

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

**INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMA DE
INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA**

Nayane Jaqueline Costa Maia

Engenheira Agrônoma

2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL

**INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMA DE
INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA**

Nayane Jaqueline Costa Maia

Orientadora: Profa. Dra. Mara Cristina Pessôa da Cruz

Coorientadora: Dra. Flávia Fernanda Simili

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo)

2019

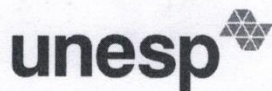
M217i **Maia, Nayane Jaqueline Costa**
**Indicadores de Qualidade do Solo em Sistema de Integração
Lavoura-Pecuária / Nayane Jaqueline Costa Maia. -- Jaboticabal, 2019**
62 p. : tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientadora: Mara Cristina Pessoa da Cruz
Coorientadora: Flávia Fernanda Simili

1. Ciência do Solo. 2. Fertilidade do solo. 3. Sistema de Integração
Lavoura-Pecuária. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

AUTORA: NAYANE JAQUELINE COSTA MAIA
ORIENTADORA: MARA CRISTINA PESSOA DA CRUZ
COORIENTADORA: FLÁVIA FERNANDA SIMILI

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), área: Agronomia (Produção Vegetal) pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. MARA CRISTINA PESSOA DA CRUZ
Departamento de Solos e Adubos / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. FELIPE BATISTELLA FILHO
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo / Campus Matão/SP

Prof. Dr. MANOEL EVARISTO FERREIRA
Departamento de Solos e Adubos / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Jaboticabal, 06 de março de 2019

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

NAYANE JAQUELINE COSTA MAIA – nascida em 23 de novembro de 1993, na cidade de Castanhal – PA. Concluiu o ensino médio integrado ao curso Técnico em Agropecuária (2008-2011), pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFPA), Câmpus de Castanhal. É Engenheira Agrônoma formada pelo IFPA-Câmpus Castanhal (2012-2017). Durante a graduação foi integrante do Núcleo de Pesquisa e Estudos Agropecuários (NUPAGRO) e do Núcleo de Pesquisa em Ciência do Solo e Água da Amazônia (NUPECSA). Em 2012 foi bolsista de iniciação científica do Departamento de Zootecnia do IFPA-Câmpus Castanhal, com pesquisas voltadas para ganho de peso animal usando resíduos de frutas da Amazônia. Em 2013 foi bolsista da FAPESPA/CNPq, no projeto em que foram avaliados indicadores da qualidade do solo em áreas sob vegetação natural e cultivos na Amazônia. Em 2014 foi monitora do Laboratório de Solos e Plantas, do Departamento de Solos e Adubos do IFPA-Câmpus Castanhal. Em 2015 foi bolsista de iniciação científica do Departamento de Ciência do Solo, com pesquisa sobre indicadores de fertilidade do solo na cultura do açaí (*Euterpe oleraceae*) em áreas de várzea e de terra firme. Nos anos de 2017 e 2018, foi bolsista de mestrado (CAPES) durante o curso de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Ciência do Solo) da FCAV-Unesp e participou do projeto da FAPESP “Impacto ambiental, produtividade e viabilidade econômica de sistemas convencional ou integrado de lavoura pecuária” no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho-SP.

“O solo sempre me fascinou, porque do solo dependem as plantas, a água, o clima. Tudo está interligado. Não existe ser humano sadio se o solo não for sadio e as plantas bem nutridas.”

Ana Maria Primavesi

AGRADECIMENTOS

À Deus, por proporcionar esta oportunidade.

À minha família, em especial aos meus pais, Jesus Maia e Nelma Maia, e aos meus irmãos, que não mediram esforços para me ajudar; devo a eles tudo o que tenho e o que sou.

Aos amigos, em especial a Gabriela Mourão, Paulo Henrique Soares, Thiago Águas e Valdinete Benevides, pelo carinho, paciência e toda ajuda na cidade de Jaboticabal-SP.

Ao Conselho do Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Ciência do Solo).

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

Ao Instituto de Zootecnia de Sertãozinho-SP, pela instalação do projeto.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelos recursos e financiamento do projeto (Processo Nº 2014/24514-6).

Ao Laboratório de Fertilidade do Solo da FCAV/Unesp – Campus de Jaboticabal onde foram realizadas as análises. E aos meus amigos que fiz aqui, por me auxiliarem e compartilharem o aprendizado comigo.

Aos discentes envolvidos no projeto, Jeferson Augusto, Pedro Bonacim, Gabriela Mendonça e Leonardo Menegatto, pelo apoio e ajuda durante as amostragens de solo realizadas no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho-SP.

À Professora Dra. Mara Cristina Pessôa da Cruz, pelo carinho e todo aprendizado repassado durante os dois anos acadêmicos em que estive na FCAV/Unesp.

À pesquisadora Dra. Flávia Fernanda Simili, pelo apoio e auxílio na execução do experimento, e nas grandes colaborações durante a redação científica.

A todos que contribuíram para a realização desse trabalho.

Muito obrigada!

Sumário

RESUMO	ii
ABSTRACT.....	iii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Importância da integração lavoura-pecuária na qualidade do solo.....	3
2.2 Indicadores para avaliar a qualidade do solo	5
2.2.1 Formas de carbono indicadoras de qualidade do solo	6
2.2.2 Formas de nitrogênio indicadoras de qualidade do solo	10
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	13
3.1 Local do experimento	13
3.2 Delineamento experimental e tratamentos	14
3.3 Implantação, tratos culturais e manejo	15
3.4 Coleta do solo	17
3.5 Indicadores de qualidade do solo	18
3.5.1 Biomassa microbiana do solo	18
3.5.2 Carbono orgânico total (COT).....	19
3.5.3 Carbono oxidável (COx).....	20
3.5.4 Nitrogênio total (NT).....	20
3.5.5 Cálculo do índice de manejo do carbono (IMC).....	21
3.6 Análises estatísticas.....	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
4.1 Formas de C indicadores de qualidade do solo	22
4.1.1 Carbono orgânico total.....	22
4.1.2 Carbono da biomassa microbiana do solo	24
4.1.3 Carbono oxidável e Índice de manejo do carbono.....	25
4.2 Formas de nitrogênio indicadoras de qualidade do solo	27
4.2.1 Nitrogênio total e relação C:N do solo	28
4.2.2 Nitrogênio da biomassa microbiana do solo (BMS) e relação C:N da BMS.....	29
4.2.3 Interação entre os fatores para o nitrogênio da biomassa microbiana do solo	31
4.2.4 Interações entre os fatores para a relação C:N da biomassa microbiana do solo	35
5. CONCLUSÕES	39
6. REFERÊNCIAS.....	39

INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA - PECUÁRIA

RESUMO - O uso de indicadores é importante para avaliar mudanças na qualidade do solo em função de estratégias de manejo. O objetivo com este trabalho foi comparar o sistema integrado de lavoura-pecuária com sistemas de monocultivo de milho e de pecuária de corte nos seus efeitos em atributos químicos indicadores de qualidade do solo. Foram avaliados seis tratamentos principais, sendo dois sistemas de monocultivo (*Zea mays*; *Urochloa brizantha* cv marandu) e quatro sistemas de integração lavoura-pecuária: milho mais capim-marandu semeados simultaneamente; milho mais capim-marandu + herbicida nicosulfuron; milho mais capim-marandu semeado na adubação de cobertura do milho; milho mais capim-marandu semeado na linha e na entrelinha do milho + herbicida nicosulfuron. Os atributos do solo foram avaliados em amostras coletadas em duas profundidades, 0-0,10 e 0,10-0,20 m, e em três épocas durante um ano. O delineamento experimental foi em blocos casualizados (três) com parcelas sub subdivididas (profundidades/épocas, respectivamente). Os indicadores avaliados foram carbono orgânico total, carbono da biomassa microbiana, carbono oxidável em solução de permanganato de potássio, índice de manejo do carbono, nitrogênio total, relação C:N do solo, nitrogênio da biomassa microbiana e relação C:N da biomassa microbiana do solo. Entre os sistemas de integração, a aplicação de nicosulfuron foi prejudicial na semeadura simultânea de milho e capim, uma vez que diminuiu o carbono da biomassa microbiana. O monocultivo de milho apresentou a menor concentração de nitrogênio da biomassa microbiana, comparado aos tratamentos em que havia a presença de animais. O mês de janeiro foi a época de coleta em que o nitrogênio da biomassa microbiana apresentou o maior teor médio. Nos tratamentos de integração foi obtida menor relação C:N da biomassa microbiana em relação ao monocultivo de milho, o que pode ser associado a processos mais rápidos de ciclagem de C e N no solo. Os tratamentos milho mais capim-marandu semeados simultaneamente; milho mais capim-marandu semeado na adubação de cobertura do milho; milho mais capim-marandu semeado na linha e na entrelinha do milho + herbicida nicosulfuron resultaram nos maiores ganhos de qualidade do solo em curto prazo, com base nos indicadores avaliados. Ainda, conseguiram manter a qualidade do solo até a camada de 0,10-0,20 m, principalmente durante as estações mais secas, de modo que podem ser considerados sistemas de maior sustentabilidade ambiental quando comparados aos monocultivos.

“Palavras-chave:” carbono orgânico, nitrogênio orgânico, biomassa microbiana do solo, índice de manejo, sistema de integração lavoura-pecuária.

SOIL QUALITY INDICATORS IN CROP-LIVESTOCK INTEGRATION SYSTEM

ABSTRACT - The use of indicators is important to evaluate changes in soil quality due to management strategies. The objective of this study was to compare the integrated crop-livestock system with maize monoculture and beef cattle systems in their effects on chemical attributes indicating soil quality. Six main treatments were evaluated: two monoculture systems (*Zea mays*; *Urochloa brizantha* cv marandu) and four crop-livestock integration systems: maize plus marandu grass seeded simultaneously; maize plus marandu grass + nicosulfuron herbicide; maize plus marandu grass sown in maize cover fertilization; maize plus marandu grass seeded on the line and between maize + herbicide nicosulfuron. Soil attributes were evaluated in samples collected at two depths, 0-0,10 and 0,10-0,20 m, and at three times for one year. The experimental design was in randomized blocks (three) with sub subdivided plots (depths / seasons, respectively). The indicators evaluated were total organic carbon, microbial biomass carbon, oxidizable carbon in potassium permanganate solution, carbon management index, total nitrogen, soil C:N ratio, microbial biomass nitrogen and microbial biomass C:N ratio from soil. Among the integration systems, the application of nicosulfuron was detrimental in the simultaneous sowing of maize and grass, since it decreased the carbon of the microbial biomass. The corn monoculture presented the lowest concentration of nitrogen in the microbial biomass, compared to the treatments in which there were the presence of animals. The month of January was the collection season in which the nitrogen of the microbial biomass presented the highest average content. In the integration treatments a lower C:N ratio of the microbial biomass was obtained in relation to the corn monoculture, which may be associated to faster cycling processes of C and N in the soil. Treatments corn plus marandu grass seeded simultaneously; maize plus marandu grass sown in maize cover fertilization; maize plus marandu grass seeded in the line and in the maize + nicosulfuron herbicide resulted in higher short-term soil quality gains, based on the indicators evaluated. Still, they managed to maintain soil quality up to the 0,10-0,20 m layer, especially during the driest seasons, so that they can be considered systems of greater environmental sustainability when compared to monocultures.

"Keywords:" organic carbon, organic nitrogen, soil microbial biomass, management index, crop-livestock integration system.

1. INTRODUÇÃO

A produção de pecuária no Brasil se caracteriza por ser extensiva em regime de pastagem. Esse tipo de exploração traz como consequências a degradação e o esgotamento da fertilidade do solo. Com o objetivo de tornar o aproveitamento das áreas mais eficiente, a adoção das práticas conservacionistas vem sendo adotada pelos produtores. Dentre elas, os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) vêm se destacando com o objetivo de manter a cobertura do solo durante o ano inteiro.

Em sistemas de integração lavoura-pecuária, para conseguir uma boa cobertura do solo é essencial saber quais as espécies que podem ser consorciadas, e como elas vão se comportar durante o seu desenvolvimento, para controlar a competição por água, luz e nutrientes. Uma forma de avaliar esse processo é através de ensaios em que se avaliam diferentes tipos de semeadura em consórcios. No entanto, poucos trabalhos avaliaram a viabilidade de tipos de semeadura em sistemas de ILP na qualidade do solo, principalmente quando há presença de animais no experimento.

A interação que ocorre entre o consórcio de plantas pode acarretar mudanças diretas e indiretas nos atributos do solo, afetando toda a viabilidade desse sistema. Desse modo, saber como os tipos de semeadura em sistemas de integração lavoura-pecuária interferem na ciclagem de nutrientes é de suma importância para medir a qualidade do solo.

A qualidade do solo pode ser medida por indicadores, que são, de modo geral, métodos rápidos e eficientes para detectar mudanças em curto prazo em sistemas de manejo. Esses indicadores podem ser eficientes, inclusive, para avaliar sistemas de integração em comparação a monocultivos de capim e milho.

Alguns indicativos importantes do ganho de qualidade podem ser medidos através das alterações nas formas mais lábeis de C e N do solo, por exemplo. Essas formas de C e N geralmente têm meia-vida curta nos solos, são sensíveis a tipos de manejo, e podem determinar a eficiência das condições de sistemas de manejo no que diz respeito a ciclagem de nutrientes.

Apesar de muito se saber sobre a eficiência do uso de indicadores na qualidade do solo, pouco se conhece sobre as formas de C e N indicadoras de qualidade do solo

para avaliar monocultivos e sistemas de integração em diferentes arranjos de semeadura entre o capim *Urochloa brizantha* cv marandu e *Zea mays*.

Essas formas de C e N podem disponibilizar dados a respeito da eficiência de sistemas de integração em relação a monocultivos, e ainda, definir quais os tipos de semeadura que estão associados à maior eficiência na ciclagem de nutrientes, e ao aumento da sustentabilidade ambiental, visando o conhecimento da maior viabilidade e eficiência do sistema.

No Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, na região nordeste do Estado de São Paulo, foi instalado experimento em 2015, para avaliar a viabilidade de sistemas de integração lavoura-pecuária e monocultivos. Foram realizadas amostragens de solo deste experimento, para avaliar formas de C e N indicadoras de qualidade do solo, partindo-se das hipóteses:

1. Os indicadores são eficientes para avaliar, em curto prazo, a ciclagem de nutrientes.
2. Os sistemas de integração lavoura-pecuária proporcionam aumento na qualidade do solo mais rapidamente do que os sistemas de monocultivos.

O objetivo com este trabalho foi comparar sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) com sistemas de monocultivo de milho e de capim nos seus efeitos em atributos químicos indicadores de qualidade do solo. Os objetivos específicos foram avaliar os indicadores: (i) carbono orgânico total, carbono da biomassa microbiana do solo (BMS), e carbono oxidável pelo permanganato de potássio; (ii) nitrogênio total, nitrogênio da BMS, relação C:N do solo e relação C:N da BMS.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Importância da integração lavoura-pecuária na qualidade do solo

Os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) são caracterizados pela diversificação, rotação, consorciação ou sucessão das atividades agrícolas e pecuárias dentro da propriedade rural, de forma harmônica e constituindo um mesmo sistema, de tal maneira que haja benefícios para ambas as atividades (Alvarenga e Noce, 2005). Uma das principais vantagens desses sistemas é que o solo é explorado economicamente durante todo o ano ou, pelo menos, na maior parte dele (Alvarenga et al., 2010; Balbino et al., 2011; Anghinoni et al., 2013).

A integração lavoura-pecuária apresenta efeitos positivos na manutenção adequada de umidade, temperatura e concentrações de carbono orgânico no solo, o que melhora significativamente as condições de aeração, capacidade de infiltração de água e maior ciclagem de nutrientes (Galharte e Crestana, 2010; Almeida et al., 2011; Loss et al., 2011), o que beneficia a flora e a fauna do solo, e induz maior ocorrência de organismos benéficos (Silva et al., 2011).

Nos sistemas de ILP, os animais são muito importantes, pois grande parte dos nutrientes ingeridos retorna ao solo via fezes e urina (cerca de 70 a 95%), os quais são liberados à solução do solo em curto intervalo de tempo, em formas disponíveis que são novamente absorvidas pelas raízes das plantas (Nascimento e Carvalho, 2011; Vilela et al., 2011). Essa aceleração de ciclagem de nutrientes pode reduzir as perdas por lixiviação e erosão nos sistemas ILP quando comparados com monocultivos (Balbino et al., 2012).

Ao contrário dos sistemas de integração lavoura-pecuária, os sistemas de monocultivo dependem muito mais da utilização de insumos agrícolas. Alguns estudos mostraram que sem a integração de práticas agrícolas, com uso de espécies que fixam o nitrogênio, existe aumento da necessidade de fertilizantes, e seu uso indiscriminado afeta toda a cadeia biológica do solo (Wu et al., 2014; Portilho et al., 2015; Wu et al., 2017; Zhang et al., 2017).

Diante deste contexto, o interesse por sistemas de produção agropecuários que proporcionem menores impactos negativos ao ambiente, e que ao mesmo tempo sejam mais produtivos, tem aumentado nos últimos anos. Dentre as técnicas mais

utilizadas para iniciar os sistemas de ILP, o consórcio de milho (*Zea mays*) com capins do gênero *Urochloa* tem sido uma prática bastante utilizada em sistemas de integração lavoura-pecuária (Martuscello et al., 2017; Pariz et al., 2017).

Entre as maiores preocupações em sistema de consorciação entre gramíneas está a forma de semeadura das espécies e as técnicas de manejo de adubação, aplicação de herbicidas, espaçamento e época de semeadura que devem ser utilizados, para que não haja prejuízo na colheita do grão da lavoura e na formação da pastagem. Além disso, há carência de pesquisas que avaliem as interferências decorrentes do pastejo animal nas pastagens estabelecidas em consórcio, uma vez que em apenas 5,3% dos artigos publicados sobre ILP havia presença de animais nos experimentos até 2014 (Moraes et al., 2014), percentual que pode ter sido alterado nos últimos anos.

Em estudos recentes foram avaliadas a composição química e a produtividade do capim *Urochloa brizantha* consorciado com milho semeados simultaneamente na linha, na entrelinha e a lanço (Bottega et al., 2017), semeadura do capim na adubação de cobertura (Martuscello et al., 2017), e semeadura com aplicação de nicosulfuron (Silva et al., 2018a). Os autores concluíram que a integração não influenciou a composição química do capim, não prejudicou o estabelecimento da pastagem e, ainda, proporcionou aumento da produção de massa seca de forragem após a colheita da cultura de milho.

Estudos realizados por Costa et al. (2015) e Portilho et al. (2018), avaliando cultivos exclusivos de milho e sorgo, ou consorciados com capim *Urochloa brizantha*, evidenciaram que os sistemas de produção em ILP, mesmo com alta exportação de nutrientes e tráfego de animais, foram eficientes para manutenção e melhoria da fertilidade e dos estoques de carbono do solo, além de terem resultado em aumento da abundância e da diversidade da comunidade bacteriana, possivelmente promovendo ganho de qualidade e aumento de velocidade nos processos de ciclagem de C e N no solo.

Os resultados apresentados nesse item mostram os benefícios de integrar as práticas agrícolas e pecuárias, principalmente em longo prazo, com preservação da biodiversidade, maior eficiência no uso de nutrientes, aumento de produção e conservação dos solos agrícolas.

2.2 Indicadores para avaliar a qualidade do solo

Para avaliar a qualidade do solo é preciso monitorar a capacidade do solo de funcionar dentro dos limites inerentes de cada ecossistema, para proteger a qualidade do ar e da água, para sustentar a produtividade de plantas, dos animais e a saúde humana (Doran, 1996). A capacidade de um solo de funcionar pode ser avaliada pela análise de seus atributos químicos, físicos e biológicos (Viaud et al., 2018), que permitem mostrar as alterações causadas pelo uso do solo (Fidalsky et al., 2008), atuando como importante fator de sustentabilidade (Araújo et al., 2012).

Para tornar a avaliação da qualidade do solo mais simples e confiável, os estudos inerentes ao uso de indicadores de qualidade do solo vêm crescendo nos últimos anos. Um bom indicador deve ser capaz de refletir o funcionamento do ecossistema, identificar as formas de perturbações, ser economicamente viável e ter facilidade de monitoramento (Drobnik et al., 2018; Muñoz-Rojas et al., 2018; Rabot et al., 2018; Wiesmeier et al., 2019).

De modo geral, as mudanças que ocorrem no solo são consideradas importantes indicadores de qualidade do solo, especialmente quando se estudam as alterações que podem ocorrer nas frações da matéria orgânica do solo (MOS) e nas reservas de C e N do solo (Duval et al., 2018).

A MOS tende a diminuir quando os ecossistemas nativos são convertidos em sistemas de cultivo (Pulido et al., 2017). Normalmente, quando é realizado o preparo do solo, com a incorporação de quase todos os resíduos no solo, aumenta a sua taxa de decomposição (Awale et al., 2017). O preparo do solo também pode aumentar o decaimento microbiano da MOS, causado pelo aumento da concentração de oxigênio e da desagregação do solo (Viaud et al., 2018).

As alterações na qualidade do solo podem influenciar significativamente na produtividade das culturas (Spohn et al., 2016). No entanto, mudanças nos estoques de MOS em resposta ao tipo de manejo podem ser difíceis de detectar, devido à variabilidade inerente do solo (Awale et al., 2017; Wani et al., 2017), e devido também à lenta recuperação de estoques da MOS, que pode levar vários anos, frequentemente induzindo a tomadas de decisão tardias e atrasando as ações corretivas (West e Post, 2002; Awale et al., 2017).

A alternativa é observar as mudanças na MOS através de indicadores que avaliem frações do C e do N da MOS que geralmente têm meia-vida curta no solo (Chi et al., 2017) e que podem ser determinadas por métodos rápidos e sensíveis (Rennert et al., 2017). Com estes indicadores podem ser avaliadas mudanças que ocorrem no solo para identificar os sistemas de manejo mais conservacionistas (Loss et al., 2013; Bieluczyk et al., 2017; Rakkar et al., 2017; Wang et al., 2017; Osterholz et al., 2018).

2.2.1 Formas de carbono indicadores de qualidade do solo

A matéria orgânica do solo é formada pela transformação de resíduos vegetais e animais, sendo que as transformações envolvem reações de decomposição de compostos preexistentes e síntese de novos compostos pelos organismos do solo (Brady e Weil, 2013).

Os benefícios da MOS são muitos e incluem fornecimento de elementos essenciais para a atividade biológica (Finn et al., 2017; Singh e Gupta, 2018), tais como nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), aumento da capacidade de troca catiônica (Awale et al., 2017) e da capacidade de retenção de água do solo, melhoria da agregação do solo e diminuição das perdas de solo por erosão (Jensen et al., 2019); minimização na emissão de gases de efeito estufa (Lorenz e Lal, 2014).

O carbono orgânico (CO) constitui a maior parte da MOS, desempenhando papel fundamental na regulação das funções e serviços ecossistêmicos da MOS (Lorenz e Lal, 2014). O CO entra no solo em maior quantidade pelo aporte de resíduos da biomassa aérea e radicular de plantas, mas os processos de liberação de exsudatos radiculares e de lavagem de constituintes solúveis da planta pela água da chuva também são fontes importantes de C para os macro e microrganismos do solo (Silva e Mendonça, 2007).

As transformações do CO vão dar origem às reservas estáveis do carbono orgânico total do solo (COT). A quantidade de COT existente no solo depende, essencialmente, do aporte e do processo de decomposição e mineralização dos resíduos e da MOS (Awale et al., 2017).

A conversão da vegetação nativa em solos usados para fins agrícolas resulta em perdas de 25 a 50% do carbono orgânico total em períodos menores que um ano (Lal, 2008; Kopittke et al., 2016; Oliveita et al., 2016; Conant et al., 2017; Tang et al.,

2019). Essas reduções contínuas da MOS representam uma ameaça significativa para a manutenção da biodiversidade (Greaver et al., 2016). O contrário ocorre quando é implantado um sistema conservacionista para fins de recuperação da fertilidade do solo. Como os processos de transformação da MOS são demorados, leva determinado tempo para ela estabilizar. Geralmente, as mudanças em curto prazo no solo influenciam diretamente nas reservas de carbono orgânico no solo, mas os efeitos no carbono orgânico total no solo (COT) podem ser difíceis de detectar, por ele ser um indicador com alto tempo de estabilização (Wiesmeier et al., 2019).

Esse aumento do estoque de COT é devido à diversidade dos sistemas de integração lavoura-pecuária e ao aumento da entrada de carbono via raízes das plantas, diversidade microbiana do solo e estabilidade dos agregados do solo (Tiemann et al., 2015), o que leva à redistribuição de COT no perfil do solo (Luo et al., 2010; Powlson et al., 2014). Em estudos recentes foi relatada maior reserva de COT até 1 m de profundidade em sistemas de ILP avaliados no intervalo de 120 dias a 3 anos após a implantação em solos de cerrado, quando comparados aos sistemas de monocultura de pastagem e lavoura de milho (Boeni et al., 2014; Ludkiewicz et al., 2017; Oliveira et al., 2018).

Outra fração importante do carbono orgânico é o da estrutura microbiana do solo, que contribui com 80% na transformação de frações estáveis da MOS (Liang e Balser, 2011). Isso indica que a biomassa microbiana do solo (BMS) desempenha papel duplo na transformação da MOS, atuando simultaneamente no processo de mineralização e, ao mesmo tempo, com os processos de estabilização.

A BMS é um indicador que permite avaliar a quantidade de células microbianas vivas, em mg kg^{-1} de solo (Novais et al., 2007), formada principalmente por fungos e bactérias, sendo estes dois grupos de microrganismos os mais abundantes e importantes em relação ao fluxo de energia e transferência de nutrientes nos ecossistemas terrestres (Schloter et al., 2003). A atividade microbiana do solo depende da qualidade do resíduo e, em função da qualidade, pode levar à liberação de nutrientes disponíveis para as plantas através da mineralização, ou levar a imobilização (Silva e Mendonça, 2007).

A disponibilidade de C e de N orgânicos determina o tamanho da população microbiana e, portanto, as taxas de decomposição (Smith et al., 2018). A BMS

geralmente diminui acentuadamente com a profundidade do solo, até mais do que o COT (Spohn et al., 2016). Quando aumenta a profundidade de solo, ocorre diminuição na concentração de C, logo, nas camadas mais profundas há menos carbono orgânico disponível para o crescimento microbiano, e os microrganismos perdem energia para continuar decompondo. Assim, a falta de C orgânico prontamente disponível na forma de resíduos de plantas e a dominância de compostos orgânicos mais complexos podem também diminuir a decomposição de C orgânico em horizontes mais profundos do solo (Lange et al., 2015; Spohn et al., 2015; Liang et al., 2017).

Os resultados de BMS podem, deste modo, dar elementos para a compreensão da ciclagem biogeoquímica que ocorre no solo (Buchkowski et al., 2015), do reservatório de nutrientes e do potencial de produtividade de solos usados para fins agrícolas (Marschner et al., 2015; Stevenson et al., 2016), pelo fato desse indicador ser sensível e variar facilmente com o manejo do solo (Chi et al., 2017). Portanto, fatores que alteram a quantidade de biomassa microbiana do solo provavelmente alteram a dinâmica do carbono no solo.

Em estudos de BMS em sistemas de integração lavoura-pecuária foi constatado que os resíduos vegetais depositados no solo podem aumentar consideravelmente a população microbiana existente em pouco tempo (Silva et al., 2014; Assis et al., 2017; Rakkar et al., 2017), independentemente da intensidade de pastejo dos animais. As razões para que isso ocorra são várias, entre elas a ausência de revolvimento do solo, a maior diversidade de plantas na área e a sinergia entre resíduos de animais e plantas, que vão manter grupos microbianos no solo, principalmente fungos e bactérias.

No carbono orgânico também se encontram formas de carbono oxidável pelo permanganato de potássio (COx), que podem englobar a matéria macromolecular, o C associado aos organismos do solo, o C orgânico solúvel e substâncias não húmicas. Resumidamente, o C oxidável é o C de fácil mineralização pela microbiota do solo (Novais et al., 2007), reflete mais os processos que antecipam a decomposição da MOS (Rennert et al., 2017), e que já sofreu um certo grau de transformação (Culman et al., 2012), associado aos processos de liberação de nutrientes em curto prazo no solo, com interesse particular no N mineralizado.

Essas frações lábeis são a transição entre resíduos de plantas frescas e matéria orgânica estabilizada, com tempo de estabilização inferior a 10 anos (Benbi et al., 2015). Por sua vez, tem sido demonstrado que o COx está estreitamente relacionado com a atividade microbiana do solo (Duval et al., 2018) e com o CO e o COT (Weil et al., 2003; Culman et al., 2012).

De acordo com Vasát et al. (2017), de todos os indicadores que avaliam a qualidade do solo, o COx é o mais importante, pois a precisão dos resultados é geralmente classificada como confiável. Além disso, é sensível e confiável para avaliar em curto e em longo período (Veum et al., 2014; Morrow et al., 2016). O COx é um indicador que pode ser analisado por um método fácil e de baixo custo, e tem sido sugerido como melhor preditor isolado de saúde do solo e de produtividade de culturas, em relação ao COT (Hurisso et al., 2016; Fine et al., 2017).

As mudanças nos reservatórios lábeis de C ocorrem dentro de um curto período (um a dois anos no máximo) e podem ser usadas para avaliar os efeitos do uso do solo (Duval et al., 2018). Com a determinação do C orgânico total do solo pelo método de Walkley e Black (1934), tem-se o total do C instável e a parte do C estável, que leva mais tempo para mudar, devido aos efeitos do uso do solo (Culman et al., 2012).

Assim, em vários trabalhos há relatos que o COx é um indicador de carbono mais sensível em comparação com o C total (Moharana et al., 2012, Liu et al., 2014). A partir do COx e do COT é possível calcular um índice de labilidade do C do solo ou índice de manejo do carbono no solo (IMC). O índice de labilidade é a razão de C lábil para o C não-lábil (Blair et al., 1995), e foi proposto para avaliar a eficiência de um dado manejo em melhorar a qualidade do solo comparada com a condição natural de mata nativa. Resumidamente, quanto mais alto for o valor de IMC, mais o sistema de manejo se aproxima das condições naturais e, portanto, mais eficiente ele é (Blair et al., 1995; Vieira et al., 2007; Culman et al., 2012).

Moreira (2017), avaliando a implantação de ILP em uma área degradada, observou que a ILP apresentou teores de COx até 52% maiores que as áreas degradadas. Em experimento de sistema de integração realizado por 10 anos, foi obtida boa relação de ganho de peso animal com o balanço da labilidade do carbono - IMC (Silva et al., 2014). Em outros trabalhos os resultados levaram à conclusão que quanto maior a intensidade de pastejo (altura de forragem de 10 cm) em monocultivos

de *Urochloa*, maior a perda e a degradação da qualidade do solo associado ao menor C lábil do solo (Assmann et al., 2014; Bieluczyk et al., 2017; Liu et al., 2017), e quanto maior a adição em longo prazo de restos culturais e esterco no solo, maior o acúmulo de C lábil (Salton et al., 2014; Benbi et al., 2015).

2.2.2 Formas de nitrogênio indicadoras de qualidade do solo

O nitrogênio é um dos elementos essenciais que participam das principais reações bioquímicas das plantas e dos microrganismos. No solo, o nitrogênio se encontra em diferentes moléculas orgânicas ou pode fazer parte de organismos vivos. Essas formas de nitrogênio podem durar poucos dias no solo, entretanto, existem moléculas que podem apresentar grande persistência no solo (Cantarella, 2007).

O nitrogênio de compostos orgânicos pode ser encontrado em formas relativamente lábeis, ou de ciclagem rápida (Smith et al., 2018), mas as frações de N total do solo que participam dos processos de ciclagem do N podem variar de acordo com o tipo de manejo usado no solo (Costa et al., 2015). No entanto, são formas químicas mais resistentes, e correspondem a fração passiva, com ciclagem mais lenta (Stein e Klotz, 2016).

As reações de ciclagem do N (mineralização-imobilização) precisam de catalisadores para que ocorram. Esses catalisadores são constituídos pela biomassa microbiana do solo (BMS), que compreende cerca de 10 a 15% do N do solo, e representam a fração ativa ou lábil da MOS (Cantarella, 2007). Resumidamente, o nitrogênio da biomassa microbiana é a proporção da microbiota viva que contém células ricas em N, expresso em mg kg^{-1} de solo. É, portanto, uma grandeza ativa do solo, que participa das reações de ciclagem do nitrogênio (Singh e Grupta, 2018).

Sistemas conservacionistas como a integração lavoura-pecuária, com alto aporte de material vegetal e dejetos frescos de animais, apresentam quantidades significativas de carbono orgânico disponível como fonte de energia, e tendem a apresentar maior quantidade de N na BMS do que sistemas mais pobres no fornecimento de resíduos (Salton et al., 2014; Marschner et al., 2015; Rakkar et al., 2017; Grillot et al., 2018).

Esse efeito positivo na diversidade de biomassa microbiana do solo tem sido atribuído ao aumento da entrada de resíduos derivada da maior produção de raízes,

proveniente da diversificação de espécies vegetais no consórcio em sistemas de integração lavoura-pecuária (Cong et al., 2014; Oliveira et al., 2016; Rakkar et al., 2017; Grillot et al., 2018). A BMS é um indicador sensível de qualidade do solo e pode variar rapidamente com o sistema de manejo adotado, um fato que já foi bastante enfatizado na literatura (Cháves et al., 2011; Assis et al., 2017; Chi et al., 2017; Singh e Gupta, 2018). Entretanto, a dinâmica da BMS dentro de tipos de semeadura em consórcio com diferentes espécies, em sistemas de ILP, ainda precisa ser mais estudada.

A disponibilidade de C e N dos resíduos orgânicos no solo determina o tamanho da biomassa microbiana e, portanto, as taxas de decomposição (Spohn et al., 2015). Conseqüentemente, para promover a compreensão geral das ligações entre comunidades microbianas e ciclagem biogeoquímica, é importante avaliar o tamanho da biomassa microbiana, porque é um mecanismo chave que regula o C no solo e as taxas de ciclagem de N (Buchkowski et al., 2015).

As transformações do N pela BMS, e o tempo em que elas vão ocorrer, dependem da qualidade e da disponibilidade do resíduo adicionado no solo, e também, basicamente, da relação C:N do material (Buchkowski et al., 2015). A relação C:N vai ditar a velocidade com que vai ocorrer a decomposição dos resíduos orgânicos pelos microrganismos do solo. Por exemplo, resíduos orgânicos como os restos culturais de milho, ricos em hemicelulose, celulose e lignina, têm alta relação C:N (Moreira e Siqueira, 2002). Quando esse tipo de material é adicionado ao solo, inicialmente ocorre consumo de nitrato pelos microrganismos do solo, o que resulta na imobilização líquida do nitrato no solo (Raij, 2013).

Após o processo de decomposição ou transformações desse material, a relação C:N diminui, surgem condições de mineralização, com a liberação do amônio, logo convertido em nitrato, a forma pela qual o N será absorvido pelas plantas (Cantarella, 2007; Raij, 2013). As transformações de N orgânico em mineral determinam, em longo prazo, o acúmulo ou a diminuição do estoque de N total do solo, o qual está estreitamente ligado aos estoques de C orgânico do solo (Singh e Gupta, 2018). O N orgânico mineralizável está ligado a frações lábeis da MOS, que estão mais disponíveis à mineralização microbiana e, portanto, mais associadas à disponibilidade de N para as plantas (Drescher et al., 2016).

As gramíneas apresentam alta relação C:N e, geralmente, aumentam os aportes de C do solo, o que, por sua vez, pode estimular a decomposição pela biomassa microbiana do solo através dos exsudatos radiculares (Subbarao et al., 2006; Oliveira et al., 2016). Além disso, a cessação das operações de preparo do solo geralmente reduz os distúrbios e, por sua vez, também beneficia a BMS (Gupta e Germida, 2015; Kabiri et al., 2016; Zuber e Villamil, 2016). Os sistemas de integração lavoura-pecuária com gramíneas para a produção de gado tendem a aumentar os processos de mineralização e imobilização de N, em relação a sistemas mais pobres em fornecimento de resíduos (Loss et al., 2013; Acosta et al., 2014; Hentz et al., 2014; Liebig et al., 2017, Silva et al., 2018b).

Dada a importância do nitrogênio para o crescimento e desenvolvimento das plantas, e o potencial de perda de nitrogênio por lixiviação e por volatilização, é necessário melhorar o entendimento de como os sistemas conservacionistas de produção impactam os organismos envolvidos no ciclo do nitrogênio, principalmente a dinâmica que ocorre em diferentes arranjos de sistemas de ILP.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Esta dissertação é parte do projeto “Impacto ambiental, produtividade e viabilidade econômica de sistema convencional e integrado de lavoura pecuária”, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP - Processo Nº 2014/24514-6), e coordenado pela pesquisadora Dr. Flávia Fernanda Simili. O experimento iniciou em dezembro de 2015 e foi finalizado em janeiro de 2018. Com o projeto, o objetivo foi avaliar os impactos ambientais, a produtividade de grãos de milho, o desempenho de bovinos e a viabilidade econômica em sistemas de integração lavoura-pecuária comparados aos sistemas convencionais de agricultura e pecuária exclusiva.

3.1 Local do experimento

O experimento foi instalado no Centro de Pesquisa de Bovinos de Corte de Sertãozinho, pertencente ao Instituto de Zootecnia/APTA/SAA, localizado a 21° 08' 16" de latitude Sul e 47° 59' 25" de longitude Oeste, e altitude média local de 548 metros.

O clima da região, de acordo com a classificação segundo Köppen, é Aw, caracterizado como tropical úmido, com estação chuvosa no verão e seca no inverno (Alvares et al., 2013). Durante a condução do experimento (dez-2015 a jan-2018) foram mensuradas a precipitação pluvial (mm) e as temperaturas (°C) máxima e mínima (Figura 1).

O solo da área experimental, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013), é um Latossolo Vermelho eutrófico de textura muito argilosa. Para a caracterização química da área em que foi instalado o experimento foi realizada coleta de amostra de solo em novembro de 2015, nas camadas de 0-0,10 e 0,10-0,20 m. Os métodos usados nas análises estão descritos em Raji et al. (2001) e os resultados estão na Tabela 1. Também foi realizada coleta de amostra solo na área da mata localizada próximo ao experimento nas profundidades de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m, para caracterizar o teor de matéria orgânica do solo pelo método de Walkley e Black (1934), e obtiveram-se os seguintes resultados para cada profundidade: 77 g kg⁻¹ e 71 g kg⁻¹, respectivamente.

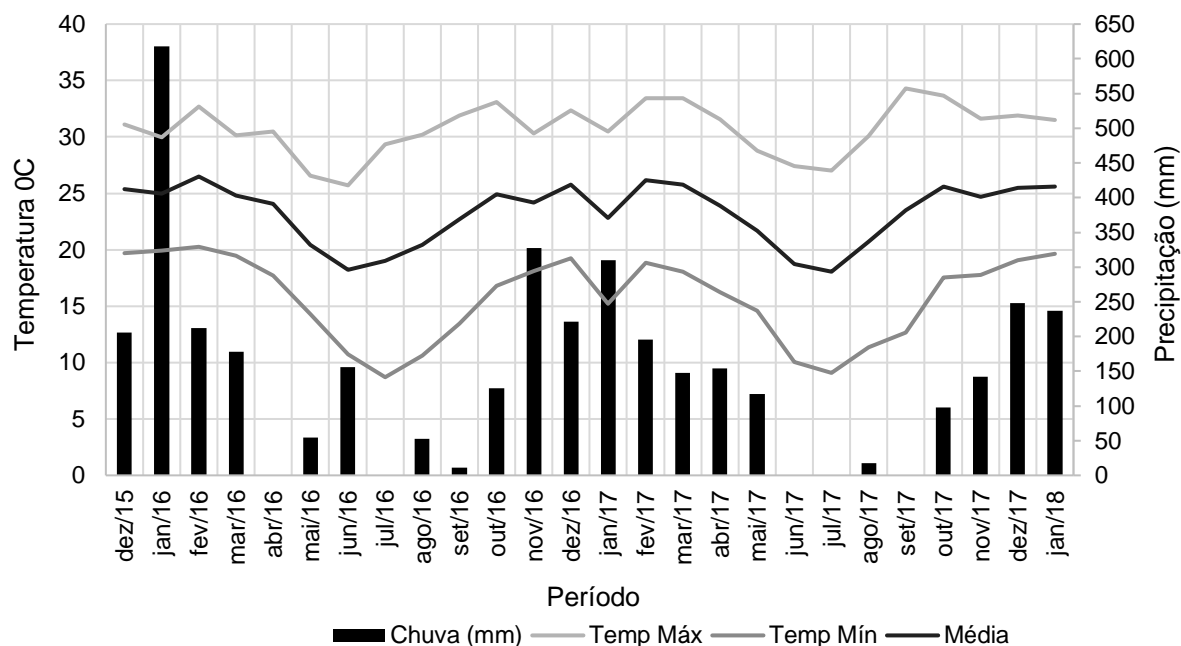


Figura 1. Dados climáticos obtidos junto à estação meteorológica situada no Centro de Pesquisa de Bovinos de Corte, Instituto de Zootecnia, no município de Sertãozinho, São Paulo. Período de dezembro/2015 a janeiro/2018.

Tabela 1. Análise de solo inicial da área do experimento.

Prof.	P resina	MO	pH	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	V
(m)	mg dm ⁻³	g dm ⁻³	CaCl ₂	-----mmol _c dm ⁻³ -----			-----		---	---
0-0,10	14	31	5,2	3,1	25	15	36	43	79	54
0,10-0,20	9	30	4,9	1,8	19	12	45	33	78	42

Em que: Prof. = profundidade, P = fósforo, MO = matéria orgânica, pH = acidez ativa, K⁺ = potássio trocável, Ca²⁺ = cálcio trocável, Mg²⁺ = magnésio trocável, H+Al = acidez total, SB = soma das bases, CTC = capacidade de troca de cátions, V = saturação por bases.

3.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental foi em blocos casualizados (três blocos) com seis tratamentos (parcelas), os quais foram avaliados em duas profundidades (subparcelas) em três épocas de coleta (sub subparcelas).

As gramíneas utilizadas nos tratamentos foram: milho (*Zea mays*) e *Uruçoa*

brizantha cv. marandu. Os tratamentos foram dois sistemas de monocultivos e quatro sistemas de Integração Lavoura-Pecuária (ILP). Nos tratamentos com monocultivos foram realizadas semeaduras solteiras das gramíneas visando produção de milho para grãos (Lavoura – semeadura solteira do milho) ou recria de bovinos de corte em pastagem (Pecuária exclusiva– semeadura solteira do capim-marandu). Nos sistemas de ILP, os tratamentos consistiram em tipos de semeaduras do capim consorciado com o milho, visando produção de milho para grãos mais recria de bovinos de corte em pastagem na mesma área.

Os tratamentos foram: Lavoura, Pecuária, ILP1: milho mais capim-marandu com semeadura simultânea na adubação de plantio; ILP2: milho mais capim-marandu com semeadura simultânea na adubação de plantio + aplicação de herbicida nicosulfuron; ILP3: milho mais capim-marandu com semeadura do capim-marandu na adubação de cobertura do milho; ILP4: milho mais capim-marandu com semeadura simultânea do capim-marandu, semeado na linha e na entrelinha do milho + aplicação do herbicida nicosulfuron. Todos os tratamentos foram estabelecidos em semeadura direta, realizada em dezembro de 2015.

3.3 Implantação, tratos culturais e manejo

O experimento foi conduzido em 24 ha, sendo 18 parcelas experimentais que perfaziam 8.928 m² (93 x 96 m) cada uma. A área restante, de aproximadamente 8 ha, foi utilizada como piquete reserva para manejo dos animais.

Em todos os tratamentos foi realizada a semeadura simultânea das sementes de capim e milho, junto com a adubação, com exceção do ILP3. No ILP3 a semeadura do capim-marandu foi realizada durante a adubação de cobertura do milho. As sementes de capim-marandu foram misturadas ao adubo de semeadura ou ao adubo de cobertura, conforme os tratamentos.

O milho cultivado foi o híbrido precoce da Pioneer P2830H. O espaçamento nas entrelinhas da cultura do milho foi de 0,75 m em todos os tratamentos, visando atingir 70.000 plantas por hectare. Nos tratamentos Pecuária e ILP4, o capim-marandu foi semeado nas linhas e nas entrelinhas com espaçamento de 0,375 m para proporcionar melhor cobertura do solo. A densidade de semeadura do capim-marandu foi de 5 kg ha⁻¹ de sementes puras viáveis (76% de pureza).

Nos tratamentos ILP2 e ILP4, aos 20 dias após a emergência do milho foi realizada a aplicação de 8 g ha⁻¹ de nicosulfuron (ingrediente ativo), com volume de calda de 200 L ha⁻¹, com o objetivo de atrasar o crescimento do capim-marandu e, assim, diminuir a competição por água, luz e nutrientes.

As adubações foram realizadas segundo o tratamento, e estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Adubações de semeadura e cobertura realizadas segundo cada tratamento.

Adubação	Lavoura			Pecuária			ILP		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	kg ha ⁻¹								
Semeadura									
Dez (2015)	32	112	64	32	112	64	32	112	64
Cobertura (Milho)									
1° - 7 e 8° folhas (Jan/2016)	32	112	64		-		32	112	64
2° - 7 e 8° folhas (Jan/2017)	32	112	64				32	112	64
Cobertura (Pastagem)									
1° (Out/2016)				40	10	40	40	10	40
2° (Mar/2017)		-		40	10	40	40	10	40

Após a colheita dos grãos (maio de 2016) as parcelas experimentais de todos os tratamentos consorciados ILP1, ILP2, ILP3 e ILP4 permaneceram vedadas para o capim se estabelecer, aguardando o momento de entrada dos animais (agosto de 2016) nas respectivas parcelas. As parcelas do tratamento Lavoura, por sua vez, permaneceram sem utilização (pousio) aguardando a segunda semeadura (dezembro/2016). No segundo cultivo do tratamento lavoura, a colheita de grãos foi realizada em maio de 2017.

No tratamento Pecuária, em que o capim-marandu foi estabelecido solteiro, a pastagem se estabeleceu antes, permitindo que os animais entrassem no sistema em março de 2016. Todos os tratamentos, exceto o tratamento Lavoura, foram submetidos ao pastejo por bovinos de corte da raça Caracu que estavam em fase de recria (média de 14 meses de idade), e a taxa de lotação foi feita segundo a oferta de forragem disponível. Os animais permaneceram em regime de lotação contínua até dezembro de 2017.

As atividades de manejo que foram realizadas e regime de lotação estão detalhadas na Tabela 3.

Tabela 3. Atividades realizadas ao longo do experimento e regime de lotação de animais.

Atividades	Datas	
Preparo da área - Dessecação das plantas	Nov/15	
Implantação dos sistemas e adubação de plantio	Dez/15	
Adubação de cobertura da Lavoura e ILP	Jan/16	
Primeiro ciclo de pastejo da pecuária	Mar a Abr/16	
Colheita do grão da Lavoura e ILP	Mai/16	
Segundo ciclo de pastejo da Pecuária e primeiro ciclo na ILP	Ago/16	
Primeira adubação das pastagens (Pecuária e ILP)	Out/16	
Terceiro ciclo de pastejo da pecuária e segundo da ILP (1° parte)	Nov a Mar/16	
Segundo plantio do milho, apenas no tratamento Lavoura	Dez/16	
Segunda adubação de cobertura da Lavoura	Jan/17	
Primeira amostragem de solo para avaliar os indicadores	Mar/17	
Segunda adubação das pastagens (Pecuária e ILP)	Mar/17	
Terceiro ciclo de pastejo da pecuária e segundo da ILP (2° parte)	Abr a Dez/17	
Segunda colheita do milho, somente no tratamento Lavoura	Mai/17	
Segunda amostragem de solo para avaliar os indicadores	Out/17	
Fim do pastejo	Dez/17	
Terceira amostragem de solo para avaliar os indicadores	Jan/18	
Datas	Pecuária	ILP
	UAha ⁻¹	
Mar a Abr/16	4,3	-
Ago/16	4,6	2,3
Out/16	4,6	2,3
Nov/16 a Mar/17	8,0	8,0
Abr a Dez/17	2,3	2,3

⁽¹⁾ UA = unidade animal.

3.4 Coleta do solo

As amostragens de solo foram realizadas nas profundidades de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m, em dez pontos em cada parcela (18 parcelas), e na mata nativa próxima ao local do experimento para servir como referência no estudo. As coletas foram realizadas com trado holandês, para obter a amostra composta. Para avaliação das variáveis propostas foram realizadas duas coletas no ano de 2017 (março e outubro) e uma no início de 2018 (janeiro) para estimar as mudanças no solo.

As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Fertilidade do Solo da FCAV/UNESP – Jaboticabal. Parte do volume total de cada amostra foi seca ao ar e

passada em peneira de 2 mm para as análises de carbono orgânico total (COT), carbono oxidável (COx) e N total (NT), e outra parte foi conservada em geladeira para as análises de C e N da biomassa microbiana do solo, que foram realizadas o mais rapidamente possível após a coleta.

Para as repetições das análises da biomassa microbiana do solo, o solo úmido foi passado em peneira de 2 mm, em seguida pesado (100 g) e colocado em recipientes de plástico com tampa para conservação em geladeira.

3.5 Indicadores de qualidade do solo

Os indicadores de qualidade do solo avaliados foram: carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS), nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N-BMS), carbono orgânico total (COT), carbono oxidável (COx) e nitrogênio total (NT).

3.5.1 Biomassa microbiana do solo

O carbono e o nitrogênio da biomassa microbiana foram analisados pelo método de irradiação em forno de micro-ondas, durante 2 min, segundo recomendação de Monz et al. (1991), e após a irradiação, as amostras irradiadas e não-irradiadas foram extraídas com solução de sulfato de potássio (K_2SO_4) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Tate et al., 1988).

Para cada amostra foram pesados 20 g de solo e adicionados 50 mL de solução de sulfato de potássio. Em seguida a suspensão foi agitada por 30 min a 90 rpm e deixada por duas horas em repouso. Após o repouso, o sobrenadante foi filtrado em papel filtro qualitativo (extrato 1). Do extrato 1 foram retirados 8 mL para quantificar o C-BMS e 10 mL para o N-BMS.

Na determinação do C-BMS foi usado o método da combustão por via úmida, segundo Walkley e Black (1934), com dicromato de potássio $0,066 \text{ mol L}^{-1}$ (Raij, 2001).

Em erlenmeyer de 250 mL foram adicionados 8 mL do extrato 1, mais 2 mL de solução de dicromato de potássio $0,066 \text{ mol L}^{-1}$, 10 mL de ácido sulfúrico concentrado e 5 mL de ácido orto-fosfórico concentrado. Após adição dos reagentes, as amostras foram colocadas em banho maria durante 1 hora a $90 \text{ }^\circ\text{C}$. Após resfriamento foram adicionados 75 mL de H_2O deionizada, 3 gotas de solução de difenilamina (10 g L^{-1}

em H_2SO_4 concentrado) e tituladas com solução de sulfato ferroso amoniacal $0,033 \text{ mol L}^{-1}$ para viragem da cor azul púrpura para verde.

A determinação do N-BMS, após a extração, foi feita pelo método de destilação-titulação (Alves et al., 1994), simplificado por Silva et al. (2007). Para tubo de digestão foram transferidos 10 mL do extrato 1, e colocados em bloco de digestão, por 1 hora a $90 \text{ }^\circ\text{C}$, para reduzir o volume. Após resfriamento, foi adicionado 1 g de mistura digestora ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, SeO_2 , K_2SO_4) e 2,5 mL de ácido sulfúrico concentrado. Após digestão a frio por uma noite foi feita digestão em bloco digestor, iniciando a $50 \text{ }^\circ\text{C}$ por 30 min. A cada 30 min a temperatura foi aumentada em $50 \text{ }^\circ\text{C}$ até atingir $300 \text{ }^\circ\text{C}$ e, depois, $330 \text{ }^\circ\text{C}$, na qual permaneceu por 2 horas (extrato 2). Após resfriamento do extrato 2, ele foi transferido para tubo de destilação com auxílio de água deionizada. O tubo foi conectado ao destilador e, em seguida, foram adicionados 10 mL de solução de NaOH 10 mol L^{-1} através do reservatório existente sobre o conjunto de destilação. A destilação foi realizada por arraste de vapor, em destilador semimicro de Kjeldahl, coletando a amônia em béquer de 50 mL contendo 10 mL de solução de H_3BO_3 20 g L^{-1} , finalizando a destilação após a coleta de 30 mL de destilado (cerca de 5 min). O destilado foi titulado com solução de H_2SO_4 $0,02 \text{ mol L}^{-1}$ em titulador automático.

3.5.2 Carbono orgânico total (COT)

O carbono total foi analisado pelo método de Walkley e Black (1934), que consiste na oxidação do carbono em 1 g de solo, em erlenmeyer de 250 mL, com 10 mL de solução de dicromato de potássio $0,167 \text{ mol L}^{-1}$ e 20 mL de ácido sulfúrico concentrado. Após a adição dos reagentes a mistura foi agitada por 1 min, mantida em repouso por 30 min e, em seguida, foram adicionados 200 mL de água deionizada. Essa solução foi filtrada em papel filtro quantitativo, coletando o filtrado em erlenmeyer de 500 mL. Após adição de 10 mL de ácido orto-fosfórico concentrado e 3 gotas de solução de difenilamina (10 g L^{-1} em H_2SO_4 concentrado) o extrato foi titulado com solução de sulfato ferroso amoniacal ($0,4 \text{ mol L}^{-1}$) até viragem da cor azul púrpura para verde.

3.5.3 Carbono oxidável (COx)

O COx foi analisado pelo método do permanganato de potássio (Weil et al., 2003), que consiste na oxidação do C de 2,5 g de solo empregando 2 mL de solução de permanganato de potássio $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ mais 18 mL de água deionizada. Após agitação por 2 min na rotação de 240 oscilações por minuto, as amostras foram deixadas em ambiente escuro e mantidas em repouso durante 10 min. Concluído o repouso, foi retirada uma alíquota de 0,5 mL do sobrenadante, que foi colocada em tubo de ensaio, ao qual foram adicionados 19,5 mL de água deionizada. Após homogeneizar o meio em agitador vórtex foi realizada a leitura do carbono oxidável em espectrofotômetro, no comprimento de onda de 550 nm.

3.5.4 Nitrogênio total (NT)

O nitrogênio total foi determinado segundo Tedesco et al. (1995). Neste método, o N orgânico é convertido em NH_4^+ por digestão sulfúrica e o NH_4^+ é determinado, após destilação e conversão a NH_3 , por titulação com solução de H_2SO_4 .

Foi pesado 0,1 g de solo passado em peneira de 100 mesh (150 μm) e transferido para tubo de digestão, ao qual foram adicionados 1 mL de H_2O_2 300 mL L^{-1} e 7 mL de mistura digestora (H_2SO_4 concentrado, água deionizada, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, SeO_2 e Na_2SO_4). Após digestão a frio por uma noite, foi feita digestão em bloco digestor, iniciando a $100 \text{ }^\circ\text{C}$ por 30 min. A cada 30 min a temperatura foi aumentada em $50 \text{ }^\circ\text{C}$ até atingir $300 \text{ }^\circ\text{C}$ e, depois, $330 \text{ }^\circ\text{C}$, na qual permaneceu por 2 horas. Após clareamento e resfriamento do extrato ele foi transferido para tubo de destilação com auxílio de 20 mL de água deionizada. O tubo foi conectado ao destilador e foram adicionados 15 mL de solução de NaOH 10 mol L^{-1} . A destilação foi realizada por arraste de vapor, em destilador semimicro de Kjeldahl, coletando a amônia em béquer de 50 mL contendo 10 mL de solução de H_3BO_3 20 g L^{-1} , finalizando a destilação após a coleta de 30 mL de destilado (cerca de 5 min). O destilado foi titulado com solução de H_2SO_4 $0,02 \text{ mol L}^{-1}$ em titulador automático.

3.5.5 Cálculo do índice de manejo do carbono (IMC)

Após a obtenção dos resultados nas análises de solos, foi realizado o cálculo do índice de manejo do carbono (IMC) a partir do COT e do COx, segundo Blair et al. (1995), usando as equações 1, 2, 3 e 4:

$$\text{IMC} = \text{IPC} \times \text{ILC} \times 100 \quad (\text{Equação 1})$$

O índice do *pool* de carbono (IPC) é calculado a partir do carbono orgânico total presente no tratamento e do carbono orgânico do solo da referência (mata), e calculado conforme:

$$\text{IPC} = \text{COT}_{\text{trat}}/\text{COT}_{\text{ref}} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que COT_{trat} = carbono orgânico do solo em dado tratamento, e COT_{ref} = carbono orgânico do solo a partir da referência (mata nativa).

O índice de labilidade do carbono (ILC) é calculado pela razão da labilidade no tratamento e na referência, conforme:

$$\text{ILC} = L_{\text{trat}}/L_{\text{ref}} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que L se refere à razão entre os teores de carbono lábil e não lábil do solo (concentração de COT dividido pela quantidade de carbono lábil), calculado como:

$$L = \text{concentração de C lábil}/\text{concentração de C não lábil} \quad (\text{Equação 4})$$

3.6 Análises estatísticas

Os dados de COT, COx, CBMS, IMC, NT, NBMS, relação C:N total e relação C:N da BMS foram submetidos à análise de variância usando o software R Studio® para verificação dos efeitos dos tratamentos principais, profundidades e épocas de coleta de solo. Nesta análise foi considerado delineamento em parcelas sub subdivididas (split-plot-plot), com os sistemas de manejo como tratamentos principais (tratamentos), e profundidades (0-0,10 a 0,10-0,20 m) e épocas de coleta (março, outubro e janeiro) como tratamentos secundários, em delineamento em blocos ao acaso, com três repetições. Realizada a análise de variância (teste F) e constatada interação significativa foi realizado o desdobramento, e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Formas de C indicadores de qualidade do solo

Os indicadores de qualidade do solo carbono da biomassa microbiana (C-BMS), carbono oxidável (COx) e índice de manejo do carbono (IMC) apresentaram diferenças entre os tratamentos ($P < 0,05$) (Tabela 4). O C-BMS foi o único indicador que apresentou diferenças ($P < 0,05$) entre as profundidades, e foi também o indicador que apresentou o maior coeficiente de variação entre eles. As épocas em que foram realizadas as coletas de solo influenciaram ($P < 0,05$) apenas os indicadores COx e IMC (Tabela 4).

Tabela 4. Análise de variância dos indicadores de carbono de qualidade do solo em função dos sistemas de manejo, profundidades e épocas de coleta de solo.

	COT	C-BMS	COx	IMC
----- P-Valor -----				
Tratamentos (Trat)	0,22 ^{NS}	0,03*	0,01*	0,0006*
Profundidade (Prof)	0,59 ^{NS}	0,01*	0,14 ^{NS}	0,29 ^{NS}
Época (E)	0,12 ^{NS}	0,10 ^{NS}	9,23x10 ^{-10***}	0,0001***
Trat x Prof	0,53 ^{NS}	0,29 ^{NS}	0,62 ^{NS}	0,65 ^{NS}
Prof x E	0,29 ^{NS}	0,46 ^{NS}	0,39 ^{NS}	0,40 ^{NS}
Trat x E	0,09 ^{NS}	0,36 ^{NS}	0,08 ^{NS}	0,50 ^{NS}
CV (%)				
Tratamentos (Trat)	7,7	26,5	10,6	22,8
Profundidade (Prof)	4,6	21,6	14,7	10,54
Época (E)	5,0	21,7	16,6	16,72

Em que: CV = coeficiente de variação, NS = não significativo, * = significativo a 5% de probabilidade, *** = significativo a 0,1% de probabilidade. COT = carbono orgânico total, C-BMS = carbono da biomassa microbiana do solo, COx = carbono oxidável, IMC = índice de manejo do carbono.

4.1.1 Carbono orgânico total

Os indicadores de qualidade do solo são avaliados em diversos estudos como variáveis sensíveis ao manejo e às épocas de coleta de solo (Lourente et al., 2016; Rakkar et al., 2017; Viaud et al., 2018). Apesar da maioria dos indicadores serem

sensíveis, na tabela 5 verifica-se que o carbono orgânico total foi um indicador que não variou facilmente no solo, e foi o único indicador que não variou entre os tratamentos, profundidades e épocas de coletas de solo ($P > 0,05$).

Tabela 5. Formas de carbono indicadoras de qualidade do solo em função dos sistemas de manejo, profundidades e época de coleta de solo.

Tratamento	COT ¹	C-BMS	COx	IMC
	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	
Lavoura	20,64 a	31,08 a	699,70 a	65,64 ab
Pecuária	20,47 a	27,74 ab	638,20 b	60,27 ab
ILP1	20,36 a	28,75 a	715,99 a	70,65 a
ILP2	21,46 a	23,19 b	729,27 a	49,97 b
ILP3	20,43 a	27,67 ab	752,61 a	74,15 a
ILP4	20,63 a	30,58 a	747,49 a	70,96 a
Profundidade				
0,0-0,10 m	20,73 a	29,86 a	729,7 a	66,01 a
0,10-0,20 m	20,59 a	26,48 b	698,0 a	64,54 a
Época				
Mar/17	20,39 a	29,24 a	761,08 a	67,84 a
Out/17	20,89 a	28,91 a	796,43 a	70,92 a
Jan/18	20,72 a	26,35 a	584,13 b	57,06 b

Em que: médias seguidas de letras iguais na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. COT = carbono orgânico total, ¹COT da mata = 43,18 g kg⁻¹, C-BMS = carbono da biomassa microbiana do solo, COx = carbono oxidável, IMC = índice de manejo do carbono; ILP1-milho mais capim-marandu semeados simultaneamente; ILP2-milho mais capim-marandu + herbicida nicosulfuron; ILP3- milho mais capim-marandu semeado na adubação de cobertura do milho; ILP4- milho mais capim-marandu semeado na linha e na entrelinha do milho + herbicida nicosulfuron.

O COT é um indicador que depende dos processos de síntese, e de decomposição e mineralização da MOS (Awale et al., 2017). Ele é formado principalmente pelas transformações dos resíduos orgânicos, originando compostos coloidais relativamente estáveis, com alto tempo de estabilização (Silva e Mendonça, 2007; Wiesmeier et al., 2019). Em diversos estudos já foi demonstrado que a conversão da vegetação nativa em solos agrícolas resulta em perdas do COT (Kopittke et al., 2016; Tang et al., 2019). Como observado a partir dos resultados

obtidos, a recuperação do COT através de sistemas conservacionistas é um processo lento, pois os mesmos não diferiram dos demais tratamentos.

Apesar disso, Boeni et al. (2014) quando compararam sistemas de ILP com monocultivos, obtiveram maiores concentrações de C orgânico no solo, provavelmente devido à grande adição de biomassa e à menor perturbação do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária durante períodos maiores do que 3 anos. Em outros estudos (Ludkiewicz et al., 2017; Oliveira et al., 2018) foi verificado que quando não existem restrições de fertilidade do solo, os sistemas de integração lavoura-pecuária podem promover acúmulo de COT mesmo em curto prazo (cerca de mais de 120 dias), o que não ocorreu no experimento.

4.1.2 Carbono da biomassa microbiana do solo

Os tratamentos que apresentaram as menores concentrações de carbono da biomassa microbiana do solo foram Pecuária, ILP2 e ILP3 (Tabela 5). Dentre esses tratamentos, o que apresentou a menor média foi o que recebeu herbicida, o ILP2 (23,19 mg kg⁻¹). Em relação às profundidades, o C-BMS foi maior ($P < 0,05$) na primeira camada do solo, com 29,86 mg kg⁻¹.

Nesse estudo foi demonstrado que o carbono da biomassa microbiana do solo é um indicador sensível ao manejo ($P < 0,05$), que não varia de acordo com as estações do ano ($P > 0,05$) e se concentra nos primeiros 10 cm do solo ($P < 0,05$). O esterco e a urina de gado são fontes de carbono prontamente disponíveis, afetam a atividade microbiana, são quando depositados em superfície, e por isso podem causar mudanças na estrutura da comunidade de microrganismos do solo (Salton et al., 2014; Silva et al., 2015; Rakkar et al., 2017)

A adição do herbicida nicosulfuron no ILP2 diminuiu a concentração de C-BMS em 25%, quando comparado com os tratamentos que apresentaram as maiores concentrações de C-BMS, ou seja, Lavoura, ILP1 e ILP4 (Tabela 5). Nos demais tratamentos a diminuição não ultrapassou a 10%. A principal diferença entre a implantação dos tratamentos ILP1 e ILP2 está na aplicação do herbicida, fato interessante a ser observado, pois a aplicação do herbicida no ILP2 pode afetar uma parte da qualidade do sistema.

Apesar de também ter sido aplicado nicosulfuron no tratamento ILP4, o sistema de semeadura na linha e na entrelinha pode ter amenizado o efeito do herbicida na comunidade microbiana do solo, diluindo os danos, por ter melhor distribuição espacial do capim no solo, permitindo melhor formação da pastagem.

Os efeitos do herbicida nicosulfuron na comunidade microbiana do solo foram avaliados em experimentos com incubação de solo em laboratório e em campo (Seghers et al., 2005; Karpouzas et al., 2014a; Karpouzas et al., 2014b), e foi observado que este princípio ativo inibe as enzimas dos processos da biossíntese nas plantas, desencadeia a quebra de enzimas encontradas em fungos e bactérias, reduzindo drasticamente a microbiota do solo. Marschner et al. (2015) e Li et al. (2018), avaliando a semeadura de capim em consórcio com milho utilizando doses de herbicida, também mostraram que elas não favoreceram a biomassa microbiana do solo.

4.1.3 Carbono oxidável e Índice de manejo do carbono

O teor médio de carbono oxidável pelo permanganato de potássio (638,20 mg kg⁻¹) foi menor no tratamento pecuária (Tabela 5). Por outro lado, o tratamento lavoura de milho, monocultivo, não diferiu estatisticamente ($P>0,05$) dos sistemas de integração lavoura-pecuária, o que pode ter sido ocasionado pelo aporte de resíduos oriundos de duas safras. Além disso, em ambas as semeaduras foi usado plantio direto. Entre os demais tratamentos, a maior concentração de COx foi no tratamento ILP3 (752,61 mg kg⁻¹), mas a diferença não foi significativa ($P>0,05$).

Parte das variações observadas nas concentrações de COx (Tabela 5) estão associadas à labilidade e à facilidade dessa forma de carbono sofrer alterações de acordo com o aporte de resíduos, manejo animal e adubação. Weil et al. (2003) afirmaram que, em comparação com o COT, o COx estima um reservatório de C mais estreitamente associado às funções biológicas do solo. Neste estudo, o COx e o IMC foram significativamente maiores nas áreas em que foram usados sistemas de integração (Tabela 5), sugerindo que as áreas mais ricas, com maior deposição de materiais orgânicos, são as que apresentam maior eficiência da microbiota do solo.

A concentração de COx e de C-BMS no solo refletiram diretamente no valor médio do IMC (Tabela 5). Deste modo, o tratamento ILP2 apresentou a menor média (49,97) para esse indicador, semelhante à obtida nos tratamentos lavoura e pecuária ($P>0,05$). O tratamento ILP2 também foi o que apresentou a menor média do indicador C-BMS (Tabela 5), o que confirma que os indicadores COx e IMC estão ligados diretamente com a eficiência da biomassa microbiana do solo.

O IMC, índice sugerido por Blair et al. (1995), leva em consideração aspectos da labilidade da MOS e permite comparar as mudanças que ocorrem no COT e no COx em consequência do uso e manejo do solo. Os sistemas de integração ILP1, ILP3 e ILP4 (Tabela 5) apresentaram as maiores médias de IMC, apesar de não existir diferença estatística ($P>0,05$) em relação aos tratamentos lavoura e pecuária. Silva et al. (2011), Loss et al. (2013) e Bieluczyk et al. (2017), comparando frações lábeis de carbono em sistemas de integração lavoura-pecuária e monocultivos, verificaram que quanto maior o aporte de resíduos no solo (em sistemas de integração lavoura-pecuária), maior o carbono lábil e o IMC, independentemente da intensidade de pastejo.

As épocas em que foram realizadas as coletas de solo influenciaram nos teores médios ($P<0,05$) de COx e nos valores de IMC (Tabela 5). A concentração de COx e IMC foram menores no mês de janeiro de 2018. O mês de janeiro de 2018 foi a época de coleta em que ocorreu maior precipitação pluvial no local do experimento (Figura 1). Também foi a época de coleta em que o COx e o IMC apresentaram os menores valores (Tabela 5). Isso ocorre devido as populações microbianas e a atividade respiratória no solo serem mais ativas durante esse período, e compostos contendo COx podem passar por mineralização rápida na camada mais superficial, em relação à camadas mais profundas do solo, causando diminuição na concentração de COx por serem mais rapidamente oxidados ou convertidos em COT (Wang et al., 2017).

Com esse estudo foi possível detectar algumas diferenças nas concentrações de C-BMS, COx e IMC entre os sistemas de integração lavoura-pecuária e sistema de pastagem convencional em ecossistemas tropicais, que são importantes impulsionadores do ciclo de carbono. Os resultados obtidos têm implicações importantes na compreensão de como a comunidade microbiana do solo responde rapidamente às mudanças realizadas pelo sistema de manejo adotado, e como

indicadores de carbono do solo podem ser incorporados nos modelos de sustentabilidade do ecossistema.

4.2 Formas de nitrogênio indicadoras de qualidade do solo

As formas de nitrogênio indicadoras de qualidade do solo: nitrogênio da biomassa microbiana (N-BMS) e relação C:N da biomassa microbiana do solo (C:N-BMS) apresentaram diferenças entre os tratamentos ($P < 0,05$), ou seja, foram sensíveis ao manejo adotado no solo (Tabela 6). Por outro lado, os indicadores nitrogênio total (NT) e relação C:N do solo (Tabela 6) não variaram entre os tratamentos ($P > 0,05$).

Tabela 6. Análise de variância das formas de N indicadoras de qualidade do solo em função dos sistemas de manejo, profundidades e época de coleta de solo.

	NT	C:N do solo	N-BMS	C:N BMS
----- P-Valor -----				
Tratamentos (Trat)	0,32 ^{NS}	0,34 ^{NS}	5,6x10 ^{-06***}	0,01 [*]
Profundidade (Prof)	0,05 ^{NS}	0,07 ^{NS}	0,01 [*]	0,02 [*]
Época (E)	0,02 [*]	0,82 ^{NS}	0,0001 ^{***}	0,004 ^{**}
Trat x Prof	0,93 ^{NS}	0,96 ^{NS}	0,03 [*]	0,46 ^{NS}
Prof x E	0,81 ^{NS}	0,44 ^{NS}	0,001 ^{**}	0,02 [*]
Trat x E	0,88 ^{NS}	0,83 ^{NS}	9x10 ^{-0,8***}	0,003 ^{**}
CV (%)				
Tratamentos (Trat)	12,7	11,1	14,6	26,6
Profundidade (Prof)	7,4	9,1	32,7	26,2
Época (E)	9,9	9,7	28	23,4

Em que: CV = coeficiente de variação, NS = não significativo, * = significativo a 5% de probabilidade, *** = significativo a 0,1% de probabilidade. NT = nitrogênio orgânico total, N-BMS = nitrogênio da biomassa microbiana do solo, N-DVD = nitrogênio orgânico mineralizável, C:N total = relação carbono e nitrogênio total, C:N BMS = relação carbono e nitrogênio da biomassa microbiana total.

Em relação às profundidades, o nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N-BMS) foi o único indicador que apresentou efeito ($P < 0,05$). As épocas em que foram realizadas as coletas de solo influenciaram todos os indicadores de nitrogênio ($P < 0,05$), exceto a relação C:N do solo (Tabela 6).

4.2.1 Nitrogênio total e relação C:N do solo

O nitrogênio total (NT) não variou entre os tratamentos e as profundidades de coleta do solo ($P>0,05$) (Tabela 7). Por ser formado em sua maior parte por uma fração passiva, que apresenta ciclagem lenta, o nitrogênio total não varia facilmente no solo, de forma oposta ao que ocorre com as frações ativas, que representam a menor parte do NT, cerca de 10 a 15%, e que inclui a biomassa microbiana (Cantarella, 2007).

Tabela 7. Formas de N indicadoras de qualidade do solo em função dos sistemas de manejo, profundidades e época de coleta de solo.

Tratamento	NT	C:N do solo	N-BMS	C:N BMS
----- mg kg ⁻¹ -----				
Lavoura	2,36 a	14,81 a	5,89 b	8,67 a
Pecuária	2,33 a	15,25 a	7,04 ab	6,47 ab
ILP1	2,40 a	15,17 a	6,71 ab	6,11 ab
ILP2	2,34 a	15,55 a	7,18 ab	3,91 b
ILP3	2,43 a	14,58 a	8,49 a	4,42 b
ILP4	2,55 a	14,37 a	8,69 a	3,76 b
Profundidade				
0,0-0,10 m	2,44 a	15,28 a	8,00 a	5,70 a
0,10-0,20 m	2,36 a	14,63 a	6,66 b	5,42 a
Época				
mar/17	2,49 a	15,58 a	6,46 b	5,00 b
out/17	2,33b	14,93 a	6,93 b	5,26 b
jan/18	2,38 ab	14,36 a	8,59 a	6,41 a

Em que: médias seguidas de letras iguais na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. NT = nitrogênio orgânico total, N-BMS = nitrogênio da biomassa microbiana do solo, N-DVD = nitrogênio orgânico mineralizável, C:N total = relação carbono e nitrogênio total, C:N BMS = relação carbono e nitrogênio da biomassa microbiana total; ILP1-milho mais capim-marandu semeados simultaneamente; ILP2-milho mais capim-marandu + herbicida nicosulfuron; ILP3- milho mais capim-marandu semeado na adubação de cobertura do milho; ILP4- milho mais capim-marandu semeado na linha e na entrelinha do milho + herbicida nicosulfuron.

O nitrogênio total apresentou diferença estatística entre as épocas de coleta ($P < 0,05$). No mês de março de 2017 foram observadas as maiores concentrações, mas elas não diferiram estatisticamente ($P > 0,05$) do mês de janeiro de 2018 (Tabela 7). Essas mudanças nos teores de NT entre as épocas de coleta de solo (Figura 1) podem estar ligadas à microbiota do solo (Liu et al., 2016), uma vez que a proporção da microbiota se altera em função de mudanças ambientais, principalmente com a precipitação pluvial, o que já foi enfatizado em estudos que avaliaram a resposta do NT à frequência de precipitação pluvial, temperatura e mudanças ambientais (Niu et al., 2016; Nelson et al., 2016; Zhu et al., 2018).

A relação C:N do solo (Tabela 7) não variou entre os tratamentos, profundidades e épocas ($P > 0,05$). Isso pode ter ocorrido porque nos ciclos do carbono e do nitrogênio no solo, a relação C:N determina a taxa de decomposição de qualquer material orgânico incorporado ou não ao solo, e depende principalmente do tipo de material depositado (Cantarella, 2007). Alguns autores afirmam que em relação C:N menor que 20:1 ocorre maior mineralização da MOS, o que quer dizer que pode ocorrer acréscimo de N disponível para as plantas (Giacomini et al., 2003; Poffenbarger et al., 2018, Sheng et al., 2018).

Os tratamentos de monocultivos e de integração não diferenciaram estatisticamente ($P > 0,05$) na relação C:N por terem a mesma espécie de resíduo vegetal no solo, mesmo no tratamento de monocultivo de Pecuária (Tabela 7), com a média de relação C:N variando entre os tratamentos de 14 a 15. Para alguns autores (Giacomini et al., 2003; Sandini et al., 2011; Costa et al., 2015), uma das características dos sistemas de integração lavoura-pecuária, formados principalmente pela consorciação de milho e capim, é a oscilação do C e do N orgânico do solo ao longo da rotação, isso porque o C e o N diminuem durante a fase de lavoura e se recuperam rapidamente durante a fase de pastagem perene, principalmente por causa da menor relação C:N.

4.2.2 Nitrogênio da biomassa microbiana do solo (BMS) e relação C:N da BMS

Os valores de N-BMS variaram de 8,69 mg kg⁻¹ a 5,89 mg kg⁻¹ entre os tratamentos (Tabela 7), foram maiores na camada de 0,0-0,10 m, e na coleta realizada no mês de janeiro. Os tratamentos que apresentaram as maiores concentrações foram

o ILP3 e o ILP4, mas não diferiram estatisticamente ($P>0,05$) dos demais tratamentos, exceto o do monocultivo de Lavoura. Uma redução de 32% foi observada no tratamento lavoura, quando comparado com o tratamento que apresentou a maior concentração (ILP4), mas estatisticamente, não diferiu ($P>0,05$) dos tratamentos Pecuária, ILP1 e ILP2.

Nos tratamentos em que foram feitas as semeaduras do capim na adubação (ILP3) e na linha e na entrelinha (ILP4) do milho o N-BMS aumentou (Tabela 7), o que pode ter sido ocasionado pela maior deposição de material na cobertura do solo, causado principalmente pela forma de semeadura do capim, e pela sinergia que ocorre com a entrada dos animais no sistema (Costa et al., 2015; Oliveira et al., 2016; Rakkar et al., 2017). Vale ressaltar que, apesar de alguns sistemas de integração lavoura-pecuária não terem se diferenciado dos monocultivos, a redução de 32% observada no tratamento lavoura é bastante justificável, principalmente pelo fato de ser o único tratamento em que não havia animais.

A diferença entre os tratamentos de integração lavoura-pecuária, e o monocultivo de milho ocorreu porque a microbiota do solo foi estimulada principalmente pelo fornecimento contínuo de resíduos vegetais com composições químicas e graus de suscetibilidade à decomposição diferentes, o que favorece a sobrevivência e o crescimento de diversos grupos de organismos (Ferreira et al., 2011; Buchkowski et al., 2015).

Nos últimos anos, a recuperação de pastagens através da implementação de ILP em Latossolos aumentou o C e o N da BMS, mesmo quando comparado com matas nativas (Lemaire et al., 2014; Costa et al., 2015; Oliveira et al., 2016). Os sistemas de integração lavoura-pecuária com animais geralmente apresentam altos níveis de biomassa microbiana, associados a maiores teores de matéria orgânica do solo, resultando em maior qualidade do solo (Lopes et al., 2013; Lemaire et al., 2014; Oliveira et al., 2016; Grillot et al., 2018).

Na Figura 1 pode ser observado que durante o mês de janeiro de 2018 houve maior precipitação pluvial. Sabe-se que a maior proporção de MOS se concentra nas primeiras camadas do solo, nas quais a maior proporção da microbiota viva também se concentra. Logo, a precipitação tem influência direta na proporção de

microrganismos existentes na camada superficial do solo (Buchkowski et al., 2015; Liu et al., 2016; Homyak et al., 2017).

A relação C:N da BMS (Tabela 7) apresentou diferença ($P < 0,05$) entre os tratamentos, e o monocultivo de milho foi o que resultou em maior relação, mas não diferiu dos tratamentos Pecuária e ILP1. Um fato interessante a ser observado é que os sistemas de integração lavoura-pecuária não diferiram do tratamento monocultivo de Pecuária. Esse fato pode ter ocorrido principalmente pela presença de animais nesses tratamentos, em comparação ao tratamento que continha apenas milho (Oliveira et al., 2016).

A influência da biomassa vegetal na ciclagem de C e N depende de quanto ela pode influenciar na relação entre oferta e demanda de nutrientes. Especificamente, a BMS tem maior influência quando as razões C:N do solo estão próximas da relação C:N da BMS (Krumins, 2014; Buchkowski et al., 2015), porque a qualidade do resíduo e a entrada de animais no sistema vão ditar a proporção e as espécies da microbiota que vão atuar na ciclagem dos nutrientes (Spohn, 2015; Finn et al., 2015; Oliveira et al., 2016; Grillot et al., 2018).

4.2.3 Interação entre os fatores para o nitrogênio da biomassa microbiana do solo

A concentração de nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N-BMS) apresentou interação significativa ($P < 0,05$) entre tratamentos e épocas de coleta de solo (Tabela 6), a qual está desdobrada na Tabela 8.

Os sistemas de integração lavoura-pecuária mantiveram os maiores teores médios de N-BMS em ambas as épocas de coleta de solo, principalmente os tratamentos ILP3 e ILP4 (Tabela 8). Por outro lado, o monocultivo de lavoura diminuiu em 76% a proporção de N-BMS durante o mês de março, quando comparado com o tratamento que apresentou o maior teor médio (ILP3). O monocultivo de pecuária, por sua vez, sofreu redução de 61% da época de coleta realizada no mês de março em relação a janeiro (estação chuvosa).

Com base nos resultados de N-BMS (Tabela 8), a consorciação de espécies favoreceu a manutenção da proporção de N-BMS em condições adequadas durante o ano inteiro, principalmente nos tratamentos em que foi realizada a semeadura do

capim na adubação de cobertura do milho (ILP3) e na linha e na entrelinha do milho (ILP4). Portanto, esses tratamentos cumpriram o seu objetivo, que é manter a cobertura do solo durante o ano inteiro.

Tabela 8. Nitrogênio da biomassa microbiana do solo em função das épocas de coleta de solo para cada tratamento e profundidades.

Tratamento	Nitrogênio da biomassa microbiana do solo			p
	mar/17	out/17	jan/18	
	----- mg kg ⁻¹ -----			
Lavoura	3,06 cB	3,71 bB	10,89 aA	0,0001**
Pecuária	8,82 bA	8,81 aA	3,48 cB	0,0001**
ILP1	8,26 bA	5,73 abA	6,15 bcA	0,07 ^{NS}
ILP2	7,86 bA	6,59 abA	7,09 bA	0,54 ^{NS}
ILP3	12,98 aA	6,77 abB	5,72 bcB	0,0001**
ILP4	9,08 bA	8,93 aA	8,07 abA	0,64 ^{NS}
p	0,0001**	0,0004**	0,0001**	
Profundidade				
0,0 - 0,10 m	8,30 aA	5,75 bB	7,95 aA	0,0006**
0,10 - 0,20 m	8,39 aA	7,77 aA	5,85 bB	0,0001**
p	0,88 ^{NS}	0,004**	0,003**	

Em que: letras minúsculas iguais nas colunas (tratamentos e profundidades) e letras maiúsculas iguais nas linhas (épocas de coleta) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; ILP1- milho mais capim-marandu semeados simultaneamente; ILP2- milho mais capim-marandu + herbicida nicosulfuron; ILP3- milho mais capim-marandu semeado na adubação de cobertura do milho; ILP4- milho mais capim-marandu semeado na linha e na entrelinha do milho + herbicida nicosulfuron.

Uma das características dos sistemas de integração lavoura-pastagem é o depósito intenso de C e N orgânico no solo ao longo da rotação (Tabela 8), que aumenta durante a fase da cultura perene, e se mantém durante a fase da cultura anual (Pravia et al., 2019). Essa manutenção da BMS durante o ano inteiro é explicada pela grande quantidade de resíduos depositada da espécie perene (capim) na fase de pastagem, que contribui três a sete vezes mais com a ciclagem de C e N orgânico no solo (Dupont et al., 2014; Canarini et al., 2016). Esse N orgânico acumulado durante a fase de pastagem é gradualmente mineralizado, reduzindo as necessidades anuais de fertilizantes nitrogenados (Buchkowski et al., 2015; Liebig et al., 2017; Portilho et al., 2018).

Ao contrário dos tratamentos de integração lavoura-pecuária, os monocultivos não conseguem manter a biomassa microbiana durante o ano inteiro (Tabela 8), porque são colonizados por comunidade microbiana específica que depende da espécie de planta e da entrada de animais, entre outros fatores (Van Der Heijden et al., 2008; Berg et al., 2009; Singh e Gupta, 2018), que podem se concentrar durante as estações chuvosas (Pecuária), ou durante as estações secas (Lavoura).

A diversidade bacteriana também pode ser influenciada por condições geoquímicas e de drenagem do solo. Os aeróbios podem ser parcialmente eliminados durante os períodos de saturação de água, o que beneficia as espécies mais adaptadas ao estresse hídrico (Douterelo et al., 2009).

Os efeitos da monocultura prolongada já foram estudados por Moreira e Siqueira (2002), e foi demonstrado que cultivos com mais de dois anos tendem a tornar alguns gêneros de bactérias dominantes por causa de determinado resíduo, não havendo diversificação de gêneros. Dessa forma, os resíduos influenciam na composição da microbiota do solo e podem se tornar mais seletivos e sensíveis com o tempo.

O nitrogênio da biomassa microbiana do solo também apresentou interação significativa ($P < 0,05$) entre profundidades e épocas em que foram realizadas as coletas de solo (Tabela 6), efeito que foi desdobrado na Tabela 8. No mês de março não houve diferença estatística ($P > 0,05$). No mês de outubro, o N-BMS se concentrou na camada de 0,10 a 0,20 m, enquanto que no mês de janeiro ele se concentrou na camada de 0,0 a 0,10 m.

Os microrganismos do solo variam muito de acordo com as condições a que são submetidos, e suas proporções podem variar bastante devido a fatores ambientais ou sistemas de manejos, por isso são indicadores muito sensíveis. Um fato interessante a ser observado, é que maior proporção de N da BMS quando houve temperaturas mais altas e menor quantidade de água disponível na primeira camada do solo (Figura 1), estava nas camadas mais profundas (Tabela 8).

A seca em algumas estações do ano pode influenciar a ciclagem de N, porque a disponibilidade de água mantém a hidratação dos microrganismos que fixam e transformam N (Greaver et al., 2016; Homyak et al., 2017). A microbiota responde aos menores potenciais hídricos através de mudanças na fisiologia e na estrutura da

comunidade (Schimel et al., 2007; Nielsen e Ball, 2014), os quais podem alterar as taxas de ciclagem e disponibilidade de N (Fuchslueger et al., 2014).

A atividade nitrificadora da microbiota diminui com a diminuição do potencial hídrico (Homyak et al., 2017). No entanto, a mineralização de N pode continuar em solos secos (Reichmann et al., 2013; Homyak et al., 2016), quando alguns microrganismos são tolerantes à seca. Contudo, a falta de água pode limitar a absorção de N disponível pelas plantas (Zhong et al., 2014).

O nitrogênio da biomassa microbiana do solo apresentou interação significativa ($P < 0,05$) entre tratamentos e profundidades de coleta de solo (Tabela 6), e o desdobramento da interação está na Tabela 9. Na profundidade de 0,0 a 0,10 m, os teores de N-BMS foram maiores nos tratamentos Pecuária e ILP4, mas não diferiram estatisticamente dos tratamentos Lavoura, ILP2 e ILP3. Na camada de 0,10 a 0,20 m, as maiores concentrações de N-BMS ocorreram nos sistemas de integração lavoura-pecuária ($P > 0,05$).

Ao contrário dos tratamentos de monocultivos, nos sistemas de integração lavoura-pecuária o N-BMS se manteve até a camada mais profunda (Tabela 9). A introdução de capim-marandu em consórcio com o plantio de milho pode favorecer o N-BMS, o que pode representar maior eficiência e disponibilidade do N em curto prazo (Berg et al., 2009; Coser et al., 2016).

Tabela 9. Nitrogênio da biomassa microbiana do solo em função das profundidades de coleta de solo para cada tratamento.

Tratamento	Nitrogênio da biomassa microbiana do solo		p
	0,0 - 0,10 m	0,10 - 0,20 m	
	----- mg kg ⁻¹ -----		
Lavoura	6,69 abA	5,08 bA	0,11 ^{NS}
Pecuária	9,20 aA	4,87 bB	0,0006**
ILP1	4,44 bB	8,99 aA	0,0004**
ILP2	7,10 abA	7,26 abA	0,87 ^{NS}
ILP3	6,88 abB	10,10 aA	0,005**
ILP4	6,97 aA	7,71 abA	0,06 ^{NS}
p	0,0003**	0,0001**	

Em que: letras iguais na coluna em minúsculo (tratamentos) e na linha em maiúsculo (profundidade de coleta) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; ILP1-milho mais capim-marandu semeados simultaneamente; ILP2-milho mais capim-marandu + herbicida nicosulfuron; ILP3- milho mais capim-marandu semeado na adubação de cobertura do milho; ILP4- milho mais capim-marandu semeado na linha e na entrelinha do milho + herbicida nicosulfuron.

A interação positiva entre os tratamentos de integração e profundidades (Tabela 9) pode ser explicada pelos exsudatos radiculares liberados do capim-

marandu durante a decomposição do resíduo de milho, que inibe a nitrificação (Subbarao et al., 2006) e pode reduzir as perdas de N na forma de NO_3^- , aumentando a biomassa microbiana do solo até camadas mais profundas (Coser et al., 2016).

Comparando os tratamentos, o monocultivo de Pecuária diminuiu o N-BMS em torno de 49% na camada de solo de 0,10-0,20 m. Por outro lado, o tratamento ILP1 apresentou aumento de 51% no N-BMS nessa mesma profundidade, possivelmente devido aos inibidores de nitrificação liberados por esta forragem em conjunto com os resíduos de milho no solo.

Os resultados obtidos enfatizam a importância do consórcio entre milho, capim *Uruchloa brizantha* cv. marandu e a entrada de gado de corte no sistema para aumentar a BMS. Os sistemas de integração lavoura-pecuária são considerados práticas de gestão eficazes para melhorar a qualidade do solo (Coser et al., 2016; Pacheco et al., 2017; Assis et al., 2017). A introdução de pastagens após o ciclo do milho pode aumentar a cobertura vegetativa permanente, reduzir a perturbação do solo e estabilizar os agregados do solo (Lemaire et al., 2014; Rakkar et al., 2017; Viaud et al., 2018).

4.2.4 Interações entre os fatores para a relação C:N da biomassa microbiana do solo

A relação carbono:nitrogênio da biomassa microbiana do solo (C:N-BMS) apresentou interação significativa ($P < 0,05$) entre tratamentos e épocas de coleta de solo (Tabela 6), a qual está desdobrada na Tabela 10. Nos meses de março e outubro, o tratamento Lavoura apresentou a maior relação C:N da BMS. No mês de janeiro, nos tratamentos Pecuária e ILP1 as relações C:N da BMS aumentaram quando comparadas com os demais meses.

No tratamento de Lavoura a relação C:N da BMS aumentou em 72% nos meses de março e outubro, comparado com os demais tratamentos de integração lavoura-pecuária e com a pecuária. Isso pode ser justificado por causa do resíduo do milho apresentar relação C:N alta, rico em hemicelulose, celulose e lignina, e tender a ser colonizado particularmente por fungos, não sendo conhecidas as razões para que isto ocorra (Moreira e Siqueira, 2002).

A relação C:N do solo é diretamente proporcional a relação C:N da BMS. Por exemplo, se a relação C:N do solo for alta, a oferta de C orgânico é muito maior em relação ao N orgânico, aumentando a proporção de C para N nas células microbianas.

Tabela 10. Relação carbono :nitrogênio da biomassa microbiana do solo (C:N) em função das épocas de coleta de solo para cada tratamento e profundidades.

Tratamento	C:N BMS			p
	mar/17	out/17	jan/18	
Lavoura	12,17 aA	10,93 aA	2,90 cB	0,0001**
Pecuária	4,45 bB	3,35 bB	11,62 aA	0,0001**
ILP1	3,20 bB	5,54 bB	9,59 abA	0,0001**
ILP2	3,57 bA	3,64 bA	4,52 cA	0,77 ^{NS}
ILP3	3,16 bA	4,96 bA	5,15 bcA	0,33 ^{NS}
ILP4	3,48 bA	3,12 bA	4,70 cA	0,53 ^{NS}
p	0,0001**	0,0001**	0,0001**	
Profundidade				
0,0-0,10 m	4,72 aA	6,09 aA	6,54 aA	0,14 ^{NS}
0,10-0,20 m	5,29 aA	4,43 bA	6,29 aA	0,06 ^{NS}
p	0,47 ^{NS}	0,04*	0,75 ^{NS}	

Em que: letras iguais na coluna em minúsculo (tratamentos e profundidades) e na linha em maiúsculo (épocas de coleta) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; ILP1-milho mais capim-marandu semeados simultaneamente; ILP2-milho mais capim-marandu + herbicida nicosulfuron; ILP3- milho mais capim-marandu semeado na adubação de cobertura do milho; ILP4- milho mais capim-marandu semeado na linha e na entrelinha do milho + herbicida nicosulfuron.

No mês de janeiro, a relação C:N da BMS do monocultivo de lavoura diminuiu 75% comparado aos demais meses. Vale lembrar que a última colheita de milho nesse tratamento foi realizada no mês de maio de 2017, e 8 meses depois foi realizada a terceira coleta de solo (janeiro), período em que pode ter havido diminuição de resíduo disponível, e maior perda acumulada de C durante os meses de pousio.

De modo oposto ao observado no monocultivo de lavoura, os tratamentos de integração lavoura-pecuária e cultivo de capim apresentaram os menores teores médios de N-BMS nas primeiras duas épocas de coleta de solo (Tabela 10). Esse fato pode ter sido ocasionado pela entrada dos animais no sistema, pela colheita de apenas um ciclo do milho, e pela interação entre os resíduos de animais e das gramíneas no solo. As forrageiras geralmente aumentam os aportes de C do solo através da exsudação da raiz e produção de liteira, o que, por sua vez, pode estimular a decomposição microbiana no solo (Subbarao et al., 2006; Oliveira et al., 2016). Além disso, a cessação das operações de preparo do solo geralmente reduz os distúrbios e proporciona melhor proteção do C orgânico contra a decomposição microbiana e,

por sua vez, altera a biomassa microbiana e a estrutura da comunidade (Gupta e Germida, 2015; Kabiri et al., 2016; Zuber e Villamil, 2016).

As profundidades e épocas de coleta também apresentaram interação significativa ($P < 0,05$). A relação C:N-BMS não diferenciou estatisticamente ($P > 0,05$) entre as camadas de solo durante os meses de março e janeiro (Tabela 10), mas durante o mês de outubro aumentou ($P < 0,05$) apenas na primeira camada de solo (0,0 a 0,10 m).

Analisando a Figura 1, antes da época de coleta realizada no mês de outubro houve um período de seca no local do experimento com duração de quatro meses, voltando a ter precipitação pluvial de 100 mm durante esse mês, o que pode ter favorecido a biomassa microbiana nessa primeira camada de solo (Bérard et al., 2015; Supramaniam et al., 2016).

A relação C:N-BMS apresentou interação significativa ($P < 0,05$) entre tratamentos e profundidades de coleta de solo (Tabela 6), e os efeitos foram desdobrados e estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Relação da C:N da biomassa microbiana do solo (C:N BMS) em função das profundidades de coleta de solo para cada tratamento.

Tratamento	C:N da BMS		p
	0,0 - 0,10 m	0,10 - 0,20 m	
Lavoura	9,96 aA	7,38 abB	0,02*
Pecuária	4,15 bB	8,80 aA	0,003**
ILP1	9,14 aA	3,09 cB	0,0001**
ILP2	3,46 bA	4,36 bcA	0,35 ^{NS}
ILP3	4,40 bA	4,44 bcA	0,96 ^{NS}
ILP4	3,09 bA	4,44 bcA	0,17 ^{NS}
p	0,0001**	0,0001**	

Em que: letras iguais na coluna em minúsculo (tratamentos) e na linha em maiúsculo (profundidades de coleta) não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; ILP1-milho mais capim-marandu semeados simultaneamente; ILP2-milho mais capim-marandu + herbicida nicosulfuron; ILP3-milho mais capim-marandu semeado na adubação de cobertura do milho; ILP4- milho mais capim-marandu semeado na linha e na entrelinha do milho + herbicida nicosulfuron.

Na profundidade de 0,0 a 0,10 m, a relação C:N-BMS foi maior nos tratamentos Lavoura e ILP1. Na camada de 0,10 a 0,20 cm, as maiores relações C:N-BMS foram

nos tratamentos de monocultivos, mas os tratamentos de integração lavoura-pecuária não diferiram do monocultivo de lavoura. Como dito anteriormente, o que diferiu o tratamento lavoura dos demais foram as duas colheitas do milho, o que pode ter ocasionado maior relação C:N da BMS na primeira camada do solo, com reflexo na camada mais profunda (Tabela 11).

A relação C:N da BMS nos tratamentos de integração lavoura-pecuária indica que a qualidade dos resíduos adicionados ao solo pode ser muito melhor, e os processos de transformação de C e N no solo podem ocorrer mais rapidamente, ao contrário do tratamento lavoura. Nos sistemas de integração lavoura-pecuária pode ter havido predomínio do processo de mineralização, liberando maior quantidade de nutrientes no solo, que são prontamente disponíveis para as plantas.

Além de alterar a ciclagem de nutrientes, os monocultivos degradam a estrutura do solo através da destruição física dos agregados. Nos monocultivos, as interações planta-solo são frequentemente interrompidas pela intensidade das atividades, alterando a dinâmica de C e N no solo e aumentando os riscos ambientais pelas perdas das formas de N (Attard et al., 2016; Massunga et al., 2016; Osterholz et al., 2018). Por isso, é importante incluir práticas agrícolas eficientes para reduzir esses riscos, como o consórcio entre culturas.

Em estudos anteriores de sistemas de integração lavoura-pecuária houve maior eficiência na ciclagem dos nutrientes na integração quando comparada com monocultivos (Lemaire et al., 2015; Liebig et al., 2017; Erkossa et al., 2018; Pravia et al., 2019). Nos sistemas de integração lavoura-pecuária, a ciclagem de nutrientes através do gado pode diminuir a dependência de insumos sintéticos (Pravia et al., 2019), mas o excesso de nutrientes do gado nas áreas cultiváveis pode ameaçar a qualidade da água (Smoroń, 2016). Assim, alcançar o equilíbrio entre ciclagem de nutrientes no tempo e no espaço é de suma importância para manter a viabilidade dos sistemas de integração agropecuária (Costa et al., 2015; Liebig et al., 2017; Portilho et al., 2018; Smith et al., 2018).

Em resumo, com esse estudo foi possível detectar diferença nas concentrações dos indicadores de nitrogênio avaliados entre os sistemas de monocultivos e de integração lavoura-pecuária. Dentre os indicadores, os microbiológicos de qualidade do solo (N-BMS e relação de C:N da BMS) foram mais sensíveis e eficientes para

avaliações de curto prazo, com possibilidade de indicar em qual sistema vai ocorrer a maior ciclagem de nutrientes no solo. Entre os tratamentos avaliados, os sistemas de integração lavoura-pecuária apresentaram os melhores resultados dos indicadores de nitrogênio, principalmente o ILP3 e o ILP4.

5. CONCLUSÕES

- O carbono da biomassa microbiana e o índice de manejo do carbono foram os indicadores de carbono mais sensíveis e eficientes para avaliar em curto prazo os efeitos dos sistemas de manejo e indicar em qual situação vai ocorrer a maior ciclagem de nutrientes no solo.
- Dentre as formas de nitrogênio, os indicadores microbiológicos de qualidade do solo (nitrogênio da biomassa microbiana e relação C:N da biomassa microbiana) foram os mais sensíveis e eficientes para avaliar, em curto prazo, os efeitos dos sistemas de manejo, e indicar em qual situação vai ocorrer a maior ciclagem de nutrientes no solo.
- Os tratamentos milho mais capim-marandu semeados simultaneamente, milho mais capim-marandu semeado na adubação de cobertura do milho, e milho mais capim-marandu semeado na linha e na entrelinha do milho + herbicida nicosulfuron apresentaram os maiores ganhos de qualidade de solo em curto prazo, e são considerados sistemas com maior resposta de sustentabilidade ambiental.

6. REFERÊNCIAS

Acosta JAA, Amadol TJC, Silva LS, Santi A, Weber MA (2014) Decomposição da fitomassa de plantas de cobertura e liberação de nitrogênio em função da quantidade de resíduos aportada ao solo sob sistema plantio direto. **Revista Ciência Rural** 44: 801-809.

Alvarenga RC, Noce MA (2005) **Integração lavoura-pecuária**. Embrapa: Milho e Sorgo.

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Moraes G, Leonardo J, Sparovek G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift** 22:711-728.

Alves BJR, Santos JCF, Urquiaga S, Boddey RM (1994) Métodos de determinação do nitrogênio em solo e planta. In.: Hungria M, Araújo RS (Eds.) **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília, DF: EMBRAPA, p. 449-469.

Almeida RG, Oliveira PPA, Macedo MCM, Pezzopane JRM (2011) Recuperação de pastagens degradadas e impactos da pecuária na emissão de gases de efeito estufa. In.: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE MELHORAMENTO DE FORRAGEIRAS, **Anais...** Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, p. 384–400.

Alvarenga RC, Porfirio-da-Silva V, Gontijo Neto MM, Vianc MCM, Vilela L (2010) Sistema integração lavoura-pecuária-floresta: condicionamento do solo e intensificação da produção de lavouras. **Informe agropecuário** 31:59.

Anghinoni I, Carvalho PCF, Costa SEVGA (2013) Abordagem sistêmica do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária de produção agrícola e pecuária no subtropical brasileiro. **Tópicos em Ciência do Sol** 8:325-380.

Araújo EA, Ker JC, Neves JCL, Lani JL (2012). Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. *Applied Research & Agrotechnology* 5:187-206.

Assmann JM, Anghinoni I, Martins AP, Andrade SEVG, Cecagno D, Carlos FS, Carvalho PCF (2014) Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. *Agriculture, ecosystems & environment* 190:52-59.

Assis PCR, Stone LF, Silveira ALRD, Oliveira JDM, Wruck FJ, Madari BE (2017) Biological Soil Properties in Integrated Crop-Livestock-Forest Systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 41:1-12.

Attard E, Le Roux X, Charrier X, Delfosse O, Guillaumaud N, Lemaire G, Recous S (2016) Delayed and asymmetric responses of soil C pools and N fluxes to grassland/cropland conversions. **Soil Biology and Biochemistry** 97:31-39.

Awale R, Emeson MA, Machado S (2017) Soil organic carbon pools as early indicators for soil organic matter stock changes under different tillage practices in Inland Pacific Northwest. **Frontiers in Ecology and Evolution** 5:96.

Balbino LC, Cordeiro LAM, et al. (2011) Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 46:0-0

Balbino LC, Cordeiro LAM, Oliveira P, Kluthcouski J, Galerani PR, Vilela L (2012) Agricultura sustentável por meio da integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF). **Informações Agrônomicas** 138:1-18.

Batista K, Duarte AP, Ceccon G, Maria IC, Cantarella H (2011) Acúmulo de matéria seca e de nutrientes em forrageiras consorciadas com milho safrinha em função da adubação nitrogenada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 46:1154-1160.

Benbi DK, Kiranvir BRAR, Sharma S (2015) Sensitivity of labile soil organic carbon pools to long-term fertilizer, straw and manure management in rice-wheat system. **Pedosphere** 25:534-545.

Bérard A, Sassi MB, Kaisermann A, Renault P (2015) Soil microbial community responses to heat wave components: drought and high temperature. **Climate Research** 66:243-264.

Berg G, Smalla K (2009) Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. **FEMS microbiology ecology** 68:1-13.

Bieluczyk W, Pereira MG, Guareschi RF, Bonetti JA, Freó VA, Silva Neto EC (2017) Granulometric and oxidizable carbon fractions of soil organic matter in crop-livestock integration systems. **Semina: Ciências Agrárias** 38:607-622.

Blair GJ, Lefroy RDB, Lisle L (1995) 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** 46:1459-1466.

Boeni M, Bayer C et al. (2014) Organic matter composition in density fractions of Cerrado Ferralsols as revealed by CPMAS ¹³C NMR: Influence of pastureland, cropland and integrated crop-livestock. **Agriculture, ecosystems & environment** 190:80-86.

Bottega EL, Basso KC, Piva JT, Moraes RF (2017) Corn intercropped with tropical grasses. **Revista de Ciências Agroveterinárias** 16:18-25.

Brady NC, Weil RR (2009) **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. São Paulo: Bookman Editora.

Buchkowski RW, Schmitz OJ, Bradford MA (2015) Microbial stoichiometry overrides biomass as a regulator of soil carbon and nitrogen cycling. **Ecology** 96:1139-1149.

Canarini A, Carrillo Y, Mariotte P, Ingram L, Dijkstra FA (2016) Soil microbial community resistance to drought and links to C stabilization in an Australian grassland. **Soil Biology and Biochemistry** 103:171-180.

Cantarella H (2007) Nitrogênio. In.: Novais RF et al. (Eds.) **Fertilidade do Solo**. Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, p.375-470.

Chávez LF, Escobar LF, Anghinoni I, Carvalho PCF, Meurer EJ (2012) Diversidade metabólica e atividade microbiana no solo em sistema de integração lavoura pecuária sob intensidades de pastejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 46:1254-1261.

Chi Y, Shi H, Zheng W, Sun J (2017) Multiple gradient effects on spatial distribution of island soil microbial biomass. **European Journal of Soil Biology** 83:65-75.

Conant RT, Cerri CE, Osborne BB, Paustian K (2017) Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. **Ecological Applications** 27:662-668.

Cong WF, Hofflan E et al. (2015) Intercropping enhances soil carbon and nitrogen. **Global change biology** 21:1715-1726.

Costa NR, Andreotti M, et al. (2015) Atributos do Solo e Acúmulo de Carbono na Integração Lavoura-Pecuária em Sistema Plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 39:852-863.

Coser TR, Ramos MLG, et al. (2016) Soil microbiological properties and available nitrogen for corn in monoculture and intercropped with forage. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 51:660-1667.

Culman SW, Snapp SS, et al. (2012) Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. **Soil Science Society of America Journal** 76:494-504.

Deng Q, Cheng X, Hui D, Zhang Q, Li M, Zhang Q (2016) Soil microbial community and its interaction with soil carbon and nitrogen dynamics following afforestation in central China. **Science of the Total Environment** 541:230-237.

Dupont DT, Beniston J, Glover JD, Hodson A, Culman SW, Lal R, Ferris R (2014) Root traits and soil properties in harvested perennial grassland, annual wheat, and never-tilled annual wheat. **Plant Soil** 381:405-420.

Douterelo I, Goulder R, Lillie M (2009) Response of the microbial community to water table variation and nutrient addition and its implications for in situ preservation of organic archaeological remains in wetland soils. **International Biodeterioration & Biodegradation**. 63:795-805

Doran JW, Sarrantonio M, Liebig MA (1996) Soil health and sustainability. **Advances in Agronomy** 56:30-31.

Drescher GL, Silva LS, Aita NT, Marques, LG, Morais, ADF, Busanello RL, Drescher MS (2016). Disponibilidade de nitrogênio para o arroz irrigado por inundação, pelo método de destilação a vapor direta. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 51:243-252.

Drobnik T, Greiner L, Keller A, Grêt-Regamey A (2018) Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. **Ecological Indicators** 94:151-169.

Duval ME, Galantini JA, Martínez JM, Limbozzi F (2018) Labile soil organic carbon for assessing soil quality: influence of management practices and edaphic conditions. **Catena** 171:316-326.

Erkossa T, Williams TO, Laekemariam F (2018) Integrated soil, water and agronomic management effects on crop productivity and selected soil properties in Western Ethiopia. **International Soil and Water Conservation Research** 6:305-316.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa dos Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA/CNPQ, 2013; p. 353.

Ferreira EPDB, Wendland A, Didonet AD (2011) Microbial biomass and enzyme activity of a Cerrado Oxisol under agroecological production system. **Bragantia** 70:899-907.

Finn D, Page K, et al. (2015) Effect of added nitrogen on plant litter decomposition depends on initial soil carbon and nitrogen stoichiometry. **Soil Biology and Biochemistry** 91:160-168.

Fuchslueger L, Bahn M, Fritz K, Hasibeder R, Richter A (2014) Experimental drought reduces the transfer of recently fixed plant carbon to soil microbes and alters the bacterial community composition in a mountain meadow. **New Phytologist** 201:916–927.

Fidalski J, Tormena CA, Cecato U, Barbero LM, Lugão SMB, Costa MAT (2008) Qualidade física do solo em pastagem adubada e sob pastejo contínuo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 43:1583-1590.

Fine AK, Van ES, Harold M, Schindelbeck RR (2017) Statistics, scoring functions, and regional analysis of a comprehensive soil health database. **Soil Science Society of America Journal** 81:589-601.

Galharte CA, Crestana S (2010) Avaliação do impacto ambiental da integração lavoura-pecuária: aspecto conservação ambiental no cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 14:1202-1209.

Grillot M, Guerrin F, Gaudou B, Masse D, Vayssières J (2018) Multi-level analysis of nutrient cycling within agro-sylvo-pastoral landscapes in West Africa using an agent-based model. **Environmental modelling & software** 107:267-280.

Ghosh BN, Meena VS, Alam NM, Dogra P, Bhattacharyya R, Sharma NK, Mishra PK (2016) Impact of conservation practices on soil aggregation and the carbon management index after seven years of maize–wheat cropping system in the Indian Himalayas. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 216:247-257.

Gupta VVSR, Germida JJ (2015) Soil aggregation: Influence on microbial biomass and implications for biological processes. **Soil Biology and Biochemistry** 80:3-9.

Giacomini SJ, Aita C, Vendruscolo ERO, Cubilla M, Nicoloso RS, Fries MR (2003) Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 27:325-334.

Greaver TL, Clark CM, et al. (2016) Key ecological responses to nitrogen are altered by climate change. **Nature Climate Change** 6:836.

Homyak PM, Sickman JO, Miller AE, Melack JM, Meixner T, Schimel JP (2014) Assessing N saturation in a seasonally dry chaparral watershed: Limitations of traditional indicators of N saturation. **Ecosystems** 17:1286–1305.

Homyak PM, Allison SD, Huxman TE, Goulden ML, Treseder KK (2017) Effects of Drought Manipulation on Soil Nitrogen Cycling: A Meta-Analysis. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences** 122:3260-3272.

Hurisso TT, Culman SW, et al. (2016) Comparison of permanganate-oxidizable carbon and mineralizable carbon for assessment of organic matter stabilization and mineralization. **Soil Science Society of America Journal** 80:1352-1364.

Hentz P, Carvalho NL, Luz LV, Barcellos AL (2014) Ciclagem de Nitrogênio em Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária. **Ciência e Natura** 36:663-676.

Jensen JL, Schjønning P, Watts CW, Christensen BT, Peltre C, Munkholm LJ (2019) Relating soil C and organic matter fractions to soil structural stability. **Geoderma** 337:834-843.

Kabiri V, Raiesi F, Ghazavi MA (2016) Tillage effects on soil microbial biomass, SOM mineralization and enzyme activity in a semi-arid Calcixerepts. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 232:73-84.

Karpouzas DG, Papadopoulou E, et al. (2014a) Effects of nicosulfuron on the abundance and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi used as indicators of pesticide soil microbial toxicity. **Ecological indicators** 39: 44-53.

Karpouzas DG, Kandeler E, et al. (2014b) A tiered assessment approach based on standardized methods to estimate the impact of nicosulfuron on the abundance and function of the soil microbial community. **Soil Biology and Biochemistry** 75:282-291.

Kopittke PM, Dalal RC, Finn D, Menzies NW (2017) Global changes in soil stocks of carbon, nitrogen, phosphorus, and sulphur as influenced by long-term agricultural production. **Global change biology** 23:2509-2519.

Krumins JA (2014) The positive effects of trophic interactions in soil. In **Interactions in Soil: Promoting Plant Growth**. Springer, Dordrecht, p. 81-94.

Lal, R. (2008). Challenges and opportunities in soil organic matter research. **European Journal of Soil Science** 60:158-169.

Lange M, Eisenhauer N, et al. (2015) Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. **Nature Communications** 6:6707.

Lemaire G, Franzluebbers A, Carvalho PCF, Dedieu B (2014) Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 190: 4-8.

Li Y, Chang SX, Tian L, Zhang Q (2018) Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: A global meta-analysis. **Soil Biology and Biochemistry** 121: 50-58.

Liang C, Balser TC (2011) Microbial production of recalcitrant organic matter in global soils: implications for productivity and climate policy. **Nature Reviews Microbiology** 9:75

Liang C, Schimel JP, Jastrow JD (2017) The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. **Nature Microbiology** 2:17105.

Liebig MA, Ryschawy J, Kronberg SL, Archer DW, Scholljegerdes EJ, Hendrickson JR, Tanaka DL (2017) Integrated crop-livestock system effects on soil N, P, and pH in a semiarid region. **Geoderma** 289:178-184.

Lima SF, Timossi PC, Almeida DP (2016) Métodos de semeadura e aplicação de 2,4-D na formação de braquiária *ruziziensis* para plantio direto. **Cultura Agrônômica: Rev de Cienci Agronom** 25:175-186.

Liu YR, Delgado-Baquerizo M, Trivedi P, He JZ, Singh BK (2016) Species identity of biocrust-forming lichens drives the response of soil nitrogen cycle to altered precipitation frequency and nitrogen amendment. **Soil Biology and Biochemistry** 96:128-136.

Liu X, Li L, Qi Z, Han J, Zhu Y (2017) Land-use impacts on profile distribution of labile and recalcitrant carbon in the Ili River Valley, northwest China. **Science of The Total Environment** 586:1038-1045.

Lisboa FM, Burak DL, Passos RR, Mendonça ES (2016) Indicadores de qualidade de Latossolo relacionados à degradação de pastagens. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 51:1184-1193.

Lopes AAC, Sousa DMG, Chaer GM, Reis Júnior FB, Goedert WJ, Mendes IC (2013) Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. **Soil Science Society of America Journal** 77:461-472.

Lorenz K, Lal R (2014) Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. **Agronomy for Sustainable Development** 34:443-454.

Lua Q, Zhanga J, Chena L (2017) Impact of monoculture of poplar on the rhizosphere microbial communities over time. **Pedosphere** 1-20.

Ludkiewicz MGZ, Araujo LC, Galindo FS, Zagato LQSD, Olivera ARF, Maruno TC, Santos-Araujo SN (2017) Short-term dynamic of soil fertility from integrated crop-livestock systems in tropical savanna. **Tropical and Subtropical Agroecosystems** 20.

Luo Z, Wang E, Sun OJ (2010) Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. **Agriculture, ecosystems & environment** 139:224-231.

Loss A, Pereira MG, Giácomo SG, Perin A, Anjos LHC (2011) Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura -pecuária. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira** 46:1269-1276.

Loss A, Pereira LMG, Perin A, Beutler SJ, Anjos LHC (2013) Oxidizable carbon and humic substances in rotation systems with brachiaria/livestock and pearl millet/no livestock in the Brazilian Cerrado. **Spanish Journal of Agricultural Research** 1: 217-231.

Lourente ERP, Silva EF, Mercante FM, Serra AP, Peixoto PPP, Sereia RC, Ensinas SC, Luiz Neto ALN, Alovise AMT, Marchetti ME, Cortez JW (2016) Agricultural management systems affect on physical, chemical and microbial soil properties. **Australian Journal of Crop Science**10: 683.

Marschner P, Hatam Z, Cavagnaro TR (2015) Soil respiration, microbial biomass and nutrient availability after the second amendment are influenced by legacy effects of prior residue addition. **Soil Biology and Biochemistry** 88:169-177.

Martuscello JA, Amorim PL, Ferreira PS, Ribeiro LS, Souza MW (2017) Morfogênese e estrutura do capim-braquiária em sistema de integração agricultura e pecuária. **Revista Ciência Agrícola** 15:33-42.

Masunga RH, Uzokwe VN, Mlay PD, Odeh I, Singh A, Buchan D, Neve S (2016) Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. **Applied Soil Ecology** 101:185-193.

Muñoz-Rojas M (2018) Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. **Current Opinion in Environmental Science & Health** 5:47-52.

Moharana PC, Sharma BM, Biswas DR, Dwivedi BS, Singh RV (2012) Long-term effect of nutrient management on soil fertility and soil organic carbon pools under a 6-year-old pearl millet–wheat cropping system in an Inceptisol of subtropical India. **Field Crops Research** 136:32-41.

Moraes A, Carvalho PCF, Anghinoni I, Lustosa SBC, Andrade SEVG, Kunrath TR (2014) Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. **European Journal of Agronomy** 57:4-9.

Moreira FMS, Siqueira JO (2002) **Microbiologia e bioquímica do solo**. Editora Ufla.

Monz CA, Reuss DE, Elliott ET (1991) Soil microbial biomass carbon and nitrogen estimates using 2450 MHz microwave irradiation or chloroform fumigation followed by direct extraction. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 34: 55-63.

Moreira TN (2017) **Alterações nas frações lábeis da matéria orgânica do solo em sistema de integração lavoura-pecuária recém implantado**. UNB, Brasília-DF, (Trabalho de conclusão de curso), 32p.

Morrow JG, Huggins DR, Carpenter-Boggs LA, Reganold JP (2016) Evaluating measures to assess soil health in long-term agroecosystem trials. **Soil Science Society American Journal**. 80:450-462.

Nascimento RS, Carvalho NL (2011) Integração lavoura-pecuária. **Monografias ambientais** 4:828-847.

NOVAIS, RF et al. (Eds.) (2007) **Fertilidade do Solo**. Viçosa – MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1017p.

Nelson MB, Martiny AC, Martiny JBH (2016) Global biogeography of microbial nitrogen-cycling traits in soil. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 113:8033-8040.

Nielsen UN, Ball BA (2015) Impacts of altered precipitation regimes on soil communities and biogeochemistry in arid and semi-arid ecosystems. **Global change biology** 21:1407-1421.

Niu S, Classen AT, et al. (2016) Global patterns and substrate-based mechanisms of the terrestrial nitrogen cycle. **Ecology Letters** 19:697-709.

Oliveira WRD, Ramos MLG, et al. (2016) Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture, and native cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 51:1501-1510.

Osterholz WR, Liebman M, Castellano MJ (2018) Can soil nitrogen dynamics explain the yield benefit of crop diversification?. **Field Crops Research** 219:33-42.

Oliveira DMS, Paustian K, Davies CA, Cherubin MR, Franco ALC, Cerri CC, Cerri CEP. (2016) Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 228:38-48.

Oliveira JM, Madari BE, et al. (2018) Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. **Regional Environmental Change** 18:105-116.

Pacheco LP, Monteiro MMS, Petter FA, Nóbrega JCA, Santos ASD (2017) Biomass and nutrient cycling by cover crops in Brazilian cerrado in the state of Piauí. **Revista Caatinga** 30:13-23.

Pariz CM, Costa C, Crusciol CAC, et al. (2017) Lamb production responses to grass grazing in a companion crop system with corn silage and oversowing of yellow oat in a tropical region. **Agricultural systems** 151:1-11.

Pravia MV, Kemanian AR, Terra JA, Shi Y, Macedo I, Goslee S (2019) Soil carbon saturation, productivity, and carbon and nitrogen cycling in crop-pasture rotations. **Agricultural Systems** 171:13-22.

Peron AJ, Evangelista AR (2004) Degradação de pastagens em regiões de cerrado. **Ciência e Agrotecnologia** 28:655-661.

Portilho IIR, Scorza Júnior RP, Salton JC, Mendes IC, Mercante, FM (2015) Persistência de inseticidas e parâmetros microbiológicos em solo sob sistemas de manejo. **Ciência Rural** 45:22-28.

Portilho IIR, Savin MC, Borges CD, Tsai SM, Mercante FM, Roscoe R, Carvalho LA (2018) Maintenance of N cycling gene communities with crop-livestock integration management in tropical agriculture systems. **Agriculture, ecosystems & environment** 267:52-62.

Powlson DS, Stirling CM, Jat ML, Gerard BG, Palm CA, Sanchez P, Cassman KG (2014) Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. **Nature Climate Change** 4:678.

Poffenbarger H, Coyne MS, Frye WW (2018) Nitrogen in Soils/Cycle. **Earth Systems and Environmental Sciences**. 2018.

Pulido M, Schnabel S, Contador JFL, Lozano-Parra J, Gómez-Gutiérrez Á (2017) Selecting indicators for assessing soil quality and degradation in rangelands of Extremadura (SW Spain). **Ecological indicators** 74:49-61.

Rabot E, Wiesmeier M, Schlüter S, Vogel HJ (2018) Soil structure as an indicator of soil functions: a review. *Geoderma* 314:122-137.

Raij BV, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JA (Eds.) (2001) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo, 235p.

Rakkar MK, Blanco-Canqui H, Drijber RA, Drewnoski ME, MacDonald JC, Klopfenstein T (2017) Impacts of cattle grazing of corn residues on soil properties after 16 years. **Soil Science Society of America Journal** 81:414-424.

Reichmann LG, Sala OE, Peters DP (2013) Water controls on nitrogen transformations and stocks in an arid ecosystem. **Ecosphere** 4:1-17.

Reichardt K, Timm LC (2004) **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 478p.

Rennet T, Ghong NP, Rinklebe J (2017) Permanganate-oxidizable soil organic matter in floodplain soils. **Catena** 149: 381–384.

Rojas-Downing MM, Nejadhashemi AP, Harrigan T, Woznicki SA (2017) Climate change and livestock: Impacts, adaptation, and mitigation. **Climate Risk Management** 16:145-163.

Salton JC, Mercante FM, Tomazi M, Zanatta JA, Concenco G, Silva WM, Retore, M (2014) Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 190:70-79.

Seghers D, Siciliano SD, Top EM, Verstraete W (2005) Combined effect of fertilizer and herbicide applications on the abundance, community structure and performance of the soil methanotrophic community. **Soil Biolog and Biochem** 37: 187-193.

Singh JS, Gupta VK (2018) Soil microbial biomass: A key soil driver in management of ecosystem functioning. **Science of The Total Environment** 634:497-500.

Silva EE, Azevedo PHS, De-Polli H (2007) Determinação do Nitrogênio da Biomassa Microbiana do Solo (BMS-N). Seropédica – RJ: EMBRAPA (EMBRAPA. **Comunicado técnico, 96**).

Silva EF, Lourente EPR, Marchetti ME, Mercante FM, Ferreira AKT, Fujii GC (2011) Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 46:1321-1331.

Silva FD, Amado TJC, Ferreira AO, Assmann JM, Anghinoni I, Carvalho PCF (2014) Soil carbon indices as affected by 10 years of integrated crop–livestock production with different pasture grazing intensities in Southern Brazil. **Agriculture, ecosystems & environment** 190:60-69.

Silva A, Santos FLS, Barretto VCM, Freitas RJ, Kluthcouski J (2018a) Recuperação de pastagem degradada pelo consórcio de milho, *Urochloa brizantha* cv. Marandu e guandu. **Journal of Neotropical Agriculture** 5:39-47.

Silva JC, Silva AR, Veloso CA, Dantas EF, Sacramento JA (2018b) Aggregation, carbon, and total soil nitrogen in crop-livestock-forest integration in the Eastern Amazon. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 22:837-842.

Spohn M (2015) Microbial respiration per unit microbial biomass depends on litter layer carbon-to-nitrogen ratio. **Biogeosciences** 12:817-823.

Spohn M, Klaus K, Wanek W, Richter A (2016) Microbial carbon use efficiency and biomass turnover times depending on soil depth—Implications for carbon cycling. *Soil Biology and Biochemistry* 96:74-81.

Stein LY, Klotz MG (2016) The nitrogen cycle. *Current Biology* 26:94-98.

Stevenson BA, Sarmah AK, Smernik R, Hunter DW, Fraser S (2016) Soil carbon characterization and nutrient ratios across land uses on two contrasting soils: Their relationships to microbial biomass and function. *Soil Biology and Biochemistry* 97:50-62.

Subbarao GV, Ishikawa T, ITO O, Nakahara K, Wang HY, Berry WL (2006) A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. ***Plant and Soil*** 288:101-112.

Schimel JP, Balser TC, Wallenstein M (2007) Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. ***Ecology*** 88:1386–1394.

Sandini IE, Moraes A, Neumann APM, Novakowisk MKFJH (2011) Efeito residual do nitrogênio na cultura do milho no sistema de produção integração lavoura-pecuária. ***Ciência Rural*** 41:1315-1322.

Schlöter M, Dilly O, Munch JC (2003) Indicators for evaluating soil quality. ***Agriculture, Ecosystems & Environment*** 98:255-262.

Silva IR, Mendonça ES (2007) **Matéria orgânica no solo**. In.: Novais RF et al. (Eds.) *Fertilidade do Solo*. Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, p.275-374.

Sheng S, Liu B, Hou X, Liang Z, Sun X, Du L, Wang D (2018) Effects of different carbon sources and C/N ratios on the simultaneous anammox and denitrification process. ***International Biodeterioration & Biodegradation*** 127:26-34.

Smith JL (2018) **Cycling of nitrogen through microbial activity**. In.: *Soil Biology*. CRC Press, p.97-126.

Smoroń S (2016) Quality of shallow groundwater and manure effluents in a livestock farm. ***Journal of Water and Land Development*** 29:59-66.

Supramaniam Y, Chong CW, Silvaraj S, Tan IKP (2016) Effect of short term variation in temperature and water content on the bacterial community in a tropical soil. ***Applied soil ecology*** 107:279-289.

Tang S, Guo J, et al. (2019) Synthesis of soil carbon losses in response to conversion of grassland to agriculture land. ***Soil and Tillage Research*** 185:29-35.

Tate KR, Ross DJ, Feltham CW (1988) A direct extraction method to estimate soil microbial C: effects of experimental variables and some different calibration procedures. ***Soil Biology & Biochemistry*** 20:329-335.

Tedesco MJ, Gianello C, Bissani CA, Bohnen H, Volkweiss SJ (1995) **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 147p.

Tiemann LK, Grandy AS, Atkinson EE, Marin-Spiotta E, McDaniel MD (2015) Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. **Ecology letters** 18:761-771.

Van Der Heijden MGA, Bardgett RD, Van Straalen NM (2008) The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. **Ecology letters** 11:296-310.

Vasát R, Kodešová R, Klement A, Borůvka L (2017). Simple but efficient signal pre-processing in soil organic carbon spectroscopic estimation. **Geoderma** 298:46-53.

Viaud V, Santillán-Carvantes P, Akkal-Corfini N, Le Guillou C, Prévost-Bouré NC, Ranjard L, Menasseri-Aubry S (2018) Landscape-scale analysis of cropping system effects on soil quality in a context of crop-livestock farming. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 265:166-177.

Vieira FCB, Bayer C, Zanatta JA, Dieckow J, Mielniczuk J, He ZL (2007) Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. **Soil and Tillage Research** 96:195-204.

Vilela L, Martha Junior GB, Macedo MCM, Marchão RL, Guimarães Júnior R, Pulrolnik K, Maciel GA (2011) Sistemas de integração lavoura-pecuária na região do cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 46:1127–1138.

Veum K, Goyne K, Kremer R, Miles R, Sudduth K (2014) Biological indicators of soil quality and soil organic matter characteristics in an agricultural management continuum. **Biogeochemistry** 117: 81–99.

Walkley A, Black IA (1934) An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic soil titration method. **Soil Science**. 37: -38.

Wani AS, Wani MA, Sheikh AA, Chand S (2017) Microbiological-indicators with potential for evaluating soil quality. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences** 6:831-839.

Wang F, Weil RR, Nan X (2017) Total and permanganate-oxidizable organic carbon in the corn rooting zone of US Coastal Plain soils as affected by forage radish cover crops and N fertilizer. **Soil and Tillage Research** 65: 247-257.

Wiesmeier M, Urbanski L, et al. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma** 333:149-162.

Weil RR, Islam KR, Stine MA, Gruver JB, Samson-Liebig SE (2003) Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. **America Journal of Alternative Agriculture**. 18: 3–17.

West TO, Post WM (2002). Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. **Soil Science Society of America Journal**. 66:1963–1946.

Wu X, Xu J, Dong F, Liu X, Zheng Y (2014) Responses of soil microbial community to different concentration of fomesafen. **Journal of hazardous materials** 273:155-164.

Wu M, Liu J, Li W, Liu M, Jiang C, Li Z (2017) Temporal dynamics of the compositions and activities of soil microbial communities post-application of the insecticide chlorantraniliprole in paddy soils. **Ecotoxicology and environmental safety** 144:409-415.

Yagi R, Ferreira ME, Cruz MCP, Barbosa JC (2009) Mineralização potencial e líquida de nitrogênio em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 33:385-394.

Zhang M, Liang Y, et al. (2017) Loss of soil microbial diversity may increase insecticide uptake by crop. **Agriculture, ecosystems & environment** 240:84-91.

Zolin CA, Paulino J, Matos ES, Magalhaes CAS, Almeida FT, Souza AP, Mingoti R (2016) Perda de solo e água sob integração lavoura-floresta e em sucessão soja-milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 51: 1223-1230.

Zhu Q, Castellano MJ, Yang G (2018) Coupling soil water processes and nitrogen cycle across spatial scales: Potentials, bottlenecks and solutions. **Earth-Science Reviews** 187:248-258.

Zuber SM, Villamil MB (2016) Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. **Soil Biology and Biochemistry** 97:176-187.

Zhong YQW, Yan WM, Chen J, Shangguan ZP (2014) Net ammonium and nitrate fluxes in wheat roots under different environmental conditions as assessed by scanning ion-selective electrode technique. **Scientific Reports** 4:7223.