AGUIAR, A. C. Impacto do manejo convencional sobre propriedades físicas e substâncias húmicas de solos sob cerrado. **Ciência Rural**, v. 1, n. 1, p. 27-36, 2001.

DALMOLIN, R. S. D.; CATEN, A. T. Uso da terra dos biomas brasileiros e o impacto sobre a qualidade do solo. **Entre-Lugar**, v. 3, n. 6, p. 181-193, 2012.

DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, v. 116, n. 3, p. 397-406, 1998.

DENARDIN, R. B. N.; MATTIAS, J. L.; DO PRADO WILDNER, L.; NESI, C. N.; SORDI, A.; KOLLING, D. F.; CERUTTI, T. Estoque de carbono no solo sob diferentes formações florestais, Chapecó-SC. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 1, p. 59-69, 2014.

DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil & Tillage Research**, v. 54, n. 1-2, p. 21-30, 2000.

ESSEEN, P.; RENHORN, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1307-1317, 1998.

FERREIRA, C. J. B.; TORMENA, C. A.; CECATO, U.; FRANCO, H. H. S.; MOREIRA, W. H.; GALBEIRO, S.; RIBEIRO, O. L. Soil physical properties under a 'Tanzânia' grass pasture fertilized with mineral nitrogen or intercropped with *Stylosanthes*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 4, p. 478-486, 2018.

FONTANA, A.; BRITO, R. J. D.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A. Índices de agregação e a relação com as substâncias húmicas em Latossolos e Argissolos de tabuleiros costeiros, Campos dos Goytacazes, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 3, p. 291-297, 2010.

FRANZLUEBBERS, A. J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. **Soil & Tillage Research**, v. 66, n. 2, p. 95-106, 2002.

FREITAS, I. C.; SANTOS, F. C. V.; CUSTÓDIO FILHO, R. O.; CORRECHEL, V. Carbono no solo, acúmulo e qualidade da serapilheira em sistemas de produção familiar. **Floresta**, v. 46, n. 1, p. 31-38, 2016.

GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G. M.; PERIN, A. Densimetric fractionation of organic matter in an agricultural chronosequence in no-till areas in the Cerrado region, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 37, n. 2, p. 596-610, 2016.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, n. 2, p. 173-185, 1989.

KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, R.O. ed. **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 33-54.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A. **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 449-510.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUNTE, A. ed. **Methods of soil analysis. Parte 1: physical and mineralogical methods**. Kimberley: American Society of Agronomy, 1986. p. 425-443.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: Relações solo-planta**, São Paulo: Agronômica Ceres. 1979. 263p.

KLEIN, V. A.; CAMARA, R. K. Rendimento da soja e intervalo hídrico ótimo em Latossolo Vermelho sob plantio direto escarificado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 2, p. 221-227, 2007.

KOVEN, C. D.; HUGELIUS, G.; LAWRENCE, D. M.; WIEDER, W. R. Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 11, p. 817, 2017.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, 1998.

LEAL, C. G.; CÂMARA, I. G. **Atlantic forest hotspots status: an overview**. The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Island press 2003. 473p.

LOSS, A.; BASSO, A.; OLIVEIRA, B. S.; KOUCHER, L. P.; OLIVEIRA, R. A.; KURTZ, C.; COMIN, J. J. Carbono orgânico total e agregação do solo em sistema de plantio direto agroecológico e convencional de cebola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1212-1224, 2015.

LOSS, A.; SANTOS JUNIOR, E.; SCHMITZ, D.; VEIGA, M.; KURTZ, C.; COMIN, J. J. Atributos físicos do solo em cultivo de cebola sob sistemas de plantio direto e preparo convencional. **Revista Colombiana de Ciências Hortícolas**, v. 11, n. 1, p. 105-113, 2017.

LUO, Z.; WANG, E.; SUN, O. J. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 139, n. 1-2, p. 224-231, 2010.

MAGALHÃES, S. S. A.; RAMOS, F. T.; WEBER, O. L. S. Carbon stocks of an Oxisol after thirty-eight years under different tillage systems. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 85-91, 2016.

MALCHOW, E.; KOEHLER, A. B.; NETTO, S. P. Efeito de borda em um trecho da floresta ombrófila mista, em fazenda Rio Grande, PR. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 4, n. 2, p. 85-94, 2017.

MALHEIROS, R. Influência da sazonalidade na dinâmica da vida no bioma cerrado. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 19, p. 113-128, 2016.

MARCHINI, D. C.; LING, T. C.; ALVES, M. C.; CRESTANA, S.; SOUTO FILHO, S. N.; ARRUDA, O. G. Matéria orgânica, infiltração e imagens tomográficas de Latossolo em recuperação sob diferentes tipos de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 6, p. 574-580, 2015.

MARQUES, J. D. O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; SARRAZIN, M.; FERREIRA, S. J. F.; BELDINI, T. P.; MARQUES, E. M. A. Distribution of organic carbon in different soil fractions in ecosystems of central Amazonia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 232-242, 2015.

MASCARENHAS, A. R. P.; SCCOTI, M. S. V.; MELO, R. R.; CORRÊA, F. L. O.; SOUZA, E. F. M.; ANDRADE, R. A.; BERGAMIM, A. C.; MULLER, M. W. Atributos físicos e estoques de carbono do solo sob diferentes usos da terra em Rondônia, Amazônia Sul-Occidental. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 89, p. 19-27, 2017.

MOURA, F. B. P. **A Mata Atlântica em Alagoas**. Maceió: EDUFAL, 2006, 89 p.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 127-138, 2004.

NOVAIS, D. B.; FERREIRA, J. S.; BARRETO, P. A. B. Fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em fragmento florestal, Vitória da Conquista, Bahia. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 4, p. 185-189, 2016.

OADES, J. M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. **Plant and Soil**, v. 76, n. 1-3, p. 319-337, 1984.

OBOUR, P. B.; JENSEN, J. L.; LAMANDÉ, M.; WATTS, C. W.; MUNKHOLM, L. J. Soil organic matter widens the range of water contents for tillage. **Soil & Tillage Research**, v. 182, p. 57-65, 2018.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; SCHNEIDER, L. F.; TELES, J. S.; WERTER, S. D.; SANTOS, J. S. P. Fauna edáfica em áreas com diferentes manejos e tempos de descarte de resíduos animais. **Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 113-123, 2018.

OLIVEIRA, W. R. D.; RAMOS, M. L. G.; CARVALHO, A. M.; COSER, T. R.; SILVA, A. M. M.; LACERDA, M. M.; SOUZA, K. W.; MARCHÃO, R. L.; VILELA, L.; PULROLNIK, K. Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture, and native Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1501-1510, 2016.

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, n. 5, p. 508-514, 2011.

PLAZA-BONILLA, D.; MARTÍNEZ, C. C.; ÁLVARO-FUENTES, J. Tillage effects on soil aggregation and soil organic carbon profile distribution under Mediterranean semi-arid conditions. **Soil Use and Management**, v. 26, n. 4, p. 465-474, 2010.

PRIP, C. The Convention on Biological Diversity as a legal framework for safeguarding ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 199-204, 2018.

R Core Team 2017. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 03 fev. 2018.

RABBI, S. M. F.; WILSON, B. R.; LOCKWOOD, P. V.; DANIEL, H.; YOUNG, I. M. Aggregate hierarchy and carbon mineralization in two Oxisols of New South Wales, Australia. **Soil & Tillage Research**, v. 146, p. 193-203, 2015.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, v. 27, n. 1, p. 29-48, 2003.

REINSCH, T.; LOGES, R.; KLUB, C.; TAUBE, F. Effect of grassland ploughing and reseeded on CO₂ emissions and soil carbon stocks. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 265, p. 374-383, 2018.

REIS, D. A.; LIMA, C. L. R.; BAMBERG, A. L. Qualidade física e frações da matéria orgânica de um Planossolo sob sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1623-1632, 2016.

REIS, V. R. R.; DEON, D. S.; MUNIZ, L. C.; SILVA, M. B.; REGO, C. A. R. M.; GARCIA, U. C.; CANTANHÊDE, I. S. L.; COSTA, J. B. Carbon stocks and soil organic matter quality under different of land uses in the maranhense amazon. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 5, p. 329-337, 2018.

RESENDE, T. M.; ROSOLEN, V.; BERNOUX, M.; BRITO, J. L. S.; NASCENTES BORGES, E.; ALMEIDA, F. P. Atributos físicos e carbono orgânico em solo sob cerrado convertido para pastagem e sistema misto. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 3, p. 500-513, 2015.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBON, A. A.; CENTURION, J. F.; CENTURION, M. A. P. C.; FERNANDES, K. L.; HERMOGENES, L.; TALLES, V. Alterações na estabilidade de agregados de latossolo e argissolo em função do manejo, na entrelinha da seringueira (*Hevea brasiliensis*). **Revista Árvore**, v. 38, n. 6, p. 1065-1071, 2014.

ROMANIW, J.; SÁ, J. C. M.; PADILHA, A. A.; RAMOS, F. S.; EURICH, G.; BRESSAN, P. T. Carbon dynamics in no-till soil due to the use of industrial organic waste and mineral fertilizer. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 3, p. 477-487, 2015.

ROSA FILHO, G.; CARVALHO, M. P.; ANDREOTTI, M.; MONTANARI, R.; BINOTTI, F. F. S.; GIOIA, M. T. Variabilidade da produtividade da soja em função de atributos físicos de um Latossolo Vermelho distroférico sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 283-293, 2009.

ROSENZWEIG, S. T.; FONTE, S. J.; SCHIPANSKI, M. E. Intensifying rotations increases soil carbon, fungi, and aggregation in semi-arid agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 258, p. 14-22, 2018.

ROSSET, J. S.; LANA, M. C.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTO, M. V. M.; SEIDEL, E. P. Estoque de carbono, propriedades químicas e físicas do solo em sistemas de manejo com diferentes tempos de implantação na Região Oeste do Paraná, Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 6, p. 3053-3072, 2014.

ROSSET, J. S.; LANA, M. C.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTO, M. V. M. Frações químicas e oxidáveis da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo, em Latossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1529-1538, 2016.

ROSSET, J. S.; SCHIAVO, J. A.; ATANÁZIO, R. A. R. Atributos químicos, estoque de carbono orgânico total e das frações humificadas da matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de manejo de cana-de-açúcar. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 5, p. 3053-3072, 2014.

SALES, A.; SILVA, A. R.; VELOSO, C. A. C.; CARVALHO, E. J. M.; MIRANDA, B. M. Carbono orgânico e atributos físicos do solo sob manejo agropecuário sustentável na Amazônia Legal. **Colloquium Agrariae**, v. 14, n.1, p. 1-15, 2018.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENCO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 70-79, 2014.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRÍCIO, A. C.; 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, n. 1, p. 11-21, 2008.

SANO, E.E.; ROSA, R.; BRITO, J.L.S.; FERREIRA JUNIOR, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 113-124, 2010.

SANTOS, C. A.; REZENDE, C. D. P.; PINHEIRO, É. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**, v. 337, p. 394-401, 2019.

SANTOS, F. A. S.; PIERANGELI, M. A. P.; SILVA, F. L.; SERAFIM, M. E.; SOUZA, J. B.; OLIVEIRA, E. B. Dinâmica do carbono orgânico de solos sob pastagens em campos de murundus. **Scientia Agraria**, v. 18, n. 2, p. 43-53, 2017.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3.ed. Brasília: Embrapa, 2013. 353p.

SCHIAVO, J. A.; COLODRO, G. Agregação e resistência a penetração de um Latossolo Vermelho sob sistema de integração lavoura-pecuária. **Bragantia**, v. 71, n. 3, p. 406-412, 2012.

SIGNOR, D.; ZANI, C. F.; PALADINI, A. A.; DEON, M. D.; CERRI, C. E. P. Estoques de carbono e qualidade da matéria orgânica do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1402-1410, 2014.

SILVA JÚNIOR, M. C. **100 Árvores do Cerrado: guia de campo**. Brasília-DF: Rede de sementes do cerrado, 2005, 278 p.

SILVA, A. S.; SILVA, I. F.; BANDEIRA, L. B.; DIAS, B. O.; SILVA NETO, L. F. Argila e matéria orgânica e seus efeitos na agregação em diferentes usos do solo. **Ciência Rural**, v. 44, n. 10, p. 1783-1789, 2014.

SILVA, R. H.; ROSOLEM, C. A. Crescimento radicular de espécies utilizadas como cobertura decorrente da compactação do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 2, p. 253-260, 2001.

SILVA, M. A.; LIMA, M.; SILVA JUNIOR, C. A.; COSTA, G. M.; PERES, C. A. Achieving low-carbon cattle ranching in the Amazon: 'Pasture sudden death' as a window of opportunity. **Land Degradation and Development**, v. 29, p. 1-9, 2018.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil & Tillage Research**, v. 79, p. 7-31, 2004.

SMITH, P. Soils and climate change. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 539-544.2012.

SOUZA, L. C.; FERNANDES, C.; MOITINHO, M. R.; BICALHO, E. S.; LA SCALA JR, N. Soil carbon dioxide emission associated with soil porosity after sugarcane field

reform. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 113, p. 1-15, 2018.

SOUZA, R. P. B.; FREITAS, M. A. M.; COSTA, M. P.; PEREIRA, L. F.; GOMES, J. V. A. Impact of anthropic action on physical attributes of the soil in different physiology of Cerrado. **Multi-Science Journal**, v. 1, n. 9, p. 28-32, 2017.

STUMPF, L.; LEAL, O. A.; PAULETTO, E. A.; PINTO, L. F. S.; REIS, D. A.; PINTO, M. A. B.; TUCHTENHAGEN, I. K. Tensile strength and organic matter fractions in aggregates of a grass-covered mined soil under early stage recovery. **Soil & Tillage Research**, v. 176, p. 69-76, 2018.

STÜRMER, S. L. K.; ROSSATO, O. B.; COPETTI, A. C. C.; SANTOS, D. R.; CALEGARI, A.; BRUM, B. Variações nos teores de carbono orgânico em função do desmatamento e revegetação natural do solo. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 241-250, 2011.

SZAKÁCS, G. G. J. **Estoques de carbono e agregados do solo cultivado com cana-de-açúcar: efeito da palhada e do clima no centro-sul do Brasil**. 2007. 106 f. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 251-261, 1999.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

TRENTIN, R. G.; MODOLO, A. J.; VARGAS, T. O.; CAMPOS, J. R. R.; ADAMI, P. F.; BAESSO, M. M. Soybean productivity in Rhodic Hapludox compacted by the action of furrow openers. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 40, p. 1-9, 2018.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VOLPE, E.; MARCHETTI, M. E.; MACEDO, M. C. M.; ROSA JUNIOR, E. J. Renovação de pastagem degradada com calagem, adubação e leguminosa consorciada em Neossolo Quartzarênico. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 30, n. 1, p. 131-138, 2008.

YEOMANS, A.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication Soil Science Plant Analysis**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soil and study of the physical nature of erosion losses. **Journal American Society Agronomy**, v. 28, n. 1, p. 337-351, 1936.

CAPITULO 3: FRAÇÕES FÍSICAS DA MATÉRIA ORGÂNICA E CARBONO MINERALIZÁVEL DO SOLO EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E CERRADO

RESUMO

As atividades antrópicas e crescimento populacional possuem influencia na fragmentação de grandes extensões de matas nativas, promovendo distúrbios ao ambiente. Diante disso, o objetivo do trabalho foi quantificar as frações físicas-granulométricas da matéria orgânica do solo, o carbono mineralizável e determinar os índices de manejo de carbono de fragmentos florestais e áreas ao entorno, nos biomas Mata Atlântica e Cerrado. Foram coletadas amostras de solo nas camadas 0-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m, em 2 fragmentos florestais no bioma Mata Atlântica e áreas de sistema plantio direto (SPD) ao entorno, e em 2 fragmentos florestais no bioma Cerrado e áreas de pastagem permanente (PP) ao entorno. Para os fragmentos, foram amostrados 3 pontos; um ponto na borda do fragmento (BO), um ponto na metade da distância entre a borda e o centro do fragmento, denominado metade do raio (MR), um ponto no centro do fragmento (CF) além de um ponto no entorno dos fragmentos, no SPD e PP nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, respectivamente, em 4 repetições por ponto de coleta. Foram realizadas análises de carbono orgânico total (COT), fracionamento físico-granulométrico e determinação dos teores de carbono da matéria orgânica particulada (C-MOP) e mineral (C-MOM), com posteriores cálculos de seus estoques e do índice de estoque de carbono (IEC), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC), além de análise de carbono mineralizável (C-CO₂) em laboratório. No bioma Mata Atlântica, os maiores teores de COT nos fragmentos foram expressos no ponto CF 63,20 g kg⁻¹ e 60,91 g kg⁻¹ nos fragmentos 1 e 2, respectivamente. Os maiores teores de C-MOP foram observados na camada 0-0,05 m no fragmento 1 nos pontos BO e CF, e no fragmento 2 no ponto CF. Os maiores teores de C-MOM foram expressos no ponto CF de ambos os fragmentos. Para todos os pontos e camadas avaliados, a L foi inferior a 1, demonstrando predominância da fração mais recalcitrante do carbono, sendo que o IMC não foi semelhante entre os pontos dos fragmentos. As áreas de SPD apresentaram menor emissão de C-CO₂, com 39,82% e 28,33% menos emissão total em relação ao CF. No bioma Cerrado, os maiores teores de COT foram apresentados no ponto MR 23,77 g kg⁻¹ no fragmento 1, e nos pontos BO 16,41 g kg⁻¹ e CF 16,18 g kg⁻¹ do fragmento 2. Os maiores teores de C-MOP foram observados na camada superficial, com aumento da representatividade de C-MOM em função do aumento da profundidade, chegando a 86% de representatividade. Os resultados de IMC apresentaram padrões distintos entre os fragmentos do Cerrado. A emissão total de C-CO₂ indicou que as áreas de PP apresentaram 24,20% no fragmento 1 e 15,42% e 13,41% no fragmento 2, em relação aos pontos de maiores emissões. Os teores de C-MOP e C-MOM indicaram que a conversão de áreas nativas em SPD e PP podem comprometer a quantidade e qualidade da MOS do solo. O C-MOM teve maior representatividade nas áreas estudadas em ambos os biomas. O IMC não foi eficiente em identificar diferença entre os pontos BO, MR e CF, e a incubação do solo mostrou forte relação com os teores de COT e C-MOP. As variáveis indicaram que os pontos mais isolados (MR e CF) dos fragmentos apresentam maior qualidade edáfica.

Palavras-chaves: Emissão de CO₂, Fracionamento Físico, Índice de manejo de carbono.

CAPITULO 3: PHYSICAL FRACTIONS OF ORGANIC MATTER AND MINERALIZABLE CARBON OF SOIL IN FOREST FRAGMENTS OF ATLANTIC FOREST AND CERRADO BIOMES

ABSTRACT

Anthropogenic activities and population growth have influence in the fragmentation of large extensions of native forests, promoting disturbances to the environment. Therefore, the objective of this work was to quantify the physical-granulometric fractions of soil organic matter, the mineralizable carbon and to determine the carbon management indexes of forest fragments and surrounding areas, in the Atlantic and Cerrado Biomes. Soil samples were collected in the 0-0.05 layers; 0.05-0.10 and 0.10-0.20 m in 2 forest fragments in the Atlantic Forest biome and areas of no-tillage system (NTS) to the environment, and in 2 forest fragments in the Cerrado biome and permanent pasture areas (PP) to the environment. For the fragments, 3 points were sampled; a point at the border of the fragment (BO), a point halfway between the border and the center of the fragment, called the half of the radius (HR), a point in the center of the fragment (FC) and a point around the fragments, in SPD and PP in Atlantic Forest and Cerrado biomes, respectively, in 4 replicates per collection point. Analyzes of total organic carbon (TOC), physical-granulometric fractionation and determination of the carbon contents of the particulate organic matter (C-POM) and mineral (C-MOM) were carried out, with subsequent calculations of their stocks and the stock index of (CEI), lability (L), lability index (LI) and carbon management index (CMI), and mineralized carbon analysis (C-CO₂) in the laboratory. In the Atlantic Forest biome, the highest TOC levels in the fragments were expressed in CF 63.20 g kg⁻¹ and 60.91 g kg⁻¹ in fragments 1 and 2, respectively. The highest levels of C-POM were observed in the 0-0.05 m layer in fragment 1 at points BO and FC, and in fragment 2 at point FC. The highest C-MOM contents were expressed at the FC point of both fragments. For all evaluated points and layers, the L was less than 1, showing predominance of the most recalcitrant carbon fraction, and the CMI was not similar between the points of the fragments. The NTS areas had a lower C-CO₂ emission, with 39.82% and 28.33% less total emissions compared to the FC. In the Cerrado biome, the highest TOC levels were presented in the HR point 23.77 g kg⁻¹ in fragment 1, and in the points BO 16.41 g kg⁻¹ and FC 16.18 g kg⁻¹ in fragment 2. higher levels of C-POM were observed in the surface layer, with an increase in the representativeness of C-MOM as a function of the depth increase, reaching 86% of representativity. The CMI results presented distinct patterns among the Cerrado fragments. The total emission of C-CO₂ indicated that the PP areas presented 24.20% in fragment 1 and 15.42% and 13.41% in fragment 2, in relation to the points of higher emissions. The C-POM and C-MOM contents indicated that the conversion of native areas to NTS and PP may compromise the quantity and quality of soil SOM. The C-MOM was more representative in the study areas in both biomes. The CMI was not efficient in identifying differences between the BO, HR and FC points, and soil incubation showed a strong relation with the TOC and C-POM levels. The variables indicated that the most isolated points (HR and FC) of the fragments present higher edaphic quality.

Keywords: Carbon management index, CO₂ emission, Physical fractionation.

3.1 INTRODUÇÃO

Os fatores históricos de colonização, atividades antrópicas e crescimento populacional possuem influência na ocorrência da fragmentação de grandes extensões de matas nativas. Essa fragmentação promove distúrbios ao ambiente provocando alterações na paisagem em geral (NOVAIS et al., 2016; VIANA & PINHEIRO 1998; BARROS & FEARNSSIDE, 2016). Os efeitos da fragmentação permitem que a matriz da paisagem seja composta por áreas agrícolas e outras formas de uso, que provocam no ambiente edáfico, alterações no fluxo de radiação, água e nutrientes (OLIVEIRA et al., 2015; SAUNDERS et al., 1991).

Essas atividades antrópicas na vegetação nativa em nível de Brasil aconteceram em todos os biomas. A Mata Atlântica e o Cerrado são dois biomas brasileiros que sofreram com os avanços da agricultura e pecuária, reduzindo muitas de suas extensas áreas, em fragmentos de variadas formas e extensões (DALMOLIN & CATEN 2013). Essa conversão de áreas nativas acaba por comprometer a qualidade do ambiente edáfico de diferentes formas em função da região, tipo de solo, clima, vegetação, forma de uso, entre outros fatores (SALES et al., 2018; SOUZA et al., 2017; BARBOSA et al., 2018).

A qualidade do solo (QS) é complexa e se baseia na capacidade do mesmo em sustentar os serviços ecossistêmicos, mantendo equilíbrio na qualidade física, química e biológica, além de ser totalmente dependente do sistema de manejo adotado, bem como a relação entre o ecossistema e o ambiente (DORAN & PARKIN, 1994). O estudo de QS foi aprimorado por alguns autores, que desenvolveram métodos e índices de qualidade, que permitem aplicar-se de forma distinta para diferentes tipos de solos e regiões. Os indicadores aplicados devem ser sensíveis ao manejo e uso do ambiente edáfico, sendo eficientes e precisos em identificar alterações nos atributos do solo também em curto período de avaliação (AZIZ et al., 2013; LAL, 2018; MARQUES et al., 2015; MAGALHÃES et al., 2016).

A matéria orgânica do solo (MOS), através da determinação do conteúdo de carbono (C) orgânico, é um dos indicadores sensíveis em detectar alterações na qualidade do ambiente edáfico (BORGES et al., 2015) Esta relacionada com vários aspectos de qualidade do mesmo, citando-se a contribuição no aumento da resistência do solo a ação dos processos erosivos (GUIMARÃES et al., 2012), elevação da taxa de infiltração de água no solo (SOUZA et al., 2017), promoção da estabilidade de agregados do solo pela ação cimentante (TISDALL & OADES, 1982; OBOUR et al., 2018, RAMOS et al.,

2018), aumento da porosidade do solo (LAL, 2018; LIANG et al., 2019) e diminuição da compactação (FERREIRA et al., 2018; REIS et al., 2018).

A dinâmica da MOS é muito discutida pelo papel que o solo desempenha no sequestro de C atmosférico, mitigando os efeitos de alterações climáticas em níveis globais, e promoção do aumento da estocagem de C no solo (MARQUES et al., 2015; MAGALHÃES et al., 2016). Em ambientes naturais o estoque de C encontra-se em equilíbrio entre as taxas de entrada e saída, e quando apresentam algum tipo de perturbação que influencie na deposição de serapilheira (BARROS & FEARNSSIDE, 2016), acaba por modificar a dinâmica do estoque de C nessas áreas (LOSS et al., 2015; KOVEN et al., 2017). Porém, em muitos casos, somente a quantificação do C não é suficiente para identificação de possíveis modificações na qualidade do ambiente edáfico (SINGOR et al., 2014).

As técnicas de fracionamento da MOS são importantes para avaliação de uso do solo, por serem sensíveis em detectar modificações na qualidade edáfica, mesmo em um curto período de tempo (LOSS et al., 2015; ROMANIW et al., 2015), e por ter estreita relação com os atributos do solo (BALDOTTO et al., 2010). Dentre as técnicas, o fracionamento físico-granulométrico se destaca, por permitir uma avaliação da qualidade da MOS através da quantificação das frações lábeis e estáveis da fração orgânica do solo (RANGEL & SILVA, 2007).

A avaliação de atividade microbiana através da taxa de emissão de dióxido de carbono (CO₂), também se configura como importante ferramenta para avaliação da sustentabilidade de um ambiente natural ou manejado (SOUZA et al., 2010; LOSS et al., 2013), uma vez que a adição de quantidades consideráveis de C estimula a atividade desses microrganismos (KUZUYAKOV et al., 2000; LOSS et al., 2013; BORGES et al., 2015; WADE et al., 2018) com vistas na melhoria da qualidade edáfica (LOSS et al., 2013).

Com a justificativa de conhecer as diferentes frações do carbono em fragmentos de vegetação natural de dois importantes biomas brasileiros, o trabalho objetivou quantificar as frações físicas-granulométricas da matéria orgânica do solo, o carbono mineralizável e determinar os índices de manejo de carbono de diferentes pontos internos de fragmentos florestais e áreas manejadas aos seus entornos, nos biomas Mata Atlântica e Cerrado.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Localização, Clima, Solo e Histórico das Áreas de Estudo

3.2.1.1. Bioma Mata Atlântica

A localização, clima, solo e histórico das áreas de estudos do bioma Mata Atlântica está apresentada no item 3.2.1.1 do capítulo 2 (pag. 24).

3.2.1.2 Bioma Cerrado

A localização, clima, solo e histórico das áreas de estudos do bioma Cerrado está apresentada no item 3.2.1.2 do capítulo 2 (pag. 25).

3.3 Coletas de amostras de solo

As coletas foram realizadas em quatro pontos em cada fragmento dos dois biomas, sendo três pontos no interior dos fragmentos e um ponto ao entorno dos mesmos. Os pontos correspondem à borda do fragmento (BO), ponto central entre a borda e o centro do fragmento, denominado de metade do raio (MR), centro do fragmento (CF) e sistema plantio direto ou pastagem permanente (SPD/PP) ao entorno dos fragmentos. A disposição dos pontos está descrita na Tabela 1.

Tabela 1. Descrição dos pontos de coleta nos fragmentos e sua distância a partir da borda dos fragmentos.

Ponto de coleta	Descrição do ponto	Fragmentos (distância (m) em relação à borda)			
		Mata Atlântica		Cerrado	
		Fragmentos	Fragmentos	Fragmentos	Fragmentos
		1	2	1	2
P. 1	Centro do fragmento (CF)	310	310	240	320
P. 2	Metade do raio do fragmento (MR)	155	155	120	160
P. 3	Borda do fragmento (BO)	0	0	0	0
P. 4	Fora do fragmento (SPD ou PP)	310	310	240	320

Para cada ponto de coleta foram realizadas 4 repetições em um raio de 20 m². Foram coletadas amostras de solos deformadas e indeformadas no interior, e nas áreas de SPD e PP ao entorno dos fragmentos. As amostras indeformadas para avaliação da densidade do solo (Ds) foram coletadas com auxílio de anel volumétrico com volume de 48,86 cm³. As amostras compostas deformadas foram coletadas mediante coleta de três amostras simples, nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,1 e 0,1-0,2 m. Partes das amostras

deformadas da camada 0-0,05 m foram imediatamente colocadas sob refrigeração para análises de evolução de C-CO₂ (carbono mineralizável).

2.4 Análises Realizadas

Após a coleta, as amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). O carbono orgânico total (COT) foi determinado pela oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio, em meio sulfúrico sob aquecimento, e titulado com sulfato ferroso amoniacal (YEOMANS & BREMNER, 1988).

O fracionamento físico-granulométrico da MOS foi efetuado seguindo metodologia de Cambardella & Elliott (1992), em que 20 g de TFSA, juntamente com 60 ml de hexametáfosfato de sódio (5 g L⁻¹) foram acondicionados em erlenmeyer de 250 ml, sendo agitados durante 16 horas em mesa agitadora a uma velocidade de 150 rpm. Após o período de agitação as amostras foram lavadas em peneira de 53 µm, sendo que o material retido na peneira consistiu na MOP (matéria orgânica particulada), obtendo-se posteriormente, pela metodologia de Yeomans & Bremner (1988), o carbono da matéria orgânica particulada (C-MOP) e, através da diferença entre COT e C-MOP obteve-se o carbono da matéria orgânica mineral (C-MOM).

Posteriormente às determinações das frações de carbono, foram calculados os índices para avaliação da qualidade da MOS, sendo eles; o índice de estoque de carbono (IEC) (1), labilidade da MOS (L) (2), índice de labilidade (IL) (3) e o índice de manejo de carbono (IMC) (4), calculados segundo Blair et al. (1995), onde:

$$IEC = \frac{\text{COT dos pontos}}{\text{COT do ponto CF}} \quad (1)$$

$$L = \frac{\text{C-MOP}}{\text{C-MOM}} \quad (2)$$

$$IL = \frac{\text{L dos pontos}}{\text{L do ponto CF}} \quad (3)$$

$$IMC = IEC \times IL \times 100 \quad (4)$$

Em que:

IEC = Índice de estoque de C;

COT dos pontos = Estoque de COT (Mg ha^{-1}) dos pontos em análise;

COT do ponto CF = Estoque de COT (Mg ha^{-1}) do ponto CF (referencia);

L = Labilidade da MOS;

C-MOP = Carbono da matéria orgânica particulada;

C-MOM = Carbono da matéria orgânica mineral;

IL = Índice de labilidade do ponto avaliado;

L dos pontos = Labilidade da MOS do ponto avaliado;

L do ponto CF= Labilidade da MOS do ponto CF (referencia);

IMC = Índice de manejo de carbono.

Para os cálculos de estoque de carbono da matéria orgânica particulada (EstC-MOP) e estoque de carbono da matéria orgânica mineral (EstC-MOM), foi determinada a densidade do solo de acordo com Claessen, (1997), sendo os estoques calculados seguindo o método da massa equivalente (REIS et al., 2018; SIGNOR et al., 2014).

A análise de C-CO₂ liberado foi efetuada seguindo metodologia de Mendonça & Matos (2005), na qual foram acondicionados 50 g de solo, um frasco com 30 ml de solução de NaOH 0,5 mol L⁻¹ para captar o C-CO₂ emitido, e outro frasco com 30 ml de H₂O, de forma a manter a umidade constante, no interior de um pote de plástico com capacidade de 3 L, sendo o mesmo hermeticamente fechado. A cada dia de avaliação, do frasco de solução de NaOH foram retirados 10 ml, sendo adicionado 10 ml da solução de BaCl₂ 0,05 mol L⁻¹ e 4 gotas de fenolftaleína 1%, com posterior titulação com HCl 0,25 mol L⁻¹. Após a retirada do frasco de 30 mL da solução de NaOH 0,5 mol L⁻¹ de dentro do recipiente, um novo frasco com mais 30 mL era inserido para a próxima avaliação, tendo-se o cuidado de deixar o pote aberto por 15 minutos para a troca de ar, antes da próxima incubação. As titulações/avaliações foram realizadas em intervalos de 24 h nos primeiros 7 dias, de 48 h entre o 8º e 17º dia, e de 96 h entre o 18º e 33º dia, conforme efetuado por Loss et al. (2013).

Os resultados obtidos foram analisados quanto à normalidade e homogeneidade dos dados através de teste de Shapiro-Wilk. Posteriormente, em delineamento inteiramente casualizado, os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F, de forma isolada, avaliando cada bioma e fragmento individualmente, e os valores médios comparados pelo teste de Tukey a 5% com auxílio do programa R Core Team (2017).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.5.1.1 Bioma Mata Atlântica

Os fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica apresentaram os maiores teores de COT nos pontos do CF, com diferenças para os demais pontos no interior e ao entorno, chegando a $63,20 \text{ g kg}^{-1}$ e $60,91 \text{ g kg}^{-1}$ nos fragmentos 1 e 2, respectivamente na camada de 0-0,05 m (Figura 1). De maneira geral, os menores teores de COT foram observados nas áreas de SPD ao entorno dos fragmentos, com menores teores na camada mais subsuperficial avaliada (Figura 1).

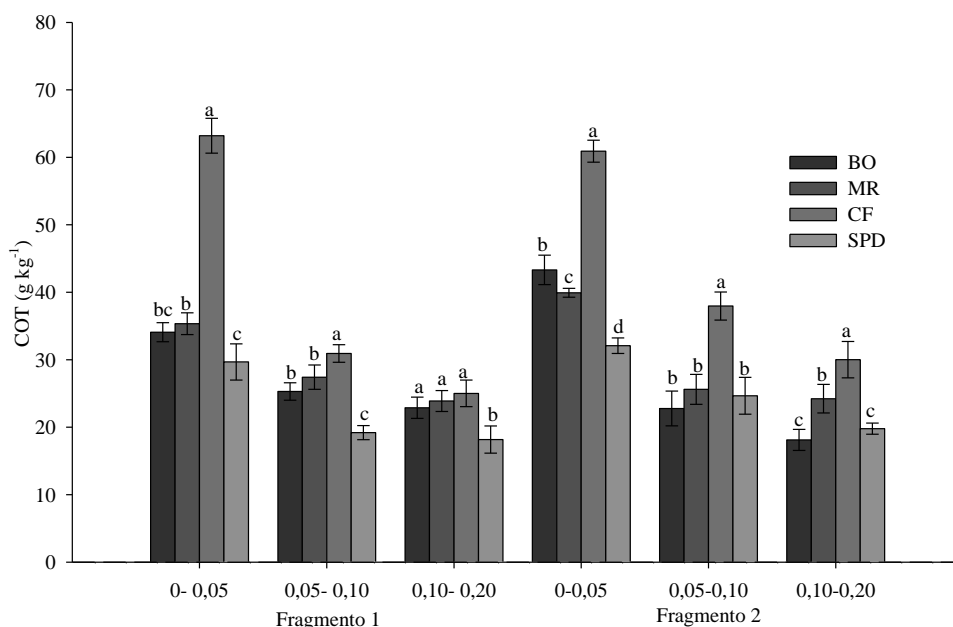


Figura 1. Carbono orgânico total (COT) dos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Mata Atlântica. Médias seguidas de mesma letra na camada, para cada fragmento, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; SPD: Sistema plantio direto. Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

Os pontos BO e MR apresentaram redução nos teores de COT na camada de 0-0,05 m quando comparados ao ponto CF, com valores relativos de 46,10% e 28,88% para o ponto BO, e de 47,25% e 34,45% para o ponto MR, dos fragmentos 1 e 2, respectivamente. As áreas de SPD apresentaram as maiores reduções nos teores de COT quando comparadas ao ponto de maior teor (CF), sendo 53,10 e 47,40% de redução, na camada 0-0,05 m dos fragmentos 1 e 2, respectivamente (Figura 1).

Os maiores teores de COT no ponto CF comparados ao ponto BO e MR, ocorrem principalmente pelo maior isolamento do ponto em relação aos fatores externos,

indicando que os pontos próximos a borda sofrem maiores influências da fragmentação, principalmente pela maior incidência de luz e alterações microclimáticas nessas regiões (LAURANCE et al., 1998). Os maiores teores apresentados pelos pontos internos dos fragmentos comparados a área de SPD, ocorre pelo maior aporte de serapilheira nas mais diferentes formas (folhas, galhos, frutos), ou seja, uma maior heterogeneidade na relação carbono/nitrogênio (C/N) (MATOS et al., 2017), que mantém o fluxo de COT e aumenta os estoques de carbono nessas áreas (FREITAS et al., 2018; ROSSET et al., 2014; ASSUNÇÃO et al., 2019).

Por outro lado, a conversão de áreas nativas em SPD, acaba por diminuir o COT do solo que, com o revolvimento, expõe a MOS a sofrer com o processo de oxidação, aumentando a emissão de dióxido de carbono (CO_2) para a atmosfera (STÜRMER et al., 2011; DUIKER & LAL, 2000; REINSCH et al., 2018). Esses resultados corroboram com os apresentados por Rosset et al. (2014; 2016) e Assunção et al. (2019), que obtiveram maiores teores de COT em áreas de mata nativa, comparadas a áreas de SPD com até 22 anos de condução, na mesma região do solo e vegetação de estudo.

Os maiores teores de C-MOP na camada de 0-0,05 m foram encontrados nos pontos da BO e CF no fragmento 1, 13,23 e 12,08 g kg^{-1} , respectivamente, e CF no fragmento 2, 19,53 g kg^{-1} , diferindo-se dos demais pontos (Tabela 2). Os pontos BO, MR e CF por não sofrerem alterações antrópicas, apresentam maior estado de conservação, com deposição de material orgânico constantemente na superfície do solo (MALCHOW et al., 2017), além de apresentarem maior diversidade de espécies vegetais, diferentes tempos de decomposição e relação C/N (NASCIMENTO & LAURANCE, 2006), o que favorece a diversidade de MOS, e consequente acúmulo de material particulado.

Na camada 0,10-0,20 m do fragmento 1, os menores teores de C-MOP foram encontrados no ponto BO 3,05 g kg^{-1} e na área de SPD ao entorno, onde o teor foi de 3,10 g kg^{-1} . Já no fragmento 2, os menores teores de C-MOP foram encontrados na área de SPD, 4,56 g kg^{-1} , respectivamente (Tabela 2). Esses resultados sugerem que a baixa heterogeneidade vegetal do SPD, por não se ter uma rotação diversificada (BODDEY et al., 2010) pode comprometer a dinâmica de entrada de material particulado no solo ao longo dos anos de cultivo (BATISTA et al., 2013; BARBOSA et al., 2017; FERREIRA et al., 2018).

Tabela 2. Carbono da matéria orgânica particulada (C-MOP) e mineral (C-MOM), porcentagem de carbono da matéria orgânica particulada (MOP) e mineral (MOM), estoque de carbono da matéria orgânica particulada (Est. MOP) e mineral (Est. MOM) nos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Mata Atlântica.

	Fragmento 1						Fragmento 2					
	C-MOP	C-MOM	MOP	MOM	Est. MOP	Est. MOM	C-MOP	C-MOM	MOP	MOM	Est. MOP	Est. MOM
	----- g kg ⁻¹ -----		-----%-----		-----Mg ha ⁻¹ -----		----- g kg ⁻¹ -----		-----%-----		-----Mg ha ⁻¹ -----	
0-0,05 m												
BO	13,23a	20,84c	38,92a	61,07c	4,69a	7,39c	15,33b	27,98b	35,46a	64,53b	5,46b	9,98b
MR	8,48b	26,85b	24,18bc	75,81ab	3,01b	9,53b	11,57c	28,36b	28,97b	71,02a	4,12c	10,11b
CF	12,08a	51,12a	19,12c	80,87a	4,28a	18,40a	19,53a	41,38a	32,10ab	67,89ab	6,96a	14,76a
SPD	8,23b	21,44bc	27,98b	72,01b	2,92b	7,61bc	10,89c	21,18c	33,95a	66,04b	3,88c	7,55c
CV(%)	10,14	9,02	14,73	5,59	10,14	9,04	6,83	6,31	8,74	8,72	6,83	6,31
0,05-0,10 m												
BO	5,65b	19,64b	22,43b	77,56a	2,38b	8,30b	10,08ab	12,69c	44,42a	55,57b	4,12ab	5,20c
MR	5,07b	22,34ab	18,55b	81,44a	2,14b	9,44ab	8,14bc	17,46b	31,74b	68,25a	3,32bc	7,14b
CF	6,96a	23,96a	22,49b	77,50a	2,94a	10,12a	10,70a	27,25a	28,12b	70,87a	4,38a	11,16a
SPD	5,32b	13,88c	27,72a	72,27b	2,24b	5,86c	7,54c	17,11b	30,68b	69,31a	3,08c	7,00b
CV(%)	10,34	7,14	10,62	3,14	10,34	7,14	12,46	9,51	9,17	4,67	12,48	9,54
0,10-0,20 m												
BO	3,05b	19,83a	13,33a	86,66a	2,61b	17,02a	6,26ab	11,85c	34,88a	65,11b	5,12ab	9,69c
MR	3,56a	20,311a	14,96a	85,06a	3,06ab	17,43a	5,51ab	18,70b	22,83b	77,16a	4,51ab	15,30b
CF	3,92a	21,09a	15,73a	84,26a	3,36a	18,10a	6,42a	23,58a	21,62b	78,37a	5,25a	19,28a
SPD	3,10ab	15,07b	17,40a	82,59a	2,66ab	12,93b	4,56b	15,22bc	22,94b	77,05a	3,72b	12,45bc
CV(%)	11,97	9,60	17,38	3,15	11,97	9,62	15,12	12,18	17,76	6,10	15,12	12,18

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento e camada, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; SPD: Sistema plantio direto; CV (%): coeficiente de variação.

Os maiores teores de C-MOM foram encontrados no ponto do CF na camada 0-0,05 m em ambos os fragmentos, chegando a 51,12 e 41,38 g kg⁻¹ nos fragmentos 1 e 2, respectivamente. O ponto CF no fragmento 2 apresentou ainda, maiores teores em todas as camadas avaliadas (Tabela 2). Na camada 0,10-0,20 no fragmento 1, os pontos BO, MR e CF apresentaram os maiores teores, sendo diferentes da área de SPD. Esses resultados ocorrem por se ter maiores teores de COT no ponto CF (Figura 1). Além disso, o não revolvimento do solo permite que os processos de humificação ocorram por completo, promovendo a estabilização da MOS (LAL, 2018), e consequente acúmulo de carbono nas frações mais recalcitrantes.

Os menores teores de C-MOM foram observados na camada 0,10-0,20 m, na área de SPD no entorno do fragmento 1, e no ponto BO e área de SPD do fragmento 2 (Tabela 2). O fato de se cultivar apenas a sucessão soja/milho por vários anos nas áreas de SPD, também influencia nos menores teores de carbono desta fração, pois a maior diversidade de resíduos vegetais deixados em sistemas com maior diversidade de culturas, aumenta consideravelmente a entrada de MOS na fração mais lábil do carbono e, por consequência, ao longo do tempo, das frações mais recalcitrantes do C (FACCIN et al., 2017), quando comparados a sistemas com uma menor diversidade (BODDEY et al., 2010; CAMPOS et al., 2011).

A porcentagem de MOP e MOM, que mostra a representatividade destas frações em relação ao COT, apresentou em todos os pontos e camadas avaliadas no fragmento 1 variação de 13,33 a 38,92% para MOP, e de 61,07 a 86,66% de MOM. No fragmento 2, essa variação foi de 21,62% a 44,42, e de 55,57% a 78,37% respectivamente para MOP e MOM (Tabela 2).

A elevada representatividade de MOM está associada a granulometria do solo das áreas estudadas, uma vez que a matéria orgânica mais estável do solo se liga a fração < 53 µm (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992; MARTINS et al., 2015), que representa a maior parte da granulometria dos solos das áreas de estudo. Além disso, o clima tropical apresenta papel fundamental nesse comportamento de distribuição das frações granulométricas da MOS, pois atua diretamente no processo de humificação da MOS, convertendo a MOP em MOM em processo mais acelerado do que em regiões de clima temperado (CARVALHO et al., 2010; GMACH et al. 2018), proporcionando maior representatividade de MOM em relação a MOP.

Importante destacar que a representatividade percentual das frações apresentou padrão semelhante em ambos os fragmentos estudados (Tabela 2), onde o percentual de MOP diminuiu, e de MOM aumentou em função do aumento da profundidade. Isso ocorre principalmente, pelo maior aporte de material particulado na superfície do solo que, associado ao não revolvimento, transforma esse material particulado em MOS mais recalcitrante ao longo do perfil (LAL, 2018; REINSCH et al., 2018).

Os maiores valores de Est. MOP e Est. MOM foram observados no ponto CF de ambos os fragmentos (Tabela 2), corroborando com os maiores teores de COT neste mesmo ponto (Figura 1). Especificamente, no fragmento 1 na camada 0-0,05 m, o Est. MOP foi semelhante entre o ponto BO e o ponto CF, com valores de, 4,69 e 4,28 Mg ha⁻¹ respectivamente. Já no fragmento 2, no ponto CF, o Est. MOP apresentou o maior valor, 6,96 Mg ha⁻¹, na camada 0-0,05 m, sendo diferente dos demais pontos.

No fragmento 1, o ponto CF apresentou Est. MOM de 18,40 Mg ha⁻¹, sendo diferente dos demais pontos na camada 0-0,05 m. No fragmento 2, o Est. MOM apresentou valores de 14,76 Mg ha⁻¹, 11,16 Mg ha⁻¹ e 19,28 Mg ha⁻¹ nas camadas 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m, respectivamente no ponto CF, sendo superiores a todos os demais pontos estudados (Tabela 2). É notório em ambos os fragmentos, menores valores de Est. MOP e Est. de MOM nas áreas de SPD ao entorno, especialmente na camada mais superficial estudada.

Os maiores Est. MOP e Est. MOM, principalmente no ponto CF (Tabela 2) ocorrem principalmente pelos maiores teores de COT (Figura 1), C-MOP e C-MOM (Tabela 2). O ponto CF por ser mais isolado em relação aos demais pontos apresenta maior diversidade de estratos florestais e deposição de serapilheira constante (MALCHOW et al., 2017), que possibilita que os processos biogeoquímicos se completem (SMITH, 2012; GMACH et al. 2018), permitindo assim, encontrar no solo desses pontos, altos estoques de ambas as frações (MELO et al., 2016). Em estudo em sistema com pastagem permanente, regeneração e mata nativa no bioma Mata Atlântica, Nogueira et al. (2016) também encontraram maiores estoques de MOP e MOM na área de mata nativa comparado a diferentes sistemas de produção.

Os pontos BO, MR e as áreas de SPD ao entorno de ambos os fragmentos, apresentaram valores inferiores de IEC em relação ao ponto referencial (CF). Os menores valores foram observados nas áreas de SPD na camada 0-0,05 m, 0,46 e 0,52 ao entorno dos fragmentos 1 e 2, respectivamente (Tabela 3). Esses resultados indicam que nenhum dos pontos avaliados, em ambos os fragmentos, apresentaram estocagem de carbono

superior ao ponto mais interno, como também relatado para os teores de COT (Figura 1), pois todos os valores desta variável foram inferiores a 1,00 (Tabela 3).

Essas modificações no estoque de carbono nos pontos BO e MR e na área de SPD comparados a referência, sugere que a conversão de áreas naturais em sistemas de produção, podem reduzir os estoques de carbono do solo (REIS et al., 2016). Além disso, a fragmentação florestal reduziu o estoque de carbono nos pontos próximos a borda, possivelmente pelas modificações que provoca, com diminuição de COT (Figura 1), pelo aumento de luminosidade e de temperatura (CAMARGO & KAPOs, 1995), maior incidência de ventos (LAURANCE et al., 1998), que podem acelerar o processo de oxidação da MOS, liberando maiores quantidades de CO₂ para atmosfera (LAL, 2018; SPEROW, 2018; MAGALHÃES et al., 2016). Esses resultados dos pontos próximos a borda contrapõem os apresentados por Barros & Fearnside, (2016), que encontraram aumento de estoque de carbono em bordas de fragmentos florestais na Amazônia.

Os valores de L ficaram abaixo da unidade nos dois fragmentos e em todas as camadas, o que indica um desequilíbrio entre os teores de C-MOP e C-MOM apresentado pelos pontos avaliados (Tabela 3). O ponto BO apresentou o maior valor de L (0,64), na camada 0-0,05 m, no fragmento 1, sendo que na camada 0,10-0,20 m não houve diferença entre os pontos, apresentando variação de 0,15 a 0,21 (Tabela 3). No fragmento 2, o ponto BO apresentou os maiores valores de L em todas as camadas avaliadas, 0,55; 0,80 e 0,54, para as camadas 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20. Esses resultados indicam a baixa L do C destas áreas, pois a L representa a relação entre o C-MOP e C-MOM, o que faz dessa variável importante indicador de qualidade do solo, visto a importância do equilíbrio entre essas frações, para manutenção do C no solo ao longo do tempo (BENBI et al., 2015; JHA, 2017).

O IL apresentou o mesmo padrão dos valores de L, indicando maiores valores no ponto BO de ambos os fragmentos avaliados na camada 0-0,05 m, superando o IL da referência (CF). O IMC, que expressa a qualidade do C por ter relação entre as frações e os índices dos pontos avaliados, apresentou no fragmento 1 apenas o ponto BO (147,86) superior ao ponto de referência (CF), na camada 0-0,05 m, sendo que os pontos avaliados não apresentaram diferenças na camada 0,10-0,20 m (Tabela 3). No fragmento 2, o ponto BO apresentou valores semelhantes ao CF nas camadas 0,05-0,10 m e 0,10-0,20 m (Tabela 3). Esse aumento de IMC no ponto BO pode estar relacionado ao maior aporte de serapilheira que fragmentos florestais apresentam nas extremidades (MALCHOW et al., 2017; NASCIMENTO & LAURANCE, 2006; BARROS & FEARNside, 2016), e

também devido aos maiores valores de L e consequentemente, IL apresentados (Tabela 8).

Tabela 3. Índice de estoque de carbono (IEC), labilidade da MOS (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo do carbono (IMC) dos diferentes pontos de coleta, no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Mata Atlântica.

	Fragmento 1				Fragmento 2			
	IEC	L	IL	IMC	IEC	L	IL	IMC
0-0,05 m								
BO	0,53b	0,64a	2,74a	147,86a	0,71b	0,55a	1,17a	83,40b
MR	0,55b	0,32b	1,35b	75,51b	0,65b	0,40b	0,86b	56,87c
CF	1,00a	0,23b	1,00b	100,0b	1,00a	0,47ab	1,00ab	100,00a
SPD	0,46c	0,39b	1,64b	76,70b	0,52c	0,51ab	1,09ab	57,32c
CV(%)	3,82	21,77	21,61	19,11	4,38	10,76	11,36	20,02
0,05-0,10 m								
BO	0,81b	0,29b	1,01ab	82,14ab	0,59b	0,80a	2,08a	123,63a
MR	0,88b	0,22b	0,78b	69,27b	0,67b	0,49b	1,20b	82,33b
CF	1,00a	0,29b	1,00b	100,0a	1,00a	0,39b	1,00b	100,00ab
SPD	0,62c	0,38a	1,32a	82,47ab	0,64b	0,44b	1,15b	75,39b
CV(%)	5,84	13,58	15,07	11,59	7,59	13,69	21,17	18,39
0,10-0,20 m								
BO	0,91a	0,15a	0,83a	76,09a	0,60c	0,54a	2,05a	122,86a
MR	0,95a	0,17a	0,95a	90,54a	0,81b	0,29b	1,12b	89,13ab
CF	1,00a	0,18a	1,00a	100,0a	1,00a	0,27b	1,00b	100,00ab
SPD	0,73b	0,21a	1,18a	83,16a	0,66bc	0,30b	1,09b	71,99b
CV(%)	9,48	21,72	27,40	16,54	11,55	25,46	31,81	22,39

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento e camada, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; SPD: Sistema plantio direto; CV (%): coeficiente de variação.

Em ambos fragmentos estudados, os menores valores de IMC foram observados pelas áreas de SPD ao entorno na camada 0-0,05 m, 76,70 e 57,32, respectivamente (Tabela 3). Esses resultados demonstram a modificação provocada pela conversão de áreas naturais em sistemas de produção, principalmente em camadas superficiais, diminuindo a qualidade da MOS, pela baixa diversidade de espécies apresentadas na sucessão soja/milho ao longo dos anos de cultivo, que vai influenciar diretamente na qualidade física (SALES et al., 2018), química (SOUZA et al., 2018) e na atividade biológica (BORGES et al., 2015; BARBOSA et al., 2018) do solo.

O melhor manejo com maior diversidade e, conseqüentemente maiores valores de IMC, irão agir diretamente nos atributos mencionados, melhorando a infiltração de água (SOUZA et al., 2017) agregação do solo (OBOUR et al., 2018), porosidade (LAL, 2018), entre outros indicadores de qualidade. Gazolla et al. (2015) obtiveram em seu estudo, valor de IMC de 48,09 para camada 0-0,05 m em SPD com 10 anos de implantação, comparado a uma área de vegetação nativa. Souza et al. (2016) estudando cronosequência de SPD em solo argiloso, obtiveram IMC de 112, 128 e 139 para SPD com 7, 11 e 16 anos de implantação.

Nos fragmentos 1 e 2, o ponto CF apresentou a maior emissão de C-CO₂ no 1º dia após a incubação, 14,10 e 12,14 mg de C-CO₂ em 50 g de solo, respectivamente. Já as áreas de SPD apresentaram as menores emissões na primeira avaliação, 5,55 e 5,89 mg de C-CO₂ em 50 g de solo, respectivamente (Figuras 2 a, b). Os pontos de maiores emissões no 1º dia, são os que também apresentaram os maiores teores de COT (Figura 1) e C-MOP (Tabela 2) na camada 0-0,05 m. Essa maior emissão inicial de C-CO₂ se dá quando a atividade microbiana é estimulada pela disponibilidade de resíduos orgânicos lábeis, neste caso de C-MOP, que acelera a decomposição da MOS (HURISSO et al., 2016; 2018; WADE et al., 2018), tendo relação entre maiores teores de COT (Figura 1) e C-MOP (Tabela 2) com as maiores emissões de C-CO₂ (Figuras 2 a, b).

Nos fragmentos 1 e 2, entre o 4º e o 6º dia, e entre 13º e 21º dia de incubação, foi evidente picos de emissão de C-CO₂ (Figuras 2 a, b). Esses picos de emissão ocorrem devido a morte de parte dos microrganismos que servem de alimento para os remanescentes, gerando picos de emissão posteriores à decréscimos (GONÇALVES et al., 2002), efeito esse conhecido como *prining* (GHOSH et al., 2018; KUZYAKOV et al., 2000). Em ambos os fragmentos, a partir do 25º dia, a emissão começou a estabilizar (Figuras 2 a, b), ou seja, não foram observados picos de emissão de C-CO₂. Essa estabilização na emissão de C-CO₂ ocorre pela redução da disponibilidade de materiais orgânicos lábeis prontamente disponíveis ao ataque microbiano. Esse padrão também foi observado por Loss et al. (2013), estudando a emissão de carbono mineralizável, em macroagregados de Latossolo em diferentes sistemas de manejo.

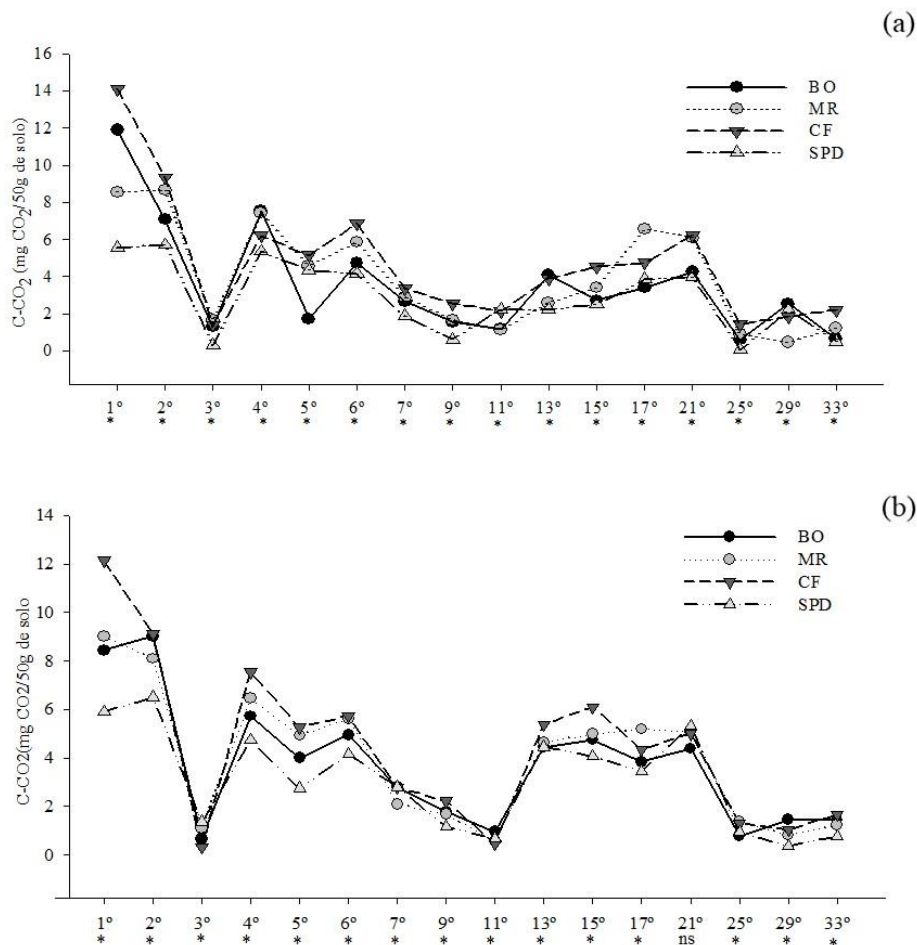


Figura 2. Carbono mineralizável do solo incubado em laboratório até o 33º dia dos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 (a) e 2 (b) do bioma Mata Atlântica. * = Significativo pelo teste de Tukey a 5%; ns = Não significativo pelo teste de Tukey a 5%.

Os maiores acúmulos de C-CO₂ após o 33º dia de incubação, foram observados nos pontos do CF, 75,72 e 69,66 mg CO₂ em 50 g de solo nos fragmentos 1 e 2, respectivamente (Figura 3). Os resultados ainda evidenciam que ambos fragmentos apresentam padrão de redução de emissão total gradativo do CF para as extremidades dos fragmentos, ou seja, do ponto CF para a BO, é observada menor atividade microbiana do solo. Os maiores acúmulos de C-CO₂ total ocorreram exatamente nos pontos onde se obteve os maiores teores de COT (Figura 1) e os maiores teores de C-MOP (Tabela 2), ratificando o padrão também apresentado por Wade et al. (2018).

As áreas de SPD ao entorno dos fragmentos apresentaram os menores valores totais de emissão de C-CO₂, 45,57 e 49,93 mg CO₂ em 50 g de solo, o que representa 39,82% e 28,33% de redução para os pontos de maior emissão, para os fragmentos 1 e 2, respectivamente (Figura 3). Por sua vez os menores teores de COT (Figura 1) e C-MOP (Tabela 2) também foram observados nas áreas de SPD, indicando a relação direta da

matéria orgânica de mais fácil decomposição com os maiores acúmulos de C-CO₂ total, e consequente atividade microbiana (BARRETO et al., 2009). Loss et al. (2013) em Latossolo também observaram menores valores de acúmulo de C-CO₂ em SPD, comparado a área de vegetação nativa. Os resultados contrastam com os apresentados por Benbi et al. (2015), em que as áreas manejadas apresentaram maior evolução de C-CO₂, em relação a áreas sob vegetação nativa, após 32 dias de incubação.

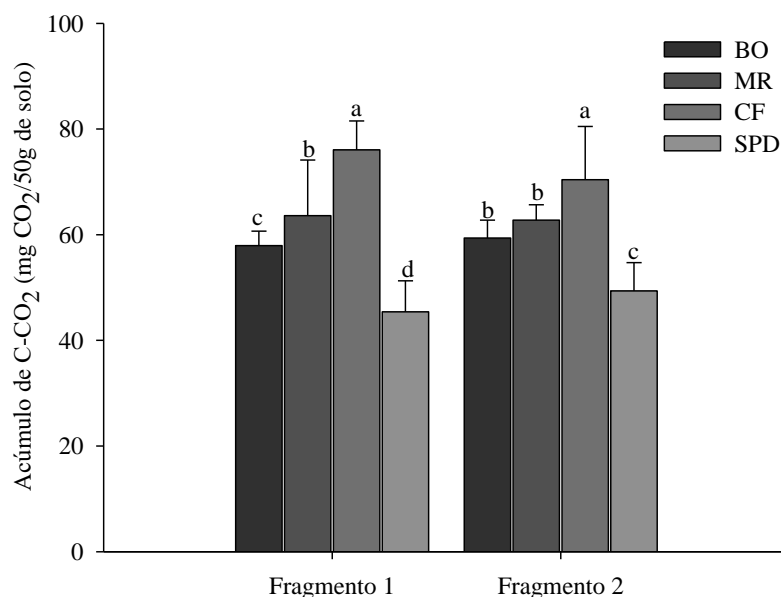


Figura 3. Acúmulo de C-CO₂ (mg CO₂/50g de solo), durante o período de incubação do solo em laboratório, nos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 no bioma Mata Atlântica. Médias de mesma letra, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; SPD: Sistema plantio direto. Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

3.5.2 Bioma Cerrado

Os teores de COT dos fragmentos 1 e 2 do bioma Cerrado apresentaram padrões distintos. No fragmento 1, o ponto MR apresentou o maior teor, 23,77 g kg⁻¹ na camada 0-0,05 m, seguido dos pontos BO e CF com teores de 16,41 e 16,18 g kg⁻¹, respectivamente (Figura 4). No fragmento 2, o ponto CF apresentou o maior teor de COT, 17,76 g kg⁻¹ na camada 0-0,05 m. No fragmento 1, a área de PP ao entorno apresentou menor teor de COT na camada 0-0,05 m, padrão não observado na PP ao entorno do fragmento 2. Já na camada 0,10-0,20 m não houveram diferenças entre os pontos internos dos fragmentos e as áreas de PP avaliadas ao entorno (Figura 4).

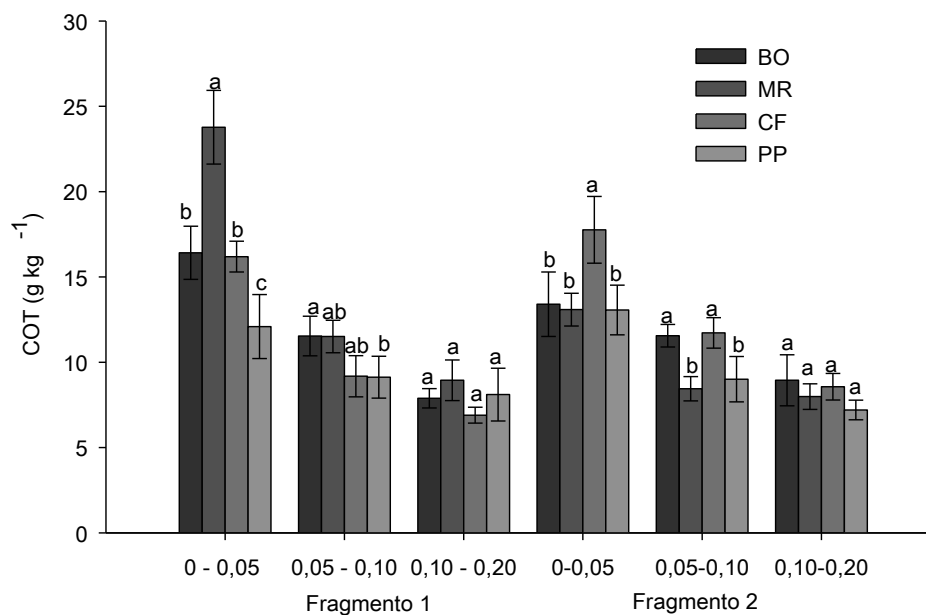


Figura 4. Carbono orgânico total (COT) dos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Cerrado. *Médias seguidas de mesma para cada fragmento e camada não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; PP: Pastagem Permanente. Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

A semelhança nos teores de COT entre as áreas de PP e os pontos internos de ambos os fragmentos, especialmente na camada 0,10-0,20 m, pode ser explicada pela contribuição da biomassa radicular da pastagem que, ao se decompor, aumenta o teor de C em camadas subsuperficiais (SANTOS et al., 2019; STUMPL et al., 2018). Além de contribuir com o aumento dos teores de COT, as raízes de pastagens contribuem com a agregação (SALTON et al., 2008), diminuindo a compactação do solo (LAL, 2018).

A semelhança entre os pontos dos fragmentos e as áreas de PP degradada ao entorno nas camadas 0-0,05 m do fragmento 2, e 0,05-0,10 do fragmento 1, sugerem que os fragmentos do bioma Cerrado apresentam naturalmente baixos teores de carbono, mesmo com deposição contínua de serapilheira, que contribui significativamente para os maiores teores de COT nas camadas mais superficiais do solo, principalmente em áreas de vegetação natural, onde não se tem revolvimento do solo (LOSS et al., 2015; NOVAIS et al., 2016; ROSSET et al., 2014; 2016). Esses resultados contradizem com os apresentados por Silva et al. (2014), Resende et al. (2015) e Carvalho et al. (2018), que encontraram diminuição do teor de COT em áreas de pastagens comparados a áreas de Cerrado nativo, em camadas superficiais do solo.

Os maiores teores de C-MOP do fragmento 1 foram observados nos pontos CF, $5,21 \text{ g kg}^{-1}$, e BO, $4,04 \text{ g kg}^{-1}$, na camada 0-0,05 m. Já na camada 0,10-0,20 m, os maiores

teores desta fração foram observados na área de PP, 1,87 g kg⁻¹, e no ponto MR, 1,79 g kg⁻¹ (Tabela 4). No fragmento 2, nas camadas de 0-0,05 m e 0,10-0,20 m, os pontos não diferiram entre si para o C-MOP, apresentando variação de 4,13 a 5,69 g kg⁻¹ para camada 0-0,05 m, e de 1,87 a 2,92 g kg⁻¹ para a camada 0,10-0,20 m, sendo a área de PP com menor teor em relação aos pontos internos do fragmento na camada 0,05-0,10 m (Tabela 4).

A semelhança de C-MOP nos pontos internos dos fragmentos e as áreas de PP ao entorno, pode estar relacionada a perturbação natural que o ambiente sofre, apresentando clareiras naturais que podem modificar determinados pontos internos destes fragmentos florestais (DIDHAM, 1998). Outro fator importante que contribui para menor deposição de serapilheira, são as variações de fitofisionomia apresentadas nas áreas de Cerrado *stricto sensu* para Cerradão, característicos de áreas mais abertas com presença de espécies arbustivas e maior incidência de gramíneas (MALHEIROS et al., 2016).

Porém, é importante ressaltar a contribuição da biomassa radicular da pastagem para os teores de C-MOP na camada 0,10-0,20 m. Esse fato contribui diretamente com a qualidade do solo, atuando na agregação (SANTOS et al., 2019; SALTON et al., 2008), e na diminuição da compactação do solo (STUMPL et al. 2018). Semelhanças entre áreas de sistemas com pastagens permanentes e áreas de Cerrado nativo em camadas subsuperficiais, também foram relatados por Cardoso Junior et al. (2016) e Gmach et al. (2018). Entretanto, Oliveira et al. (2016) observaram maiores valores em pastagem sob manejo adequado, quando comparado a Cerrado nativo.

Os teores de C-MOM apresentaram diferenças na camada 0-0,05 m entre os pontos avaliados em ambos fragmentos, seguindo os mesmos padrões apresentados pelos resultados de COT (Figura 4), tendo o ponto MR, 20,22 g kg⁻¹, com o maior teor no fragmento 1, e os pontos CF, 12,06 g kg⁻¹, e BO, 8,09 g kg⁻¹, com os maiores teores no fragmento 2 (Tabela 4). Na camada 0,10-0,20 m, ambos os fragmentos não apresentaram diferenças entre os pontos avaliados, expressando variação de 5,70 a 7,14 g kg⁻¹ no fragmento 1 (Tabela 4) e de 5,32 a 6,02 entre os pontos no fragmento 2 (Tabela 4).

O C-MOM é formado pela decomposição do C-MOP e tende a ter maior representatividade em camadas subsuperficiais do perfil do solo (CHAN et al., 2001). O fato das áreas de PP apresentarem semelhanças nos teores de C-MOM com os pontos internos dos fragmentos de Cerrado, pode estar relacionado a liberação de material orgânico das raízes, por rizodeposição, consequentemente contribuindo para a formação de C-MOM (CARMO et al., 2012). Cardoso Junior et al. (2016) e Batista et al. (2014)

também encontram semelhanças na fração de C mais recalcitrante entre sistema de cultivo com pastagens e áreas nativas de Cerrado em camadas subsuperficiais do solo.

As porcentagens representativas de MOP e MOM não apresentaram diferenças acentuadas com o aumento da profundidade, com diferenças apenas entre os pontos nas camadas 0-0,05 m do fragmento 1 e na camada 0,05-0,10 m do fragmento 2 (Tabela 4). De maneira geral, em todas as camadas estudadas, a representatividade percentual da MOP no fragmento 1 variou de 5,70 a 20,22%, e da MOM de 67,72 a 84,83%. Já no fragmento 2 essas representatividades variaram de 26,35 a 42,99% para a MOP, e de 57,00 a 73,64% para a MOM (Tabela 4).

A porcentagem de MOP chegando próximo a 50% tem relação com a textura dos solos avaliados (CAMBARDELLA & ELLIOTT 1992), e com aporte vegetal constante nos fragmentos de Cerrado (MALCHOW et al., 2017), que contribuem para maior representatividade desta fração, visto a tendência de se ter maior representatividade de MOM no perfil do solo. Galdos et al. (2009) estudando o estoque de carbono sob dois sistemas de manejo de solo, relataram que a representatividade de MOP do solo é dinâmica, e tem total influência do tipo de solo, o clima e do tipo/diversidade de material vegetal aportado sobre o solo. Batista et al. (2013) estudando sistemas com pastagens em Latossolo de Cerrado, obtiveram representatividade de MOM acima de 85% do COT em todos os sistemas avaliados e camadas.

Com relação aos Est. MOP e Est. MOM, não houveram diferenças entre os pontos, na maioria das camadas estudadas. O Est. MOP na camada 0-0,05 m do fragmento 1, e nas três camadas avaliadas do fragmento 2, não apresentaram diferenças entre os pontos. Nas camadas 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m do fragmento 1, os maiores valores foram expressos na área de SPD, 1,91 Mg ha⁻¹ e 2,81 Mg ha⁻¹. Os resultados de Est. MOM de ambos os fragmentos só apresentou diferença na camada 0-0,05 m do fragmento 1, tendo o maior valor no ponto MR 12,53 Mg ha⁻¹. Os dados do presente trabalho contrastam com os apresentados por Carmo et al. (2012), que observaram redução de Est. MOP, e acréscimos de Est. MOM em sistema com pastagem no Cerrado, avaliando a camada 0-0,40 m. Batista et al. (2013) obtiveram valores de Est. MOP semelhantes a área de Cerradão, com aumento de Est. MOM em camadas mais profundas do solo.

Tabela 4. Carbono da matéria orgânica particulada (C-MOP) e mineral (C-MOM), porcentagem de carbono da matéria orgânica particulada (% MOP) e mineral (% MOM), estoque de carbono da matéria orgânica particulada (Est. MOP) e mineral (Est. MOM) nos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Cerrado.

	Fragmento 1						Fragmento 2					
	C-MOP	C-MOM	MOP	MOM	Est. MOP	Est. MOM	C-MOP	C-MOM	MOP	MOM	Est. MOP	Est. MOM
	----g kg ⁻¹ ----		----%----		---Mg ha ⁻¹ ---		----g kg ⁻¹ ----		----%----		---Mg ha ⁻¹ ---	
0-0,05 m												
BO	4,04ab	12,36b	24,76ab	75,23ab	2,50a	7,62b	5,30a	8,09ab	39,95a	60,04a	3,77a	5,78a
MR	3,54b	20,22a	15,16b	84,83a	2,22a	12,53a	5,11a	7,96b	39,25a	60,74a	3,10a	5,75a
CF	5,21a	10,97b	32,27a	67,72b	3,31a	6,96b	5,69a	12,06a	32,54a	67,45a	3,92a	8,38a
PP	3,02b	9,06b	25,73ab	74,26ab	2,31a	6,89b	4,13a	8,92ab	32,19a	67,80a	3,57a	7,78a
CV(%)	18,71	15,24	23,41	6,63	23,58	13,48	17,04	21,08	20,57	12,61	16,20	23,92
0,05-0,10 m												
BO	1,87a	9,66a	16,33a	83,61a	1,21b	6,17a	3,86a	7,69a	33,56ab	66,43ab	2,81a	5,60a
MR	2,24a	9,25ab	19,47a	80,52a	1,48ab	6,10a	3,62a	4,82b	42,99a	57,00b	2,67a	3,55a
CF	2,16a	7,01ab	24,38a	75,60a	1,32b	4,51a	3,62a	8,09a	31,10b	68,89a	2,43a	5,47a
PP	2,51a	6,60b	28,00a	71,99a	1,91a	4,99a	2,50b	6,50ab	28,46b	71,53a	2,08a	5,41a
CV(%)	15,78	15,69	25,67	7,27	18,57	18,74	12,35	16,11	15,95	8,23	15,17	20,43
0,10-0,20 m												
BO	1,32bc	6,56a	16,81a	83,18a	1,86bc	9,20a	2,92a	6,02a	33,98a	66,01a	4,37a	9,06a
MR	1,79ab	7,14a	20,33a	79,66a	2,41ab	9,57a	2,22a	5,76a	28,46a	71,53a	3,35a	8,59a
CF	1,18c	5,70a	17,27a	82,72a	1,60c	7,70a	2,62a	5,93a	30,55a	69,45a	3,65a	8,23a
PP	1,87a	6,23a	24,26a	75,73a	2,81a	9,35a	1,87a	5,32a	26,35a	73,64a	3,02a	8,54a
CV(%)	15,31	17,55	25,59	6,27	16,98	17,43	20,56	22,08	27,51	11,70	22,18	22,31

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento e camada, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; PP: Pastagem Permanente; CV (%): coeficiente de variação.

O IEC do fragmento 1 apresentou o ponto MR o maior valor 1,47, com acréscimo de estoque comparado com a referência (CF) na camada 0-0,05, e a área de PP com o menor valor 0,74, indicando redução de estoque de carbono na camada 0-0,05 m quando comparado a referência (Tabela 5). Na camada 0,10-0,20 m do fragmento 1, os pontos BO, MR e a área de PP expressaram os maiores valores de IEC, 1,17; 1,29 e 1,17, respectivamente. No fragmento 2, os pontos BO e MR e a área de PP, apresentaram IEC na camada 0-0,05 m valores inferiores aos da referência, sendo que na camada 0,10-0,20 m, os pontos não diferiram (Tabela 5). Isso ressalta a contribuição das raízes de pastagens para o acúmulo de COT em camadas mais profundas do solo (SANTOS et al., 2019), visto que em outros sistemas de plantio, dependendo do manejo adotado, podem comprometer o estoque de C do solo em camadas mais profundas (OLIVEIRA et al., 2016), aumentando emissões de CO₂ para a atmosfera (LAL, 2018; SPEROW, 2018)

Tabela 5. Índice de estoque de carbono (IEC), labilidade da MOS (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo do carbono (IMC) dos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Cerrado.

	Fragmento 1				Fragmento 2			
	IEC	L	IL	IMC	IEC	L	IL	IMC
0-0,05 m								
BO	1,01b	0,33ab	0,69ab	70,60ab	0,75b	0,68a	1,39a	105,73a
MR	1,47a	0,18b	0,42b	59,26b	0,74b	0,66a	1,37a	100,20a
CF	1,00b	0,48a	1,00a	100,00a	1,00a	0,49a	1,00a	100,00a
PP	0,74c	0,35ab	0,72ab	53,78b	0,73b	0,49a	1,07a	73,65a
CV(%)	10,23	32,22	21,88	23,36	10,40	31,14	17,25	17,18
0,05-0,10 m								
BO	1,27a	0,19a	0,75a	88,61a	0,98a	0,51ab	1,17ab	113,14ab
MR	1,27a	0,24a	0,84a	103,17a	0,72b	0,76a	1,71a	124,54a
CF	1,00a	0,33a	1,00a	100,00a	1,00a	0,45b	1,00ab	100,00ab
PP	0,99a	0,39a	1,32a	130,21a	0,76b	0,40b	0,90b	68,21b
CV(%)	13,92	34,34	42,90	37,53	7,39	24,20	30,27	25,27
0,10-0,20 m								
BO	1,14ab	0,20a	0,97a	112,14b	1,05a	0,54a	1,22a	121,27a
MR	1,29a	0,25a	1,22a	157,59ab	0,93a	0,41a	0,94a	86,26a
CF	1,00b	0,20a	1,00a	100,00b	1,00a	0,44a	1,00a	100,00a
PP	1,17ab	0,33a	1,59a	175,70a	0,84a	0,37a	0,84a	70,48a
CV(%)	11,30	36,50	33,94	22,17	14,00	39,47	38,82	30,03

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento e camada, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; PP: Pastagem Permanente; CV (%): coeficiente de variação.

Os valores de L ficaram abaixo de 1,0, indicando desequilíbrio entre a fração lábil e recalitrante da MOS. A L não apresentou diferenças entre os pontos nas camadas 0,05-0,10 m e 0,10-0,20 m do fragmento 1, e nas camadas 0-0,05 m e 0,10-0,20 m do fragmento 2 (Tabela 5). Os pontos CF (0,48), BO (0,33) e PP (0,35) apresentaram maiores valores de L na camada 0-0,05 m do fragmento 1. Já no fragmento 2, na camada 0,05-0,10 m, o ponto MR apresentou o maior valor, 0,76 (Tabela 5).

Briedis et al. (2018) relatam a importância do equilíbrio entre frações lábeis e recalitrantes, principalmente pelo papel que cada uma desempenha no sistema. A fração lábil para formação e manutenção de macroagregados, que protege a MOS. E a fração recalitrante, para formação de microagregados e aumento de estoque de carbono em camadas subsuperficiais do solo. Cardoso Junior et al. (2016) estudando diferentes sistemas de pastagens comparados a áreas de Cerrado nativo, obtiveram maiores valores de L nas áreas com pastagens em dois períodos distintos do ano. Maior L em áreas com pastagens comparados a Cerrado nativo foram também verificados por Oliveira et al. (2016).

Os valores de IL expressaram o mesmo padrão da L, não apresentando diferenças entre os pontos na maioria das camadas avaliadas (Tabela 5). Cardoso Junior et al. (2016) também obtiveram resultados de IL semelhantes entre sistemas com pastagens e Cerrado nativo. Os valores de IMC demonstraram comportamento distinto entre os fragmentos 1 e 2. Na camada 0-0,05 m do fragmento 1, o ponto BO se assemelhou ao ponto de referência (CF), com maiores valores (Tabela 5). Na camada 0,05-0,10 m do fragmento 1, não houveram diferenças entre os pontos internos e a área de PP ao entorno, sendo que na camada de 0,10-0,20 m, a área de PP 175,70 e o ponto MR 157,59 apresentaram os maiores valores (Tabela 5).

Os valores de IMC apresentados pela área de PP na camada 0,10-0,20 m especialmente no fragmento 1 mostra a contribuição dos teores de COT apresentados pelas áreas de PP avaliadas no Cerrado (Figura 4) e que condizem com a conclusão de Sales et al. (2017), de que sistemas que utilizam de espécies de pastagens são promissores no acúmulo e manutenção do carbono orgânico, principalmente em camadas subsuperficiais do solo. Gazolla et al. (2015) obtiveram valor de IMC 97,36 em área de pastagem permanente na camada 0,2-0,4 m, valor muito próximo da referência. Cardoso Junior relataram valores de IMC de 147,5 e 129,5 para sistema com *Brachiaria brizantha* e *Panicum maximum*, respectivamente.

No fragmento 2, os resultados de IMC não apresentaram diferenças entre os pontos avaliados nas camadas 0-0,05 e 0,10-0,20 m, sendo que na camada 0,05-0,10 m o ponto MR apresentou maior valor, superando o ponto referência (Tabela 5). Santos et al. (2017) encontraram valores de IMC em pastagens cultivadas de 49,3 na região sudoeste do estado de Mato Grosso. Valores de IMC acima de 120 em áreas com pastagens também foram relatados por Oliveira et al. (2017). Bayer et al. (2004) relatam a importância do aporte contínuo de material vegetal no solo para se manter os processos edáficos, e que a interferência neste processo pode comprometer a qualidade da MOS, tornando o IMC importante ferramenta de avaliação de qualidade do carbono do solo, visto que a variável relaciona frações lábeis e recalcitrantes da MOS.

As maiores emissões iniciais de C-CO₂ no fragmento 1 foram observadas nos pontos BO e CF (Figura 5a), sendo 4,85 e 3,35 mg de C-CO₂ em 50 g de solo no 1º dia, e 6,27 e 5,36 mg de C-CO₂ em 50 g de solo no 2º dia, respectivamente. No fragmento 2, no primeiro dia de avaliação, a maior emissão ocorreu nos pontos BO e MR de forma semelhante, 6,24 mg de C-CO₂ em 50 g de solo (Figura 5b). Esses dados confirmam que as maiores emissões iniciais ocorreram nos pontos onde se teve também maiores teores de COT (Figura 4) e C-MOP (Tabela 4).

Em ambos os fragmentos, os pontos avaliados apresentaram entre o 4º e 6º e entre 13º e 21º dias de avaliação picos de emissão (Figuras 5 a, b). Em que os pontos que apresentam os maiores picos, são aqueles que apresentaram os maiores teores de carbono lábil (Tabela 4), que estimula a atividade dos microrganismos (KUZYAKOV et al., 2000; HURISSO et al., 2018; YAGI et al., 2005). A partir do 25º dia para os fragmentos 1 e 2, houve estabilização na emissão C-CO₂, devido provavelmente pela diminuição de materiais orgânicos lábeis prontamente disponíveis ao ataque microbiano.

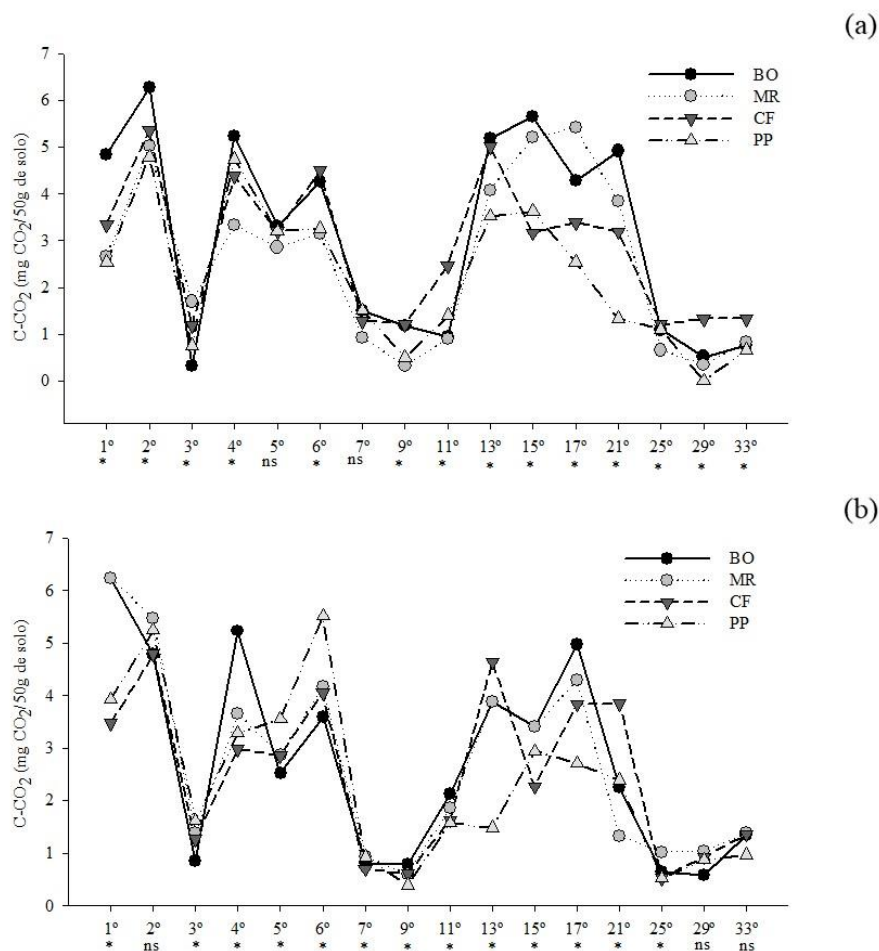


Figura 5. Carbono mineralizável do solo incubado em laboratório até o 33° dia, dos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 (a) e 2 (b) do bioma Cerrado. * = Significativo pelo teste de Tukey a 5%; n/s = Não significativo pelo teste de Tukey a 5%.

No fragmento 1, o ponto BO apresentou maior acúmulo de emissão de C-CO₂, seguido dos pontos CF e MR, 49,10; 45,57; 41,29 mg C-CO₂ em 50 g de solo, respectivamente (Figura 6). A área de PP ao entorno do fragmento 1 apresentou o menor acúmulo de emissão, 37,26 mg C-CO₂ em 50 g de solo (Figura 6), o equivalente a 24,20% menos emissão comparado ao ponto BO.

No fragmento 2, os pontos BO e MR apresentaram os maiores valores de acúmulo de emissão, 44,51 e 43,48 mg C-CO₂ em 50 g de solo respectivamente, e a área de PP ao entorno também o menor valor de acúmulo de emissão, 37,65 mg C-CO₂ em 50 g de solo (Figura 6), apresentando redução de emissão de 15,42% e 13,41% em relação aos pontos BO e MR, respectivamente. O fato dos pontos internos dos fragmentos apresentarem maiores emissões, ocorre principalmente pelo maior aporte de serapilheira

nessas áreas, principalmente pela relação do C nas formas mais lábeis com a emissão de C-CO₂ (BORGES et al., 2015).

O baixo acúmulo de emissão de C-CO₂ apresentado pelas áreas de PP, pode estar relacionado com a baixa heterogeneidade vegetal depositada, uma vez que áreas de mata nativa de Cerrado apresentam serapilheira diversificada, com diferentes estratos florestais (BARBOSA et al., 2017). Loss et al., (2013) após 37 dias de incubação, obtiveram acúmulo semelhante entre pastagens e área de Cerradão. Borges et al. (2015) também obtiveram resultados de emissão de C-CO₂ semelhantes entre áreas de pastagens e mata nativa do Cerrado. Dados esses, contrastantes com a diferença de emissão entre as áreas de Cerrado e PP deste estudo.

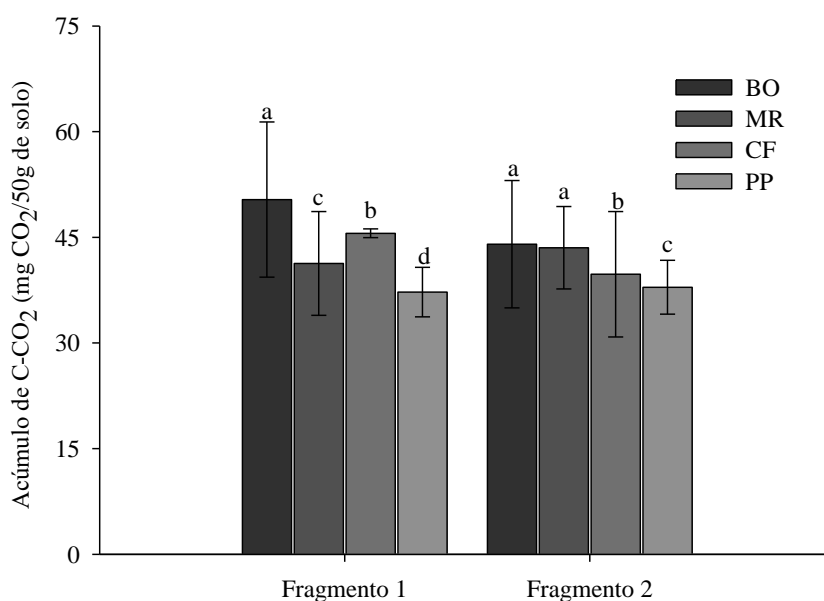


Figura 6. Acúmulo de C-CO₂ (mg CO₂/50g de solo), durante o período de incubação do solo em laboratório nos diferentes pontos de coleta no interior e ao entorno dos fragmentos 1 e 2 do bioma Cerrado. *Médias de mesma letra, não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). BO: Borda do fragmento; MR: Metade do raio; CF: Centro do fragmento; PP: Pastagem permanente; Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

3.6 CONCLUSÕES

Os teores de carbono orgânico total dos pontos internos dos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica foram superiores aos das áreas de sistema plantio direto ao entorno, com destaque para o ponto central dos fragmentos, que apresentaram os maiores teores de carbono orgânico total, indicando que a conversão de áreas nativas em SPD pode comprometer os estoques de carbono orgânico total do solo. Nos fragmentos do bioma Cerrado, as áreas de pastagem apresentaram o mesmo potencial de acúmulo de

carbono que os pontos no interior dos fragmentos, principalmente em camadas subsuperficiais do solo.

Os teores de carbono da matéria orgânica particulada foram maiores nos pontos internos dos fragmentos comparado as áreas de sistema plantio direto ao entorno no bioma Mata Atlântica, indicando que isolamento dos pontos no fragmento favorecem a qualidade edáfica nos pontos internos. Nos fragmentos do bioma Cerrado, o carbono da matéria orgânica particulada apresentou comportamento distinto entre os fragmentos, e obteve resultados semelhantes entre os pontos internos e as áreas de PP, sendo que para ambos os fragmentos, o carbono da matéria orgânica mineral prevaleceu em relação ao carbono da matéria orgânica particulada.

O índice de manejo de carbono apresentou padrão distinto entre os fragmentos em ambos os biomas. No bioma Mata atlântica, indicou os pontos internos dos fragmentos semelhantes. No bioma Cerrado, a área de PP semelhante aos pontos dos fragmentos, principalmente em camadas mais subsuperficiais.

A análise de carbono mineralizável indicou que a conversão de áreas nativas em sistema plantio direto, na sucessão soja/milho, provoca menor atividade microbiana, evidenciando ainda aumento da atividade microbiana quando se adentra ao fragmento florestal no bioma Mata Atlântica. No bioma Cerrado, as conversões de áreas nativas em PP comprometeram a atividade microbiana, ocasionando menores acúmulos de emissão de CO₂.

3.7 REFERÊNCIAS

ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; ROSSET, J. S.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. C. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 658, p. 901-911, 2019.

AZIZ, I.; MAHMOOD, T.; ISLAM, K. R. Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality. **Soil & Tillage Research**, v. 131, p. 28-35, 2013.

BALDOTTO M. A.; CANELA, M. C.; CANELLAS, L. P.; DOBBSS, L. B.; VELLOSO, A. C. X. Redox index of soil carbon stability. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1543-1551, 2010.

BARBOSA, E. A. A.; MATSURA, E. E.; SANTOS, L. N. S.; NAZÁRIO, A. A.; GONÇALVES, I. Z.; FEITOSA, D. R. C. Soil attributes and quality under treated domestic sewage irrigation in sugarcane. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 137-142, 2018.

BARBOSA, V.; GARCIA, P. B.; RODRIGUES, E. G.; PAULA, A. Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-9, 2017.

BARRETO, R. C.; MADARI, B. E.; MADDOCK, J. E.; MACHADO, P. L.; TORRES, E.; FRANCHINI, J.; COSTA, A. R. The impact of soil management on aggregation, carbon stabilization and carbon loss as CO₂ in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 132, n. 3-4, p. 243-251, 2009.

BARROS, H. S.; FEARNSIDE, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. **Forest Ecology and Management**, v. 379, p. 30-36, 2016.

BATISTA, I.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; BIELUCZYK, W.; SCHIAVO, J. A.; ROWS, C.; RIBEIRO, J. Teores e estoque de carbono em frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica do solo sob integração lavoura-pecuária no bioma Cerrado. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 3377-3388, 2013.

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, n. 7, p. 677-683, 2004.

BENBI, D. K.; BRAR, K.; TOOR, A. S.; SINGH, P. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. **Geoderma**, v. 237, p. 149-158, 2015.

BEZERRA, R. P. M.; LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Formas de carbono em latossolo sob sistemas de plantio direto e integração lavoura-pecuária no cerrado, Goiás. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 2637-2654, 2013.

BHERING, S. B.; SANTOS, H. G.; MANZATTO, C. V.; BOGNOLA, I.; FASOLO, A. P.; POTTER, O.; AGLIO, M. L. D.; SILVA, J. S.; CHAFFIN, C. E.; CARVALHO JUNIOR, W. **Mapa de solos do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2007, 73p.

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, n. 7, p. 1459-1466, 1995.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2010.

BORGES, S. C.; RIBEIRO, B. T.; WENDLING, B.; CABRAL, D. A. Agregação do solo, carbono orgânico e emissão de CO₂ em áreas sob diferentes usos no Cerrado, região do Triângulo Mineiro. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 3, p. 661-675, 2015.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; FRANCHINI, J. C.; FERREIRA, A. O.; ROMANIW, J. How does no-till deliver carbon stabilization and saturation in highly weathered soils? **Catena**, v. 163, p. 13-23, 2018.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOV, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 2, p. 205-221, 1995.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 777-783, 1992.

CAMPOS, B. H. C. D.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; NICOLOSO, R. D. S.; FIORIN, J. E. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 805-817, 2011.

CAMPOS, J. B.; SILVEIRA FILHO, L. **Série Ecossistemas Paranaenses – Floresta Estacional Semidecidual**. Governo do Estado do Paraná. v. 5, 2010. 8p.

CARDOZO JUNIOR, F. M.; CARNEIRO, R. F. V.; LEITE, L. F. C.; ARAUJO, A. S. F. Soil carbon pools in different pasture systems. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 14, p 1-5, 2016.

CARMO, F. F.; FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G.; VIVALDI, L. J.; ARAÚJO, L. G. Frações granulométricas da matéria orgânica em Latossolo sob plantio direto com gramíneas. **Bioscience Journal**, v. 28, p. 420-431, 2012.

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, n. 2, p. 277-290, 2010.

CARVALHO, M. A. C.; PANOSSO, A. R.; TEIXEIRA, E. E. R.; ARAÚJO, E. G.; BRANCAGLIONI, V. A.; DALLACORT, R. Multivariate approach of soil attributes on the characterization of land use in the southern Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, v. 184, p. 207-215, 2018.

CAVIGLIONE, J. H.; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D. **Cartas climáticas do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2000. CD-ROM.

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

CLAESSEN, M. E.C. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.

DALMOLIN, R. S. D.; CATEN, A. T. Uso da terra dos biomas brasileiros e o impacto sobre a qualidade do solo. **Entre-Lugar**, v. 3, n. 6, p. 181-193, 2012.

DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, v. 116, n. 3, p. 397-406, 1998.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. eds. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-22.

DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil & Tillage Research**, v. 54, n. 1-2, p. 21-30, 2000.

FACCIN, F. C.; MARCHETTI, M. E.; SERRA, A. P.; ENSINAS, S. C. Frações granulométricas da matéria orgânica do solo em consórcio de milho safrinha com capim-marandu sob fontes de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 12, p. 2000-2009, 2017.

FERREIRA, A. O.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; BRIEDIS, C.; INAGAKI, T. M.; ROMANIW, J. Macroaggregation and soil organic carbon restoration in a highly weathered Brazilian Oxisol after two decades under no-till. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1559-1567, 2018.

FREITAS, L.; OLIVEIRA, I. A.; CASAGRANDE, J. C.; SILVA, L. S.; CAMPOS, M. C. C. Estoque de carbono de Latossolos em sistemas de manejo natural e alterado. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 228-239, 2018.

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

GAZOLLA, P. R.; GUARESCHI, R. F.; PERIN, A.; PEREIRA, M. G.; ROSSI, C. Q. Frações da matéria orgânica do solo sob pastagem, sistema plantio direto e integração lavoura-pecuária. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 36, n. 2, p. 693-704, 2015.

GHOSH, A.; BHATTACHARYYA, R.; MEENA, M. C.; DWIVEDI, B. S.; SINGH, G.; AGNIHOTRI, R.; SHARMA, C. Long-term fertilization effects on soil organic carbon sequestration in an Inceptisol. **Soil & Tillage Research**, v. 77, p. 134-144, 2018.

GMACH, M. R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 14, p. 1-8, 2018.

GONÇALVES, A. S.; MONTEIRO, M. T.; GUERRA, J. G. M. DE-POLLI, H. Biomassa microbiana em amostras de solos secadas ao ar e reumedecidas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 5, p. 651-658, 2002.

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S.; MELO NETO, J. O.; REIS, A. F.; LIMA, T. S.; SANTANA, I. L. Qualidade da matéria orgânica do solo e estoques de carbono e nitrogênio em fragmento de Mata Atlântica do Município de Neópolis, Sergipe. **Scientia Plena**, v. 8, p. 1-5, 2012.

HURISSO, T. T.; CULMAN, S. W.; HORWATH, W. R.; WADE, J.; CASS, D.; BENISTON, J. W.; LUCAS, S. T. Comparison of permanganate-oxidizable carbon and

mineralizable carbon for assessment of organic matter stabilization and mineralization. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, n. 5, p. 1352-1364, 2016.

HURISSO, T. T.; CULMAN, S. W.; ZONE, P.; SHARMA, S. Absolute values and precision of emerging soil health indicators as affected by soil sieve size. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 49, n. 15, p. 1934-1942, 2018.

JHA, P.; VERMA, S.; LAL, R.; EIDSON, C.; DHERI, G. S. Natural ¹³C abundance and soil carbon dynamics under long-term residue retention in a no-till maize system. **Soil Use and Management**, v. 33, n. 1, p. 90-97, 2017.

KOVEN, C. D.; HUGELIUS, G.; LAWRENCE, D. M.; WIEDER, W. R. Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 11, p. 817, 2017.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 11-12, p. 1485-1498, 2000.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, p. 3285-3301, 2018.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V., RANKIN-DE-MERONA, J. M., LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, 1998.

LIANG, A.; ZHANG, Y.; ZHANG, X.; YANG, X.; MCLAUGHLIN, N.; CHEN, X.; TANG, J. Investigations of relationships among aggregate pore structure, microbial biomass, and soil organic carbon in a Mollisol using combined non-destructive measurements and phospholipid fatty acid analysis. **Soil & Tillage Research**, v. 185, p. 94-101, 2019.

LOSS, A.; BASSO, A.; OLIVEIRA, B. S.; KOUCHER, L. P.; OLIVEIRA, R. A.; KURTZ, C.; COMIN, J. J. Carbono orgânico total e agregação do solo em sistema de plantio direto agroecológico e convencional de cebola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1212-1224, 2015.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; BEUTLER, S. J.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. Carbono mineralizável, carbono orgânico e nitrogênio em macroagregados de Latossolo sob diferentes sistemas de uso do solo no Cerrado Goiano. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 5, p. 2153-2168, 2013.

MAGALHÃES, S. S. A.; RAMOS, F. T.; WEBER, O. L. S. Carbon stocks of an Oxisol after thirty-eight years under different tillage systems. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 85-91, 2016.

MALCHOW, E.; KOEHLER, A. B.; NETTO, S. P. Efeito de borda em um trecho da floresta ombrófila mista, em fazenda Rio Grande, PR. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 4, n. 2, p. 85-95, 2017.

MALHEIROS, R. Influência da sazonalidade na dinâmica da vida no bioma cerrado. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 19, p. 113-128, 2016.

MARQUES, J. D. O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; SARRAZIN, M.; FERREIRA, S. J. F.; BELDINI, T. P.; MARQUES, E. M. A. Distribution of organic carbon in different soil fractions in ecosystems of central Amazonia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 232-242, 2015.

MARTINS, C. M.; COSTA, L. M., SCHAEFER, C. E. G. R.; SOARES, E. M. B.; SANTOS, S. R. Frações da matéria orgânica em solos sob formações decíduais no norte de Minas Gerais. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 4, p. 10-20, 2015.

MATOS, N. M.; RIBEIRO, F. P.; GATTO, A.; BUSSINGUER, A. P. Estoque de Serapilheira em Três Fisionomias no Cerrado do Distrito Federal. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-9, 2017.

MELO, G. B.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A., GUARESCHI, R. F.; SOARES, P. F. C. Estoques e frações da matéria orgânica do solo sob os sistemas plantio direto e convencional de repolho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1511-1519, 2016.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Ponte Nova: D & M Gráfica e Editora Ltda, 2005. 107 p.

NASCIMENTO, H. E.M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.

NOGUEIRA, L. R.; SILVA, C. F. D.; PEREIRA, M. G.; GOMES, J. H. G.; SILVA, E. M. R. D. Biological properties and organic matter dynamics of soil in pasture and natural regeneration areas in the Atlantic forest biome. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-9, 2016.

NOVAIS, D. B.; FERREIRA, J. S.; BARRETO, P. A. B. Fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em fragmento florestal, Vitória da Conquista, Bahia. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 4, p. 185-189, 2016.

OBOUR, P. B.; JENSEN, J. L.; LAMANDÉ, M.; WATTS, C. W.; MUNKHOLM, L. J. Soil organic matter widens the range of water contents for tillage. **Soil & Tillage Research**, v. 182, p. 57-65, 2018.

OLIVEIRA, D. M. S.; LIMA, R. P.; BARRETO, M. S. C.; VERBURG, E. E. J.; MAYRINK, G. C. V. Soil organic matter and nutrient accumulation in areas under intensive management and swine manure application. **Journal of Soils and Sediments**, v. 17, n. 1, p. 1-10, 2016.

OLIVEIRA, L. S. C.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; LIMA, A. S.; CARDOSO, M. S. O.; SANTOS, W. B. CARDOSO, L. S. Efeito de borda em remanescentes de floresta atlântica na bacia do rio Tapacurá, Pernambuco. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 169-174, 2015.

R Core Team 2017. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 03 fev. 2018.

RAMOS, F. T.; DORES, E. F. D. C.; WEBER, O. L. D. S.; BEBER, D. C.; CAMPELO JUNIOR, J. H.; MAIA, J. C. D. S. Soil organic matter doubles the cation exchange capacity of tropical soil under no-till farming in Brazil. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 98, p. 3595-3602, 2018.

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.

REINSCH, T.; LOGES, R.; KLUB, C.; TAUBE, F. Effect of grassland ploughing and reseedling on CO₂ emissions and soil carbon stocks. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 265, p. 374-383, 2018.

REIS, D. A.; LIMA, C. L. R.; BAMBERG, A. L. Qualidade física e frações da matéria orgânica de um Planossolo sob sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1623-1632, 2016.

REIS, V. R. R.; DEON, D. S.; MUNIZ, L. C.; SILVA, M. B.; REGO, C. A. R. M.; GARCIA, U. C.; CANTANHÊDE, I. S. L.; COSTA, J. B. Carbon Stocks and Soil Organic Matter Quality Under Different of Land Uses in the Maranhense Amazon. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 5, p. 329, 2018.

RESENDE, T. M.; ROSOLEN, V.; BERNOUX, M.; BRITO, J. L. S.; NASCENTES BORGES, E.; ALMEIDA, F. P. Atributos físicos e carbono orgânico em solo sob cerrado convertido para pastagem e sistema misto. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 3, p. 500-513, 2015.

ROMANIW, J.; SÁ, J. C. M.; PADILHA, A. A.; RAMOS, F. S.; EURICH, G.; BRESSAN, P. T. Carbon dynamics in no-till soil due to the use of industrial organic waste and mineral fertilizer. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 46, n. 3, p. 477-487, 2015.

ROSSET, J. S.; LANA, M. C.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTO, M. V. M.; SEIDEL, E. P. Estoque de carbono, propriedades químicas e físicas do solo em sistemas de manejo com diferentes tempos de implantação na Região Oeste do Paraná, Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 6, p. 3053-3072, 2014.

ROSSET, J. S.; LANA, M. C.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTO, M. V. M. Frações químicas e oxidáveis da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo, em Latossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1529-1538, 2016.

SALES, A.; SILVA, A. R.; VELOSO, C. A. C.; CARVALHO, E. J. M.; MIRANDA, B. M. Carbono orgânico e atributos físicos do solo sob manejo agropecuário sustentável na Amazônia Legal. **Colloquium Agrariae**, v. 14, n. 1, p. 1-15, 2018.

SALES, R. P.; PEGORARO, R.; PORTUGAL, A. F.; MOREIRA, J. A. A.; KONDO, M. K. Organic matter fractions of an irrigated oxisol under no-till and conventional tillage in the brazilian semi-arid region. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 2, p. 303-312, 2017.

SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRÍCIO, A. C.; 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, n. 1, p. 11-21, 2008.

SANTOS, C. A.; REZENDE, C. D. P.; PINHEIRO, É. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**, v. 337, p. 394-401, 2019.

SANTOS, F. A. S.; PIERANGELI, M. A. P.; SILVA, F. L.; SERAFIM, M. E.; SOUSA, J. B.; OLIVEIRA, E. B. Dinâmica do carbono orgânico de solos sob pastagens em campos de murundus. **Scientia Agraria**, v. 18, n. 2, p. 43-53, 2017.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3.ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2013. 353p.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.

SIGNOR, D.; ZANI, C. F.; PALADINI, A. A.; DEON, M. D.; CERRI, C. E. P. Estoques de carbono e qualidade da matéria orgânica do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1402-1410, 2014.

SILVA JÚNIOR, M. C. **100 Árvores do cerrado**: guia de campo. Brasília-DF: Rede de sementes do cerrado, 2005, 278 p.

SILVA, A. S.; SILVA, I. F.; BANDEIRA, L. B.; DIAS, B. O.; SILVA NETO, L. F. Argila e matéria orgânica e seus efeitos na agregação em diferentes usos do solo. **Ciência Rural**, v. 44, n. 10, p. 1783-1789, 2014.

SIGNOR, D.; ZANI, C. F.; PALADINI, A. A.; DEON, M. D.; CERRI, C. E. P. Estoques de carbono e qualidade da matéria orgânica do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1402-1410, 2014.

SMITH, P. Soils and climate change. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 539-544, 2012.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, p. 79-88, 2010.

SOUZA, L. C.; FERNANDES, C.; MOITINHO, M. R.; BICALHO, E. S.; SCALA, N. L. J. R. Soil carbon dioxide emission associated with soil porosity after sugarcane field reform. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 1, p. 1-15, 2018.

SOUZA, R. P. B.; FREITAS, M. A. M.; COSTA, M. P.; PEREIRA, L. F.; GOMES, J. V. A. Impact of anthropic action on physical attributes of the soil in different physiology of Cerrado. **Multi-Science Journal**, v. 1, n. 9, p. 28-32, 2017.

SPEROW, M. Marginal cost to increase soil organic carbon using no-till on US cropland. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 23, p. 1-20, 2018.

STUMPF, L.; LEAL, O. A.; PAULETTO, E. A.; PINTO, L. F. S.; REIS, D. A.; PINTO, M. A. B.; TUCHTENHAGEN, I. K. Tensile strength and organic matter fractions in aggregates of a grass-covered mined soil under early stage recovery. **Soil & Tillage Research**, v. 176, p. 69-76, 2018.

STÜRMER, S. L. K.; ROSSATO, O. B.; COPETTI, A. C. C.; SANTOS, D. R.; CALEGARI, A.; BRUM, B. Variações nos teores de carbono orgânico em função do desmatamento e revegetação natural do solo. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 241-250, 2011.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WADE, J.; CULMAN, S. W.; HURISSO, T. T.; MILLER, R. O.; BAKER, L.; HORWATH, W. R. Sources of variability that compromise mineralizable carbon as a soil health indicator. **Soil Science Society of America Journal**, v. 82, p. 243-252, 2017.

YAGI, R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. D.; BARBOSA, J. C.; ARAÚJO, L. A. N. D. Soil organic matter as a function of nitrogen fertilization in crop successions. **Scientia Agrícola**, v. 62, p. 374-380, 2005.

YEOMANS, A.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication Soil Science Plant Analysis**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.