

JÔNATAS PEDRO DA SILVA

**TRANSFERÊNCIA DE CARBONO DE RESÍDUOS DE LEGUMINOSAS E NÃO
LEGUMINOSAS PARA A MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E LIBERAÇÃO DE
NUTRIENTES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2019

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

S586t
2019

Silva, Jônatas Pedro da, 1994-
Transferência de carbono de resíduos de leguminosas e não
leguminosas para a matéria orgânica do solo e liberação de
nutrientes / Jônatas Pedro da Silva. – Viçosa, MG, 2019.
ix, 54f. : il. ; 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador: Emanuelle Mercês Barros Soares.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Química do solo. 2. Decomposição. 3. Isótopos.
4. Composição química. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Solos. Programa de Pós-Graduação em Solos e
Nutrição de Plantas. II. Título.


CDD 22 ed. 631.41

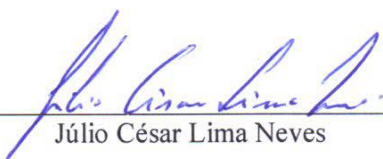
JÔNATAS PEDRO DA SILVA

**TRANSFERÊNCIA DE CARBONO DE RESÍDUOS DE LEGUMINOSAS E NÃO
LEGUMINOSAS PARA A MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E LIBERAÇÃO
DE NUTRIENTES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 21 de fevereiro de 2019.


Augusto Miguel Nascimento Lima


Júlio César Lima Neves


Rafael da Silva Teixeira
(Coorientador)


Emanuelle Mercês Barros Soares
(Orientadora)

“Não fiz o melhor, mas fiz de tudo para que o melhor fosse feito.

Não sou o que deveria, mas não sou o que eu era antes.”

-Martin Luther King-

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me concedido o dom da vida!

A minha mãe Quitéria e meu pai Antônio por minha existência, incentivo aos estudos e valiosos conselhos que certamente contribuiram em minha jornada.

As minhas irmãs (que tenho como mães Késia, Cláudia, Claudeane e Claudete) e irmãos (Josadaque e Jasiel) pela compreensão, apoio, incentivo e carinho.

Agradeço as professoras Rossanna e Diana, pela amizade, direcionamento e por incentivar em minha carreira.

Ao Departamento de Solos (DPS) da UFV pela oportunidade concedida a mim para realizar o mestrado, bem como a CAPES pela concessão da bolsa.

À Professora Emanuelle Mercês Barros Soares pela orientação e confiança a mim depositado e ao professor Ivo Ribeiro da Silva pela coorientação e o espaço cedido para que essa pesquisa pudesse ser realizada.

Ao meu coorientador e amigo Rafael Teixeira, por todo apoio e auxílio que foram primordiais para a conclusão desse trabalho.

Aos demais professores pelo conhecimento adquirido durante as disciplinas e conversas. Aos funcionários do DPS/UFV, em especial ao João Milagre e Humberto, técnicos do Lab. de Isótopos Estáveis; a Poliana e ao Beto, técnicos do Lab. de Solos Florestais.

À minha equipe de trabalho formada pelos estagiários e amigos, Ana Márcia, Igor Zaneti e Jefferson Fialho pelo auxílio indispensável à conclusão deste trabalho.

Ao professor Augusto e a equipe (João Vitor, Roberto, Edicélia, Juliana) que me deram suporte para a condução do material vegetal em campo utilizado nesse trabalho.

Não poderia deixar de agradecer ao meu companheiro e amigo Igor de Souza Gonçalves pelos conselhos, apoio, compreensão, carinho e motivação que me proporcionou até o fim desta etapa.

E por fim e não menos importante, a todos os amigos e colegas que em algum momento contribuíram para essa conquista, sorrindo e chorando comigo, em especial a Maíra, Bruna, Fernanda, Carol, Maria, Géssica, Jéssica, Ianna, Naiara, Ana Paula, Maisa, Gaby, Déa Bastos, Thainá, Alexandre, Rawenyo, Silas, Maurício, Athos, Rafael, Janaylton, Elvis, Fred, Anderson, Pedro Renato, Pedro Paulo, Gustavo e toda a família do Laboratório de Isótopos Estáveis.

Meu Muito Obrigado!

BIOGRAFIA

JÔNATAS PEDRO DA SILVA, filho de Antônio Pedro da Silva e Quitéria Severina da Silva, nasceu no dia 13 de dezembro de 1994, na cidade de Belo Jardim, no estado de Pernambuco.

No segundo semestre do ano de 2012 ingressou no curso de Agronomia na Universidade Federal Rural de Pernambuco na Unidade Acadêmica de Serra Talhada, concluindo em fevereiro de 2017.

Em março de 2017 iniciou o curso de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas na Universidade Federal de Viçosa (UFV), submetendo-se a defesa de dissertação em fevereiro de 2019.

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	5
2.1. <i>Experimento de incubação</i>	5
2.2. <i>Coleta e determinação dos fluxos de C-CO₂ do solo</i>	9
2.3. <i>Análises dos resíduos culturais</i>	10
2.4. <i>C e $\delta^{13}\text{C}$ nas frações da matéria orgânica do solo</i>	12
2.5. <i>Determinação de polissacarídeos e fenóis solúveis em água no solo</i>	13
2.6. <i>Análises estatísticas</i>	14
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	15
3.1. <i>Fluxos de C-CO₂ e Efeito priming (EP)</i>	15
3.2. <i>Decomposição dos resíduos culturais</i>	20
3.3. <i>Dinâmica da liberação de nutrientes</i>	23
3.4. <i>Conteúdo de Polissacarídeos Totais (PST) e fenóis solúveis em água (FSA) no solo</i>	30
3.5. <i>Transferência de C dos resíduos para as frações MOP e MAM</i>	34
4. CONCLUSÕES	37
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39
ANEXOS	51

RESUMO

SILVA, Jônatas Pedro da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2019. **Transferência de carbono de resíduos de leguminosas e não leguminosas para a matéria orgânica do solo e liberação de nutrientes.** Orientador: Emanuelle Mercês Barros Soares. Coorientadores: Ivo Ribeiro da Silva e Rafael da Silva Teixeira.

A formação e estabilização da matéria orgânica do solo (MOS) consistem em importantes preocupações num contexto global, em razão das mudanças do padrão climático, e sustentabilidade dos sistemas agrícolas. Neste contexto, a composição bioquímica dos resíduos vegetais, entre outros fatores, desempenha importante papel nas transformações da MOS, regulando parte desses processos de transformação, transferindo além de C outros nutrientes via processo de mineralização. Assim, esse estudo teve como objetivo avaliar a influência da composição bioquímica de diferentes resíduos culturais nas transformações das frações da MOS – Matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MAM), e a liberação de nutrientes desses resíduos orgânicos no solo. Foi realizado um experimento por meio da incubação dos resíduos culturais no solo em condições controladas. Os tratamentos foram definidos por esquema fatorial $2 \times 7 \times 4$, assim representados: i) com e sem a adição de resíduo C₄ – Milheto (*Pennisetum americanum* (L)); ii) seis resíduos culturais de espécies C₃ – Crotalária (*Crotalaria juncea*), Feijão de Porco (*Canavalia ensiformes*), Girassol (*Helianthus annuus*), Mucuna Preta (*Mucuna pruriens*), Eucalipto (*Eucalyptus*), um mix de resíduos de crotalária + eucalipto, e um controle sem resíduo; e iii) quatro tempos de avaliação (0, 0,08, 0,25 e 0,41 ano após o início da incubação). Os tratamentos foram distribuídos em um delineamento com blocos ao acaso, com quatro repetições. Para o referido estudo foram avaliados os fluxos de C-CO₂ em cada tratamento e o efeito priming resultante da adição desses resíduos; a massa de matéria seca remanescente (mSR) após 0,08, 0,25 e 0,41 ano, estimando a taxa de decomposição e os valores de tempo de meia-vida ($t_{0,5}$) dos resíduos. Os teores de macro e micronutrientes presentes nos resíduos foram quantificados nos quatro tempos de avaliação para determinação da mineralização desses elementos. Foram determinado os incrementos de compostos orgânicos no solo por meio da análise de polissacarídeos (PST) e fenóis solúveis em água (FSA). A transferência de C desses resíduos para a MOS foi avaliada aos 0,41 ano após a incubação, por meio do fracionamento físico do solo para a separação da MOP e MAM. Os modelos descrevendo a cinética de mSR e conteúdo de nutrientes remanescentes (cNR), ao longo do tempo foram ajustados por meio de regressões. Além disso, os dados de PST e FSA foram submetidos à análise de variância fatorial (ANOVA) dentro de cada tempo. O C associado as frações MOP e MAM derivados dos resíduos e do solo também foi submetido à análise de variância fatorial (ANOVA) e as

médias de PST e FSA e do C-MOP e C-MAM, quando analisadas em função dos resíduos, foram comparadas pelo teste de Scott-Knott ($p = 0,05$), quando comparadas em função do fator adição ou não de milho utilizou-se o teste t de Student (LSD) ($p = 0,05$). De maneira geral, houve grande contribuição dos resíduos sem associação com o milho para as emissões iniciais de C-CO₂, e com o passar do tempo esses fluxos foram sendo estabilizadas. Porém, a adição do milho em conjunto com os resíduos promoveu um efeito priming positivo nos períodos iniciais, favorecendo a degradação da MOS nativa. O tempo de incubação bem como a composição dos resíduos regulam os teores de compostos orgânicos e dos nutrientes disponíveis no solo provenientes de cada tipo de resíduo. Em manejos onde é realizado a cobertura vegetal do solo (ou adubação verde) com espécies leguminosas (Crotalária, Feijão de porco, Mucuna), não-leguminosas (Girassol e Eucalipto) e combinação de ambas (Mix) há contribuição de C dos diferentes resíduos para as frações da matéria orgânica do solo. Porém quando associados com resíduos de milho as contribuições de C para as frações da MOS são significativamente maiores, principalmente na fração mais estável da MOS (MAM).

ABSTRACT

SILVA, Jônatas Pedro da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2019. **Transfer of carbon from legume and non-legume residue to soil organic matter and nutrient release.** Adviser: Emanuelle Mercês Barros Soares. Co-advisers: Ivo Ribeiro da Silva and Rafael da Silva Teixeira.

Soil organic matter formation and stabilization (SOM) are important concerns in a global context, due to changes in the climate pattern, and sustainability of agricultural systems. In this context, the biochemical composition of plant residues, among other factors, play an important role in the transformation of SOM, regulating part of these transformation processes, transferring C as well as other nutrients via the mineralization process. Thus, this study aimed to evaluate the influence of the biochemical composition of different cultural residues on the transformations of SOM fractions - Particulate organic matter (POM) and associated with minerals (MOAM), and the release of nutrients from these organic waste in the soil. An experiment was carried out by incubating the cultural residues in the soil under controlled conditions. The treatments were defined by 2x7x4 factorial scheme, as follows: i) with and without the addition of residue C4 - Millet (*Pennisetum americanum* (L)); ii) six cultural residues of C3 species - Crotalaria (*Crotalaria juncea*), Jack Bean (*Canavalia ensiformes*), Sunflower (*Helianthus annuus*), Mucuna preta (*Mucuna pruriens*), Eucalyptus (*Eucalyptus*), a residue mix of crotalaria + eucalyptus, and a control without residue; and (iii) four evaluation times (0, 0,08, 0,25 and 0,41 year after the start of incubation). The treatments were distributed in a randomized complete block design, with four replications. For this study, the fluxes of C-CO₂ in each treatment and the priming effect resulting from the addition of these residues were evaluated; the remaining dry matter mass (mSR) after 0.08, 0.25 and 0.41 year, estimating the decomposition rate and the half-life values (t_{0.5}) of the residues. The macro and micronrient contents present in the residues were quantified in the four evaluation times to determine the mineralization of these elements. Increases of organic compounds in the soil were determined by the analysis of total polysaccharides (TPS) and water soluble phenols (WSP). The transfer of C of these residues to the MOS was evaluated at 0.41 year after incubation, through the physical fractionation of the soil for the separation of POM and MOAM. The models describing the kinetics of rDM and the remaining nutrient content rNC over time were adjusted by means of regressions. In addition, the PST and FSA data were subjected to factorial variance analysis (ANOVA) within each time. The C associated with the MOP and MAM fractions derived from the residues and the soil was also submitted to analysis of factorial variance (ANOVA) and the mean values of PST and FSA and C-MOP and C-MAM were compared by the Scott-Knott test (p = 0.05), the

Student's t test (LSD) ($p = 0.05$) was used when compared with the addition or not of millet factor. In general, there was a great contribution of the residues without association with the millet for the initial emissions of C-CO₂, and with the passage of time these concentrations were stabilized. However, the addition of millet together with the residues promoted a positive priming effect in the initial periods, favoring the degradation of native SOM. The incubation time as well as the composition of the residues regulate the levels of organic compounds and nutrients available in the soil from each type of residue. Soil cover (or green manure) with leguminous species (Crotalaria, Jack Bean, Mucuna), non-leguminous (Sunflower and Eucalyptus) and combination of both (Mix), there is contribution of C of different residues for the fractions of the organic matter of the soil. However, when associated with millet residues the contributions of C are significantly higher, especially in the SOM stable fraction (MOAM).

1. INTRODUÇÃO

A matéria orgânica do solo (MOS) é considerada um *continuum* de compostos orgânicos originados da decomposição/transformação de resíduos orgânicos, vegetais ou de animais, e compostos microbianos (Lehmann; Kleber, 2015), a qual tem a capacidade de promover alterações nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (Murphy, 2015).

Em âmbito global, a MOS representa importante reservatório de carbono (C) na superfície terrestre (Primo; Menezes; Silva, 2011), armazenando duas vezes mais C do que os ecossistemas terrestres, ~1500 Gt de C (1 Gt = 10¹² kg de C) (Amundson, 2001). Assim, a compreensão da dinâmica do C no solo, e dos fluxos gerados neste processo se faz necessária para entender o ciclo global de C e a regulação das concentrações de CO₂ atmosférico.

Entre os mais diversos efeitos benéficos da MOS, nos sistemas agrícolas, pode se destacar a estimulação da atividade microbiana do solo, o condicionamento físico do solo, o efeito tampão biológico e químico do solo, controle térmico e melhor retenção de água (Boulal et al., 2011; Conceição et al., 2005; Unger et al., 1991). Desse modo, práticas mais conservacionistas do solo com o objetivo de manter ou aumentar os estoques de MOS propiciam tais efeitos benéficos em âmbito global e nas características do solo. Diante disso, os sistemas de manejo do solo devem ter como prioridade, além da produção primária de qualidade, o aumento em quantidade e qualidade da MOS (Salton et al., 2011).

O aporte de resíduos orgânicos de culturas principais (resíduos de colheita, poda, entre outros), intercalares, ou em rotação, é uma das estratégias de manutenção e ou melhoria da qualidade do solo. Além de contribuir para a formação da MOS, (Cayuela; Sinicco; Mondini, 2009; Hadas et al., 2004) os resíduos aportados em superfície, podem alterar o ciclo de nutrientes através da mineralização ou imobilização do volume de materiais aportados (Baldi e Toselli, 2014; Campos et al., 2014; Oliveira et al., 2015; Hueso-González; Martínez-Murillo; Ruiz-Sinoga, 2014; Khalil; Hossain; Schmidhalter, 2005; Novara et al., 2013).

Em curto prazo, a entrada de resíduos culturais no solo fornece energia e nutrientes para o crescimento e atividade microbiana, atuando como força motriz para os processos de mineralização e imobilização de nutrientes no solo (Craswell e Lefroy, 2001). Enquanto em longo prazo, a incorporação de resíduos é importante para a manutenção e/ou aumento da MOS (Rasmussen e Parton, 1994).

Além de fatores ambientais e das propriedades do solo, a decomposição dos resíduos culturais e liberação de nutrientes são influenciadas pela composição bioquímica dos

materiais vegetais (Abiven et al., 2005; Khalil; Hossain; Schmidhalter, 2005). O conhecimento do potencial de biomassa seca produzida, conteúdos iniciais dos nutrientes, principalmente o N, relação C/N, a relação de lignina (LG), polifenóis (PP), razões como, carbono: nitrogênio (C/N), (LG/N), (PP/N) e (LG+PP)/N (Abera; Wolde-Meskel; Bakken, 2011; Nakhone e Tabatabai, 2008; Vahdat; Nourbakhsh; Basiri, 2011) são importantes para conhecer a dinâmica de decomposição dos resíduos e o potencial em fornecer nutrientes e contribuir para a MOS.

O uso de resíduos culturais pode ser observado em diversos sistemas de cultivo, a exemplo o uso de coquetéis (mix de espécies leguminosas e não-leguminosas), muito utilizado nos sistemas que adotam a adubação verde como prática conservacionista (Bayer et al., 2001). A mistura de espécies de adubos verdes tem como objetivos, aumentar a produção de matéria seca, o acúmulo de nutrientes e a proteção ao solo. Esses coquetéis vegetais têm como finalidade servir como adubo verde e cobertura morta pela contribuição da sua biomassa, reduzindo a perda de água e solo do sistema pela proteção do mesmo, e como fonte de nutrientes para o solo. Esta expectativa se baseia na diversidade de características como: fixação de N; distribuição do sistema radicular e a amplitude de relações C/N dos materiais, causando decomposição mais lenta da biomassa, proteção mais duradoura do solo e fornecimento de N sincronizado com a necessidade da cultura em sucessão (Giacomini et al., 2003).

Dentre as espécies leguminosas mais utilizadas como adubos verdes e em coquetéis pode se destacar a crotalária (*Crotalaria juncea*), o feijão de porco (*Canavalia ensiformes*) e a mucuna (*Mucuna* spp.), pelos incrementos em N no solo via fixação biológica, bem como pela alta produção de biomassa (Eiras e Coelho, 2011), as quais algumas espécies podem chegar a contribuir com até 220,9 e 179,8 kg ha⁻¹ de N respectivamente crotalária e mucuna preta como observado por Ambrosano et al. (2011) avaliando a contribuição desses resíduos para a cultura da cana-de-açúcar. Em adição, espécies não leguminosas possuem grande potencial para aumentar estoques de MOS, com contribuição de espécies C₄, como braquiária e milho (Maluf et al., 2015a,b; Menezes e Leandro, 2004; Pegoraro et al., 2011), e plantas C₃, como o eucalipto (Pegoraro et al., 2011; Pulrolnik et al., 2009).

Assim se faz necessário o estudo mais aprofundado quanto à composição bioquímica desses resíduos para maior compreensão da dinâmica desses materiais no solo, em relação aos incrementos de MOS e disponibilidade de nutrientes.

Diferentes espécies de plantas, tanto as espécies florestais como espécies anuais, produzem biomassa com diferentes características bioquímicas, variando essa composição

entre as espécies e em função das partes das plantas, contribuindo assim de forma distinta para a entrada de matéria orgânica ao solo, tanto em qualidade (em função da recalcitrância do material) como na quantidade de C e N (folhas, galhos, casca, flores, frutos, raízes) (Duarte et al., 2013; Iwata et al., 2012; Martins et al., 2013).

Os benefícios do aporte de resíduos de plantas no sistema solo-planta tanto em relação a disponibilidade de nutrientes como no incremento dos teores de matéria orgânica do solo têm sido amplamente reportados (Baldi e Toselli, 2014; Cayuela; Sinicco; Mondini, 2009; Huang et al., 2004; Khalil; Hossain; Schmidhalter, 2005). Porém, ainda há uma gama de possibilidades de estudos a serem exploradas para se maximizar os benefícios em termos de taxa, tempo e quantidade de nutrientes liberados, além do potencial de conversão destes resíduos em MOS.

A rápida decomposição dos resíduos pode favorecer a liberação simultânea de nutrientes no solo. Por outro lado, os resíduos de decomposição lenta permanecem na superfície do solo por mais tempo, garantindo maior proteção do solo da ação direta das chuvas e do sol, e podem favorecer uma contribuição de longo prazo para a matéria orgânica do solo. Assim, o ideal é ter uma combinação desses dois tipos de resíduos, atribuindo assim vantagens mútuas desses materiais ao sistema solo (Duarte et al., 2013). Por isso dá-se a importância da utilização de mix de resíduos (leguminosas + não-leguminosas) como uma maneira mais benéfica da utilização destes quando adicionados ao solo, sendo essa uma prática que já vem sendo difundida entre produtores que utilizam adubos verdes.

Essa decomposição é controlada principalmente pela produção e composição de tecido vegetal, influenciando assim na formação e permanência desses resíduos como cobertura do solo. A velocidade de decomposição dos resíduos vegetais e a dinâmica das frações e o acúmulo da MOS são afetadas principalmente pelas concentrações de N e de compostos orgânicos como a lignina, hemicelulose e celulose (Carvalho et al., 2015; Carvalho et al., 2012; Santos et al., 2014).

Por outro lado, aporte de material orgânico não significa necessariamente incremento imediato de MOS, podendo haver alteração de sua dinâmica, pelo aporte de materiais de alta labilidade no sistema. Tal condição é denominada de efeito priming (Kuzyakov; Friedel; Stahr, 2000). Esse efeito pode alterar de forma significativa o estoque de C (Sulman et al., 2014) por meio da modificação nas taxas de decomposição da MOS (Cheng et al., 2014; Finzi et al., 2015).

A maioria dos estudos prévios avaliaram a dinâmica da MOS após adições separadas de N (Löhnis, 1926) ou C lábil (Bingeman; Varner; Martin, 1953). No entanto, C e N lábeis

estão sempre presentes em diferentes quantidade e proporções nos ecossistemas terrestres, e principalmente nos resíduos vegetais (Qiao et al., 2016). Resíduos de espécies vegetais de constituição bioquímica distintas e com capacidades diferenciadas em estocar N em razão do potencial de fixação biológica de nitrogênio, podem possuir dinâmica de decomposição e de liberação de nutrientes distintas, e alterar a dinâmica da MOS.

Existem algumas formas de se estimar qual a contribuição direta dos resíduos para a MOS, entre elas a aplicação da técnica de abundância natural de ^{13}C (Fu e Cheng, 2002), empregada em estudos de decomposição de resíduos para avaliar a contribuição para a MOS de duas maneiras: (1) por meio do cultivo de plantas C_4 em "solo cultivado com planta C_3 " (derivado de planta C_3) ou vice-versa (Cheng, 1996; Robinson; Scrimgeour, 1995; Rochette; Flanagan, 1997; Gregorich, 1999); (2) e aplicação de resíduos de plantas C_4 ou outros materiais C_4 (por exemplo, C_4 -sacarose) em "solo cultivado com planta C_3 " ou vice-versa sem a presença de outras plantas (Ekblad e Högberg, 2000; Nyberg et al., 2000).

Essa técnica utiliza como base a diferença na abundância natural isotópica do ^{13}C existentes nos diferentes grupos de plantas. Essas diferenças são mais expressivas entre espécies que apresentam metabolismo fotossintético ou ciclo de carboxilação C_3 e C_4 , onde as plantas de ciclo C_3 realizam a fixação do CO_2 atmosférico através da enzima RUBISCO (*Ribulose bifosfato carboxilase/oxigenase*), já as plantas C_4 apresentam um processo enzimático adicional de fixação do CO_2 pela enzima PEP *carboxilase* (*fosfoenolpiruvato carboxilase*). A PEP apresenta uma alta relação de afinidade pelo CO_2 e conseqüentemente maior acúmulo de ^{13}C , já a RUBISCO por apresentar menor afinidade pelo CO_2 apresentam menor proporção de ^{13}C , enquanto as plantas C_4 acumulam mais o isótopo pesado de C (Resende; 2015).

A compreensão da dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes e a transferência de C dos resíduos para a MOS é essencial para que se possa definir estratégias de manejo mais sustentáveis. Com base nisso as hipóteses formuladas para o presente estudo foram: i) a composição bioquímica dos resíduos culturais influencia na sua taxa de decomposição e de liberação de nutrientes; ii) e, a decomposição de resíduos culturais com composição bioquímica distinta contribuem de formas diferenciadas tanto na dinâmica do C no sistema como na transferência de C para as frações da MOS.

Desta forma, o presente trabalho teve os seguintes objetivos: i) estimar as taxas de decomposição e a liberação de nutrientes durante o processo de decomposição de diferentes resíduos culturais com composições químicas e teores iniciais de N distintos (leguminosas e não-leguminosas) e ii) avaliar o impacto na dinâmica do C (fluxos de CO_2 e frações da MOS)

no solo pela aplicação de diferentes resíduos culturais com composições químicas e teores iniciais de N distintos (leguminosas e não-leguminosas).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Experimento de incubação

Esse experimento foi realizado por meio da incubação de diferentes resíduos vegetais no solo, e instalado em sala de incubação sob condições controladas (no escuro a 25 ± 1 °C), no laboratório de Isótopos estáveis da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Os tratamentos foram definidos por esquema fatorial $2 \times 7 \times 4$: i) com e sem a adição de resíduo C₄ – Milheto (*Pennisetum americanum* (L)); ii) seis resíduos culturais de espécies C₃ – *Crotalaria juncea*, Feijão de Porco (*Canavalia ensiformes*), Girassol (*Helianthus annuus*), Mucuna Preta (*Mucuna pruriens*), Eucalipto (*Eucalyptus*), um mix de Eucalipto+Crotalária, e um controle sem resíduo; e iii) quatro tempos de avaliação (0, 0,08, 0,25 e 0,41 ano após a incubação). Os tratamentos foram distribuídos em um delineamento com blocos ao acaso, com quatro repetições.

O solo foi coletado no município de Bom Jesus do Galho - MG (19° 35' 13" S e 42° 27' 21" O) na camada de 0-20 cm de profundidade, em área de relevo levemente ondulado. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo caulínico distrófico com estrutura em blocos subangulares, com textura argilosa (69,46%), o qual apresentava histórico de cultivo com Braquiária durante 15 anos (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização química e bioquímica inicial do solo utilizado no experimento

pH H ₂ O	COT ⁽¹⁾ g kg ⁻¹	NT ⁽²⁾	P mg dm ⁻³	K	Ca cmolc dm ⁻³	Mg	Al
3,68	16,36	1,54	1,21	26,78	0,29	0,17	2,29
SB ⁽³⁾ cmolc dm ⁻³	Fe mg dm ⁻³	Cu	Zn	Mn	PST ⁽⁴⁾ µg g ⁻¹	LT ⁽⁵⁾ mg g ⁻¹	FSA ⁽⁶⁾ mg kg ⁻¹
0,54	226,87	0,29	1,07	16,6	70,57	3,05	23,31

⁽¹⁾ Carbono orgânico total e ⁽²⁾ nitrogênio total foram determinados através do somatório entre os teores de C e N nas frações MOP e MAM, com o auxílio do espectrômetro de massa da razão isotópica (IRMS). ⁽³⁾ Soma de bases. ⁽⁴⁾ Polissacarídeos (Lowe, 1993), ⁽⁵⁾ Lipídeos totais (Bull et al., 2000; Naafs et al., 2004 e Nierop; Naafs e Van Bergen, 2005). ⁽⁶⁾ Fenóis solúveis em água (Lowe, 1993).

O solo utilizado nesse experimento apresentava composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ de -20,00 ‰, valor intermediário entre a marcação oriunda de resíduos de plantas C₃, que apresenta variações na abundância isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ que variam de -20 a -34 (em média -27 ‰), e C₄, que apresentam valores que variam de -9 a -17 (em média -13 ‰) (Alves et al.,

2005), possibilitando dessa forma avaliar a contribuição dos diferentes resíduos para o C do solo (Tabela 2).

Tabela 2. Teores de C, N e composição isotópica das frações MOP e MAM do solo antes da incubação e dos resíduos vegetais utilizados

<i>Fração da MOS</i>	Teor de C (mg g ⁻¹ de solo)	Teor de N (mg g ⁻¹ de solo)	δ ¹³ C (‰)
MAM	15,32	1,45	-23,48
MOP	1,04	0,09	-13,12
<i>Resíduos</i>			
Milheto	399,52	14,94	-9,81
Crotalária	415,69	14,48	-26,41
Feijão de porco	402,36	33,94	-25,68
Mucuna	409,11	27,22	-25,27
Girassol	423,62	30,40	-24,99
Eucalipto (Folha)	484,50	25,11	-27,81
Eucalipto (Casca)	417,35	1,84	-25,01
Eucalipto (Galhos)	438,22	0,15	-25,14

δ¹³C (‰) foi determinado por meio de espectrômetro de massa da razão isotópica (IRMS). A determinação do delta médio nos tratamentos onde os resíduos foram associados foi realizado através da média ponderada entre os deltas desses resíduos. Para o eucalipto [(peso da fração folha*δ¹³C da fração + peso da fração casca*δ¹³C da fração + peso da fração galho*δ¹³C da fração) / somatório dos pesos das frações]. Esse mesmo cálculo foi realizado para a determinação do δ¹³C médio dos demais resíduos associados.

Os materiais vegetais utilizados no presente trabalho foram provenientes de culturas vegetais utilizadas como adubo verde e de espécie florestal, sendo estes, resíduo de crotalária, feijão de porco, mucuna preta – leguminosas; girassol, milheto e resíduos de eucalipto (não leguminosas).

A *Crotalaria juncea* L. é uma espécie de clima tropical da família das leguminosas, cujo uso, como adubo verde, é amplamente sugerido, face ao seu rápido crescimento, grande potencial de produção de biomassa e reciclagem de nutrientes, alta eficiência na fixação biológica do nitrogênio atmosférico (Kappes 2011), proporcionando, desta forma, a incorporação de quantidades expressivas deste nutriente aos sistemas de cultivo (Guerra et al. 2004).

Perin et al. (2004) avaliando a contribuição da crotalária em associação simbiótica com bactérias fixadoras de nitrogênio para os incrementos de N no solo, obteve um valor de 173 kg ha⁻¹ de N via fixação biológica do nitrogênio.

Duarte Junior (2006) avaliando a contribuição leguminosas e de vegetação espontânea como plantas de cobertura para sistema de plantio direto, em Campos dos Goytacazes, observou maior taxa de cobertura do solo proporcionada pela crotalária, em torno de 87% aos 35 dias após a emergência (DAE), sendo 15, 40 e 748% superior,

respectivamente, ao feijão-de-porco, mucuna preta e vegetação espontânea. A crotalária aos 92 DAE, produziu 17.852 kg ha⁻¹ de matéria seca, 41, 78 e 407% superior a do feijão-de-porco, da mucuna preta e da vegetação espontânea. Estas leguminosas avaliadas acumularam maior quantidade de N e Cu na fitomassa que a vegetação espontânea. A crotalária e o feijão-de-porco, em média, acumularam 66% a mais de P na parte aérea que a mucuna preta. A crotalária apresentou maior acúmulo de K, Mg, S, Zn e Fe que feijão-de-porco, mucuna e vegetação espontânea.

O feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes*) tem sido utilizado como adubo verde em diversas regiões do país, pois possui grande rusticidade, boa resistência à seca, adapta-se bem a solos ácidos, salinos, mal drenados e de baixa fertilidade (Padovan et al., 2011). Carsky (1989) constatou acúmulo de 231 kg de N ha⁻¹ pelo feijão-de-porco cultivado no período chuvoso em áreas de Cerrado, sendo 79 % desse total oriundo da FBN, ou seja, 181 kg ha⁻¹. Quanto a produção de matéria seca, no trabalho desenvolvido por Almeida e Camara, (2011), avaliando adubos verdes de verão consorciados e solteiros, o feijão-de-porco, apresentou 14,1 t ha⁻¹ de biomassa seca, indicando um alto potencial de aporte de material vegetal no sistema contribuindo para o aporte de nutrientes e incrementos de MOS.

A mucuna preta (*Stylobium aterrimum*) é uma planta anual que vegeta bem nas regiões tropicais e subtropicais, necessita de climas quentes, de invernos suaves, sem ocorrência de geadas, sendo bastante resistentes à seca. Desenvolve-se bem tanto em solos arenosos como nos argilosos e intermediários, podendo ainda tolerar solos ácidos, sombreamento, temperaturas elevadas e encharcamento por períodos curtos (Eiras e Coelho, 2011). A mucuna anã possui hábito herbáceo- determinado com altura de 0,6 a 1,0 m. Cresce bem em solos tropicais e subtropicais apresentando, resistência à seca e pouco exigente quanto a fertilidade. É uma planta de razoável rusticidade que pode ser utilizada como adubação verde. Segundo Costa et al. (1993), pode ciclar até 76 kg ha⁻¹ de N e produz de matéria seca cerca de 2 a 4 t ha⁻¹.

O girassol (*Helianthus annuus*), tem sido utilizado como adubo verde principalmente devido ao seu rápido desenvolvimento inicial e seu efeito alelopático a uma grande gama de plantas invasoras. É recomendado também como adubo verde em rotação de culturas, em razão de sua eficiência na reciclagem de nutrientes e também pela proteção que oferece ao solo contra a erosão e a infestação de plantas invasoras (Roncatto e Viecegli, 2009). Quanto a fitomassa desse material, em condições irrigadas pode atingir uma produtividade de 5,4 t ha⁻¹ (Amabile; Fernandes; Sanzonowicz, 2002).

O milho é uma cultura de clima tropical, recomendada para a produção de palhada e cobertura do solo no sistema de semeadura direta, devido a apresentar elevada taxa de crescimento, o que resulta em uma rápida cobertura do solo. Apresenta características favoráveis à reciclagem de nutrientes, com raízes vigorosas e abundantes, permitindo a recuperação de nutrientes que se encontram até 2,0 m de profundidade, possui também uma alta relação C/N na palhada, refletindo em uma decomposição mais lenta de seu resíduo; tolerância a seca e a baixos níveis de fertilidade do solo (Cazetta; Fornasieri Filho; Giroto, 2005).

Chignolli Júnior et al. (2001), objetivando avaliar o acúmulo de macronutrientes na planta de milho no sistema de semeadura direta, em diferentes épocas de semeadura e de manejo da fitomassa, verificaram maiores produções de fitomassa com o manejo a cada florescimento (16,1 t ha⁻¹), com teores de nitrogênio, fósforo e potássio de 315, 14 e 358 kg ha⁻¹, respectivamente.

O eucalipto, dentre as espécies florestais cultivadas no Brasil, tem apresentado grande importância principalmente no que tange as questões das mudanças climáticas globais e o aumento dos estoques de C no solo, destacando essa cultura também, devido a sua alta produtividade principalmente em sistemas que adotam práticas mais conservacionistas como a própria utilização dos resíduos oriundos desses cultivos durante o processo de colheita, favorecendo a recuperação, a manutenção e o incremento dos estoques de C da MOS. Na época da colheita, o litter acumulado na superfície do solo apresenta valores de 8 a 14 t ha⁻¹ (Pulrolnik et al., 2009; Zinn; Resck; Silva, 2002).

As sementes do material vegetal de cobertura utilizado nesse estudo, foram semeadas em área experimental do Campus da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF), no município de Petrolina – PE. As linhas de plantio apresentaram um comprimento de 20 m, com o espaçamento de 1 m entre linhas e 0,15 a 0,20 m entre as sementes. Foi utilizado o sistema de gotejamento para a condução das culturas em campo. O manejo de plantas daninhas foi feito manualmente sempre que ocorria a presença destas para evitar competição com as culturas semeadas, sendo esse controle feito através do auxílio de enxadas.

Aos 60 dias após o semeio, foi realizada o corte do material vegetal, antes que estes atingissem a fase reprodutiva, semelhante ao manejo desses materiais adotados pelos produtores em campo. Após a coleta o material foi seco em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C.

O resíduo do eucalipto foi obtido de áreas comerciais de plantio de eucalipto, onde este se encontrava com idade de 7 anos, próximo ao período de corte. Semelhante aos outros resíduos culturais foi feito um mix da parte aérea do eucalipto constituído de folha, galhos finos e casca nas proporções obtidas em campo dessas frações de 13,57; 12,32 e 74,10%, respectivamente.

Amostras de solo seco (70 g) foram acondicionadas em recipientes de vidro (500 mL; com tampa rosqueável e um septo de borracha no centro). A umidade do solo na capacidade de campo foi determinada por meio da utilização da câmara de Richards, a uma tensão de 30 KPa. Foi utilizada amostras deformadas de solo, sendo colocadas uma quantidade suficiente de solo para preencher a forma de borracha sobre a placa utilizada na câmara. Essas amostras juntamente com a placa foram saturadas antes de serem levadas para a câmara de pressão por um período de 24 horas.

Após o período de permanência na câmara de pressão as amostras foram pesadas, obtendo assim a massa úmida do solo e depois levadas para estufa a 105°C para a obtenção da massa seca. Pela diferença entre a massa úmida e seca foi possível obter os valores de massa de água e assim prosseguir com os cálculos para determinação da umidade na base gravimétrica e volumétrica. Com base nesses resultados determinou-se a umidade na capacidade de campo do solo (CC), e em sequência corrigida para 60 % da capacidade de campo no solo incubado.

Os resíduos culturais foram fragmentados manualmente em partículas de 1 a 2 cm e distribuídos sobre uma tela de polietileno (abertura de 2 mm), previamente posicionada na superfície do solo localizado no interior dos recipientes de vidro. Foram utilizados 10 g de resíduos em cada unidade experimental, sendo os mesmos umedecidos com 10 mL de água após sua adição sobre a superfície do solo. A fim de favorecer as trocas gasosas e evitar a redução da concentração de O₂ no interior dos recipientes, os mesmos foram abertos a cada 2 dias, durante 15 minutos.

2.2. Coleta e determinação dos fluxos de C-CO₂ do solo

A quantificação dos fluxos de C-CO₂ liberada pela respiração microbiana foi realizada por amostragem da atmosfera presente nos recipientes por meio de seringas (60 mL) com válvulas reguladoras de três vias em sua extremidade. As amostragens foram realizadas nos tempos de 7, 14, 21, 28, 56, 88 e 128 dias após a incubação dos resíduos (DAI). No momento da coleta, as amostragens foram realizadas antes da abertura dos potes coletando

quatro seringas espaçadas no tempo: 0, 1, 2 e 3 horas. Após a coleta, as concentrações de C-CO₂ e a composição isotópica de δ¹³C-CO₂ das amostras de gases foram determinadas por espectroscopia de cavidade ressonante tipo Ring-Down - CRDS (Picarro, Sunnyvale, CA).

O particionamento do C-CO₂ em cada ponto de amostragem ao longo do tempo foi realizado conforme a Equação 1, proposta por Vitorello et al. (1989):

$$f = \frac{\delta^{13} CCO_2 \text{ Trat} - \delta^{13} CCO_2 \text{ Contr}}{\delta^{13} CCO_2 \text{ Res} - \delta^{13} CCO_2 \text{ Contr}} \quad \text{Equação 1.}$$

em que f representa a proporção de C derivado dos resíduos; $\delta^{13} CCO_2 \text{ Trat}$ é a razão isotópica do C-CO₂ dos tratamentos em que os resíduos foram aplicados; $\delta^{13} CCO_2 \text{ Contr}$ é a razão isotópica do tratamento controle, sem adição de resíduos; $\delta^{13} CCO_2 \text{ Res}$ é a média da razão isotópica dos resíduos utilizados no experimento.

O fluxo de C-CO₂ derivado dos resíduos (C-CO_{2res}) e derivado do solo (C-CO_{2solo}) para os fluxos totais liberados do solo foram estimados por meio da equação 2 e 3.

$$CCO_2 \text{ res} = f * CCO_2 \text{ Total} \quad \text{Equação 2.}$$

$$CCO_2 \text{ solo} = CCO_2 \text{ Total} - CCO_2 \text{ res} \quad \text{Equação 3.}$$

onde, $CCO_2 \text{ res}$ é o fluxo de C-CO₂ derivado dos resíduos incubados; $CCO_2 \text{ Total}$ é o fluxo de C-CO₂ total liberado pelo solo e $CCO_2 \text{ Solo}$ é o fluxo de C-CO₂ derivado do solo.

O efeito da adição dos resíduos na decomposição ou não da matéria orgânica nativa do solo (*Efeito priming*) foi mensurada por meio da Equação 4.

$$\text{Efeito priming (\%)} = \frac{CCO_2 \text{ Solo Trat} - CCO_2 \text{ Solo Contr}}{CCO_2 \text{ Solo Contr}} \times 100 \quad \text{Equação 4.}$$

onde, $CCO_2 \text{ Solo Trat}$ é o fluxo de C-CO₂ derivado do solo dos tratamentos em que os resíduos foram aplicados; $CCO_2 \text{ Solo Contr}$ é o fluxo de C-CO₂ derivado do solo do tratamento controle, sem adição de resíduos.

2.3. Análises dos resíduos culturais

A caracterização bioquímica inicial dos resíduos vegetais (Tabela 3) foi realizada pela determinação dos extrativos solúveis em água (ABTCP, 1974). As amostras livres de

extrativos foram usadas para a determinação de lignina solúvel e insolúvel e holocelulose (José; Zanuncio; Colodette, 2011).

Tabela 3. Características bioquímicas e químicas dos resíduos vegetais utilizados na incubação

Resíduo	Extrativos				C	N	P	K
	Solúveis em Acetona	Lignina Solúvel	Lignina Insolúvel	Holocelulose				
 % ⁽¹⁾ dag kg ⁻¹			
Milheto	27,58	3,60	22,77	49,20	39,952	1,85	0,288	2,81
Crotalária	24,65	3,46	21,19	54,15	41,569	1,81	0,239	1,50
Feijão de Porco	49,47	4,61	17,63	34,50	48,450	3,43	0,217	1,95
Girassol	49,56	5,18	25,19	27,88	41,735	2,18	0,245	2,93
Mucuna	32,09	5,36	33,10	34,81	43,822	2,81	0,230	0,78
Eucalipto	27,24	3,81	34,78	35,68	40,236	0,67	0,028	0,78
	Ca	Mg	Fe	Cu	Zn	Mn	C/N	C/P
 dag kg ⁻¹ mg kg ⁻¹				
Milheto	0,45	0,19	102,15	7,80	25,40	104,10	26,75	138,50
Crotalária	1,36	0,27	134,15	7,05	17,40	72,65	28,70	174,16
Feijão de Porco	1,88	0,21	153,10	7,10	18,50	60,20	11,86	185,66
Girassol	1,68	0,33	68,20	7,70	21,20	65,20	13,93	172,68
Mucuna	2,17	0,22	211,50	11,20	29,25	67,60	15,03	178,13
Eucalipto	1,26	0,07	84,00	3,20	8,02	192,45	118,04	1558,93

Extrativos solúveis em acetona (ABTCP, 1974). Lignina solúvel, insolúvel e Holocelulose (José; Zanuncio e Colodette, 2011). N pelo Método Kjeldahl (Bremner e Mulvaney, 1982). P (por colorimetria), K (Fotometria de chama), Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn (por espectrometria de absorção atômica) (Johnson e Ulrich, 1959).

Os resíduos culturais separados dos solos aos 30, 90 e 152 DAI foram secos em estufa de circulação forçada de ar, a 60°C por 72 h e pesados para obtenção da matéria seca. Depois de seco foram triturados em moinho do tipo Willey com malha de 1 mm e determinado o teor de N, após digestão sulfúrica pelo Método Kjeldahl (Bremner e Mulvaney, 1982) e K, Ca, Mg, P, S, Zn e Cu, após digestão nitroperclórica na proporção de 4:1 (Johnson e Ulrich, 1959). Com base nos teores de nutrientes e na matéria seca remanescente (*mSR*) foi realizado o calculado para o conteúdo dos nutrientes remanescentes (*cNR*) nos resíduos culturais.

As taxas de decomposição e de liberação dos nutrientes dos resíduos foram estimadas ajustando-se modelos de regressão não lineares aos valores observados, conforme Olson (1963; Equação 4) e Wieder e Lang (1982; Equações 5 a 7).

$$mSR \text{ ou } cNR = X_0^{-kt} \quad \text{Equação 4.}$$

$$mSR \text{ ou } cNR = A^{-kat} + (100-A) \quad \text{Equação 5.}$$

$$mSR \text{ ou } cNR = A^{-kat} + (100-A)^{-kbt} \quad \text{Equação 6.}$$

$$mSR \text{ ou } cNR = X_0 - kt + kt^2 \quad \text{Equação 7.}$$

em que *mSR* ou *cNR* é a quantidade de matéria seca ou conteúdo do nutriente remanescente no tempo (*t*; dias); *X0* = matéria seca ou conteúdo do nutriente inicial; *k*, *ka*, *kb* = constante de decomposição da matéria seca ou de liberação dos nutrientes, constante do compartimento facilmente decomponível (*A*), e do compartimento mais recalcitrante (*100 - A*), respectivamente.

A escolha do tipo de modelo foi feita com base no menor valor da soma dos quadrados do erro, significância dos parâmetros da equação e no maior valor do coeficiente de determinação (*R*²) ajustado. A meia vida (*t*_{0,5}) dos resíduos foram calculados conforme a Equação 8.

$$t_{0,5} = \frac{-\ln(0,5)}{k} = \frac{0,693}{k} \quad \text{Equação 8.}$$

em que *t*_{0,5} é o tempo necessário para decomposição de 50 % da matéria seca do resíduo (Paul e Clark, 1989).

2.4. C e δ¹³C nas frações da matéria orgânica do solo

Com o objetivo de avaliar a contribuição dos resíduos para as frações da matéria orgânica do solo (MOS) e a eficiência desses resíduos na transferência de C para o solo, foi realizado o fracionamento físico granulométrico da MOS em matéria orgânica particulada - MOP e matéria orgânica associada aos minerais do solo - MAM (Cambardella e Elliott, 1992) nos tempos de 0 e 0,41 ano.

Após o fracionamento físico granulométrico da MOS, as frações foram secas em estufa, moídas e pesadas. Foram determinados em espectrômetro de massa da razão isotópica (IRMS) os teores de C e δ¹³C presentes nas amostras de MOP e MAM.

Desta forma, utilizando o $\delta^{13}\text{C}$ presentes nas amostras de MOP e MAM foi possível realizar o particionamento do C derivado do resíduo e do solo nas frações, conforme as Equações 1 a 3.

2.5. *Determinação de polissacarídeos e fenóis solúveis em água no solo*

Para avaliar a influência dos resíduos na dinâmica *de polissacarídeos e fenóis solúveis em água*, as amostras de solo em cada tempo de amostragem (0, 0,08, 0,25 e 0,41 ano) foram submetidas à análise para determinação desses compostos orgânicos presentes no solo. Na caracterização inicial do solo, além destes também foram realizados a quantificação dos teores de lipídeos totais (LT) no solo.

Para a determinação dos teores de polissacarídeos totais no solo (PST) foi realizado um pré-tratamento das amostras com H_2SO_4 12 mol L^{-1} , à temperatura ambiente, seguida por hidrólise com H_2SO_4 0,5 mol L^{-1} . Para isso, 0,5 g de solo TFSA foi passada por peneira de 0,2 mm (62 mesh) e transferidas para erlenmeyer de 250 mL, ao qual foram adicionados 4 mL de H_2SO_4 12 mol L^{-1} . Depois de duas horas de repouso foram adicionados 92 mL de água destilada para diluição da solução de H_2SO_4 a 0,5 mol L^{-1} . Logo em seguida, o frasco foi autoclavado por uma hora a 103 kPa, produzindo temperatura de aproximadamente 121 °C. Depois de frio, o conteúdo foi filtrado em papel-filtro quantitativo de filtragem lenta para um balão volumétrico de 250 mL, utilizando água destilada para lavar os resíduos até completar o volume do balão. Desse conteúdo, foi pipetado 1 mL e transferido para um tubo de ensaio e, logo em seguida, adicionado 1 mL de solução de fenol a 5% (massa/volume), ou seja, 5 g de fenol (puro) para 100 mL de água destilada, seguido pela adição de 5 mL de H_2SO_4 concentrado (96%, massa massa⁻¹). Depois de 10 min de repouso, os tubos de ensaio foram colocados em bandeja com água (25–30 °C) por 25 min. As soluções tiveram suas absorvâncias medidas em um espectrofotômetro a 490 nm. A conversão dos valores de absorvância em teores de polissacarídeos, foi realizada a partir de uma curva padrão (2, 4, 8, 16, 32 e 64 $\mu\text{g L}^{-1}$) construída com valores de absorvância e concentrações iniciais conhecidas de glicose, conforme Lowe (1993).

Os lipídeos totais do solo foram determinados pelo método de extração contínua Soxhlet, a partir de modificações dos métodos utilizados por Bull et al. (2000); Naafs et al. (2004) e Nierop; Naafs; Van Bergen, (2005). Nesses estudos, o extrato dos lipídeos totais (ELT) do solo foram obtidos utilizando o sistema de extração Soxhlet optando-se por utilizar n-hexano como extrator no lugar da mistura diclorometano/metanol (9:1, v v⁻¹) durante oito horas ao invés de 24 h. Foi utilizado 5 g de solo TFSA passada por peneira de 0,2 mm (60

mesh), transferidos para cartuchos de filtro com lã de vidro. Após adição de n-hexano, foi feita a extração até evaporação máxima do solvente orgânico. Após esse período, o ELT foi seco na própria chapa de extração e em seguida pesado em uma balança de precisão. Esta análise foi feita apenas para a caracterização inicial do solo utilizado neste experimento.

Para determinação dos fenóis solúveis em água foi utilizado 4 g de TFSA macerado e peneirados em 0,2 mm (60 mesh), transferidos para erlenmeyers de 150 ml adicionando 40 ml de água deionizada, fechando-os com papel filme e os colocando em agitador horizontal durante 4 horas para a extração dos polifenóis. Logo após o conteúdo dos erlenmeyers foi transferido para tubos falcon e centrifugado a 3000g durante 20 minutos, em seguida foram filtrados e o resíduo lavado com água deionizada até completar o volume do balão. Desses balões foi retirada uma alíquota de 10 ml para tubos falcon seguida da adição de 10 ml de água destilada, 1,0 ml de reagente de Folin-Ciocalteu composto de uma mistura de ácido fosfotúngstico ($H_3PW_{12}O_{40}$) e ácido fosfomolibdico ($H_3PMo_{12}O_{40}$), e 3,0 ml de carbonato de sódio (Na_2CO_3). Deixou-se os tubos repousar durante uma hora e depois agitou-se em vórtex para ressuspender os precipitados formados durante o repouso e depois foi lido imediatamente a absorvância de cada amostra num espectrofotômetro no comprimento de onda de 750 nm.

Para a conversão dos valores de absorvância em teores de polifenóis, foi feita a partir de uma curva padrão (0, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 e 20 $\mu g\ ml^{-1}$) construída com valores de absorvância e concentrações iniciais conhecida de ácido vanílico, conforme Lowe, (1993).

2.6. Análises estatísticas

Os dados obtidos de fluxos de CO_2 total, CO_2 derivado do resíduo, CO_2 derivado do solo, efeito priming, mSR, cNR, PST, FSA, C-MOP, C-MAM derivados do solo e dos resíduos foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($p=0,05$) e de homocedasticidade de Levenes ($p=0,05$), utilizando o software Statistica 12.0 (Stat soft Inc., Tulsa, USA). Quando não atendida às premissas da estatística paramétrica as variáveis foram transformadas por Box Cox, utilizando o software PAST versão 3.19 (Hammer, Harper, Ryan, 2001).

Os modelos descrevendo a cinética de mSR e cNR, ao longo do tempo foram ajustados por meio de regressões usando o software Sigma Plot versão 12.0 (Systat Software Inc., Chicago, IL, USA). Além disso, os dados de PST e FSA foram submetidos à análise de variância (ANOVA) dentro de cada tempo. As médias de PST e FSA, quando comparadas em

função dos resíduos, foram comparadas pelo teste de Scott-Knott ($p = 0,05$), quando comparadas em função do fator adição ou não de milho utilizou-se o teste t de Student (LSD) ($p = 0,05$).

O C associado as frações MOP e MAM derivados dos resíduos e do solo também foi submetido à análise de variância fatorial (ANOVA) apenas no tempo de 0,41 ano. Posteriormente, as médias quando comparadas em função dos resíduos, foram comparadas pelo teste de Scott-Knott ($p = 0,05$), quando comparadas em função do fator adição ou não de milho utilizou-se o teste t de Student (LSD) ($p = 0,05$) utilizando o software Sisvar 5.3 (Ferreira, 2011).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Fluxos de C-CO₂ e Efeito priming (EP)

Analisando a emissão de C-CO₂ total pelo solo com os resíduos sem a adição de milho pode-se observar que os solos com resíduos de feijão de porco, mucuna e girassol apresentaram os maiores fluxos de C-CO₂ total aos 7 dias após a incubação (DAI) (Figura 1a). Após 14 dias da incubação os fluxos de C-CO₂ totais do solo não se diferenciaram para os diferentes resíduos e tenderam a uma redução significativa das emissões ao longo do tempo (Figura 1a).

Nos solos com a adição de resíduo milho, as maiores emissões de C-CO₂ total aos 7 dias da incubação do resíduo foram observadas quando houve a adição de feijão de porco, mucuna e o resíduo sozinho de milho (Figura 1b). Porém, ao longo do tempo os fluxos de C-CO₂ não foram diferenciados entre os resíduos avaliados (Figura 1b).

Referente aos fluxos de C-CO₂ derivado dos resíduos, quando não houve adição de resíduos de milho (Figura 1c), notou-se que os fluxos observados aos 7 DAI são semelhantes aos fluxos de CO₂ total (Figura 1a), podendo atribuir que a maior contribuição para o CO₂ total foi advinda da decomposição dos resíduos de feijão de porco, mucuna e girassol. Possivelmente a maior emissão inicial desses resíduos, pode ser devido a composição bioquímica dessas espécies, as quais apresentaram altos valores de compostos solúveis de 49,47; 32,09 e 49,56%, respectivamente (Tabela 3). Baumann et al. (2009); Clemente et al. (2013) e Majumder e Kuzyakov (2010) enfatizam que nos estágios iniciais da decomposição os compostos que primeiramente são metabolizados são os solúveis. Aos 14 dias da incubação dos resíduos já se observa uma redução dos fluxos das emissões C-CO₂ derivado dos resíduos, comportamento semelhante ao observado por Andrade et al. (2015);

Loss et al. (2012); Maluf et al. (2015b) onde todos esses autores relatam um pool inicial de emissões de C-CO₂, porém até próximo de 20 dias esses valores decrescem exponencialmente como o observado no presente estudo.

Nos solos com adição de milho os fluxos de C-CO₂ derivados dos resíduos foram baixos em todos os tempos (Figura 1d), podendo inferir por meio desses resultados que com a adição de resíduo de milho há um retardamento da decomposição dos resíduos e, conseqüente, emissão de C-CO₂.

Ao analisar os fluxos de CO₂ derivados do solo (Figura 1e; f), os mesmos corroboraram com o comportamento observado nos fluxos de CO₂ total e derivado dos resíduos. Nos solos sem a adição de milho, os fluxos de CO₂ derivado do solo foram baixos, confirmando a contribuição dos resíduos para os altos fluxos de CO₂ totais observados no período inicial da incubação (7 DAI; Figura 1a; c). Enquanto os solos com a adição de milho os fluxos de CO₂ derivados do solo foram mais elevados (Figura 1f), confirmando maior contribuição de CO₂ derivado do solo para os fluxos de CO₂ total.

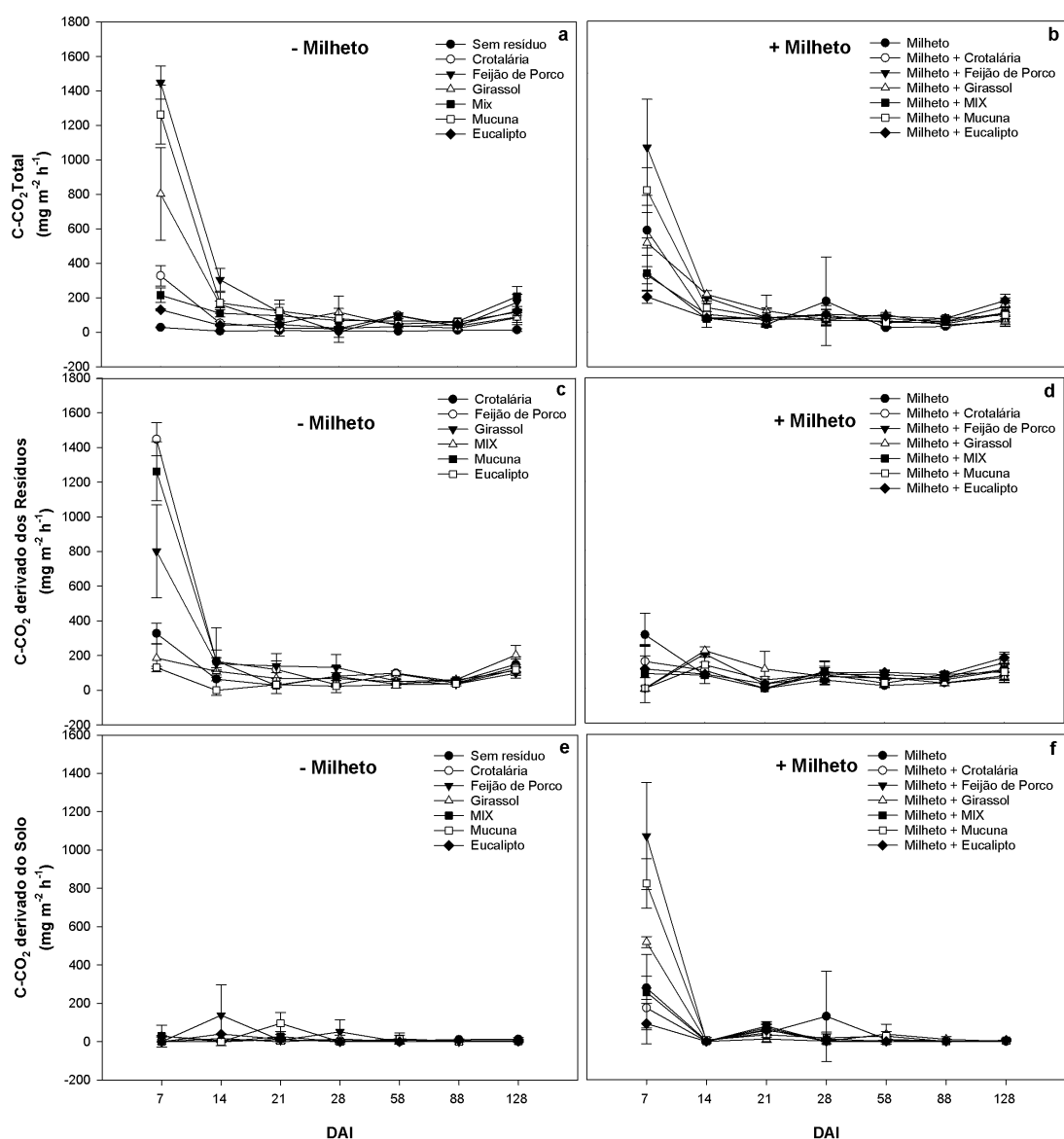


Figura 1. Fluxo de C-CO₂ total (a; b), Fluxos de C-CO₂ derivado dos resíduos (c; d) e Fluxos de C-CO₂ derivados do solo (e; f) sem e com a adição de resíduos de milho e diferentes resíduos culturais de crotalária, feijão de porco, girassol, mix (eucalipto+crotalária), mucuna e eucalipto em sete coletas realizadas durante o período de incubação (7, 14, 21, 28, 56, 8 e 128 dias após incubação - DAI). Barras verticais representam o intervalo de confiança em torno da média ($\alpha=0,05$).

Os fluxos de CO₂ derivado do solo com a adição do resíduo de milho aponta para possível decomposição da matéria orgânica nativa do solo já aos 7 dias após a incubação (Figura 2b). Este fato pode estar ocorrendo devido à alta relação C/N do milho (26,75) (Tabela 2), sendo necessário maior demanda de N para a decomposição desses resíduos suprida pela decomposição da matéria orgânica nativa do solo, em um processo denominado *Efeito priming* (Kuzuyakov, 2010).

A emissão de C-CO₂ derivado do solo com a adição dos resíduos de milho refletem nos valores observados de efeito priming (Figura 2b). A adição dos resíduos de milho, resultou em efeito priming positivo, aos 7, 21 e 58 dias após a incubação, ficando mais evidente aos 7 dias, indicando que houve degradação da MOS. Já para os tratamentos sem a adição de milho, a maioria destes apresentou um efeito priming negativo ao longo do tempo (Figura 2a).

O milho, por se tratar de uma espécie gramínea com alta relação C/N (26,75, Tabela 3), altos teores de lignina insolúvel e holocelulose (22,77 e 49,20%, respectivamente, Tabela 3), dificulta a sua decomposição bem como liberação de N para o solo, podendo assim explicar o resultado obtido de alto efeito priming quando esse resíduo combinado com os demais foram adicionados ao solo.

O N é um dos fatores primordiais na dinâmica da MOS, tanto em relação a decomposição de resíduos bem como nos processos de estabilização da MOS. Associado a isso, ressalta-se a importância da composição dos resíduos aportados no solo em função da sua labilidade que influencia diretamente no efeito priming provocado no solo, onde resíduos mais lábeis tendem a influenciar um efeito priming negativo, pela facilidade de degradação dos compostos mais solúveis presentes nos resíduos, já em resíduos mais recalcitrantes, tendem a forçar a degradação da MOS nativa (Cotrufo et al., 2013).

Além de depender do tipo de resíduo vegetal que é adicionado, o efeito priming depende também da população microbiana presente no solo (Fontaine; Mariotti; Abbadie, 2003). Quando este efeito é negativo, tende a reduzir o efluxo de C-CO₂ do solo e a estimular o sequestro de C, reduzindo assim, a emissão de gases de efeito estufa bem como os impactos causados por estes (Blagodatskaya et al., 2007).

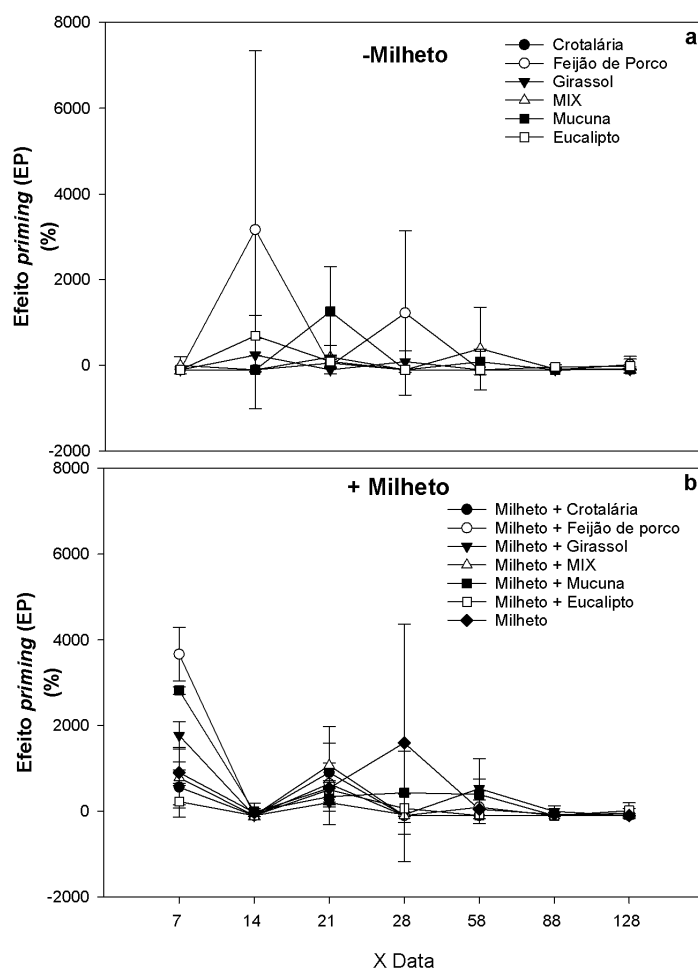


Figura 2. Efeito priming (%) no solo sem e com a adição de resíduo de milho e diferentes resíduos culturais de crotalária, feijão de porco, girassol, mix (eucalipto+crotalária), mucuna e eucalipto em sete coletas realizadas durante o período de incubação (7, 14, 21, 28, 56, 8 e 128 dias após incubação - DAI). Barras verticais representam o intervalo de confiança em torno da média ($\alpha=0,05$).

O efeito priming positivo é denominado como o aumento da mineralização de formas de C presentes no solo (MOS ou C nativo) em decorrência da adição de substrato. Quando essa mineralização é retardada, o fenômeno é chamado efeito priming negativo (Kuzyakov; Friedel; Stahr, 2000). Esse efeito priming positivo associa-se à disponibilização de fontes lábeis de C ou nutrientes limitantes à atividade microbiana retardando a degradação do substrato que é aportado e contribuindo para decomposição da MOS. Já o efeito priming negativo ocorre devido a imobilização de nutrientes, a utilização preferencial de substratos mais disponíveis (Kuzyakov; Friedel; Stahr, 2000) favorecendo a decomposição dos substratos que são portados no solo.

O efeito priming induzido pelo material adicionado em ambos os solos com adição dos resíduos combinados ou não com o milho, tendeu a diminuir ao longo do tempo,

comportamento este semelhante ao observado por Qiu et al. (2016), onde os valores de efeito priming tenderam a um declínio ao longo do tempo, resultando em um efeito priming negativo. Os mesmos autores também relatam que inicialmente com a adição dos resíduos de milho, o efeito priming foi positivo, semelhante ao observado no presente estudo ao ser aportado milheto ao solo, porém, esse efeito tendeu a reduzir ao longo do tempo, resultando em um efeito priming negativo.

O processo de decomposição de resíduos culturais pode ser dividido em três etapas (decomposição rápida, intermediária e lenta) de acordo com seus componentes químicos (solúvel, celulose e hemicelulose e compostos semelhantes à lignina) (Hadas et al., 2004). Assim, a composição bioquímica diversa dos resíduos durante o processo de decomposição, pode influenciar distintamente sobre o efeito priming ao longo do tempo.

3.2. *Decomposição dos resíduos culturais*

O C inicialmente mineralizado de resíduos vegetais é advindo de compostos mais lábeis solúveis em água, e ao longo do período de incubação compostos mais recalcitrantes tornam-se mais participantes no processo de mineralização do C (Jensen et al., 2005; Maluf et al., 2015b).

Para descrever o comportamento da matéria seca remanescente dos resíduos (mSR) ao longo do tempo de incubação, o modelo que apresentou melhor ajuste foi o de decaimento exponencial proposto por Olson (1963) (Equação 4).

As maiores taxas de decomposição foram observadas para o resíduo de feijão de porco associado ou não com resíduo de milheto e para o girassol sem a presença do milheto, com valores médios de mSR aos 152 DAI de 35,43%, 38,38% e 37,67%, respectivamente (Figura 3). O processo de decomposição desses resíduos pode ser influenciado pelos altos valores de extrativos solúveis em água observados (49,47% no resíduo de feijão de porco e 49,55% no resíduo de Girassol; Tabela 3). Os extrativos representam uma fração mais facilmente decomponível. Nessas condições a decomposição é impulsionada pela facilidade de degradação de compostos solúveis em água (Bertrand et al., 2006).

Os extrativos são um grupo de substâncias consideradas heterogêneas que podem ser obtidas através da extração por vários solventes polares ou não polares como por exemplo água e acetona (Peng et al., 2010; Tekin et al., 2014; Telmo e Lousada, 2011). Eles são constituídos por uma ampla gama de compostos orgânicos e inorgânicos, dentre estas estão proteínas, gorduras, ácidos graxos, açúcares, fenóis, terpenos, ácidos resínicos e resinas. Em

função do tipo de tecido vegetal ou do grupo vegetal (herbáceo, arbustivo ou arbóreo), o tipo e a quantidade desses componentes podem variar. Embora os extrativos normalmente representam menos de 2% do peso seco das plantas, eles são importantes contribuintes para certas características da planta, tais como cor, cheiro, sabor e durabilidade (Peng et al., 2010; Tekin et al., 2014), influenciando diretamente na taxa de decomposição desses resíduos.

A crotalária apresentou o menor teor de extrativos solúveis em água (24,65%) e o maior teor de holocelulose (54,15%) (Tabela 3). A holocelulose (celulose+hemicelulose) e lignina são reconhecidamente componentes dos resíduos vegetais que apresentam menor taxa de degradação (Cobo et al., 2002; Jensen et al., 2005), exercendo maior influência principalmente nos estágios mais avançados de decomposição. Diante dessa constatação pode-se explicar os valores observados de $t_{0,5}$ (Tabela 4) para os tratamentos que apresentavam a crotalária na sua constituição ($t_{0,5}=0,58$ anos para resíduo solteiro de crotalária e $t_{0,5}=0,52$ anos para o consórcio entre crotalária + milho), apresentando maior recalcitrância desse material quando consorciado com o milho em comparação com o consórcio de eucalipto com milho ($t_{0,5}=0,41$ anos) (Figura 3). Possivelmente, o período amostral do presente estudo não permitiu a detecção de uma maior decomposição da crotalária, mas possivelmente este alcançaria níveis maiores de decomposição ao longo do tempo.

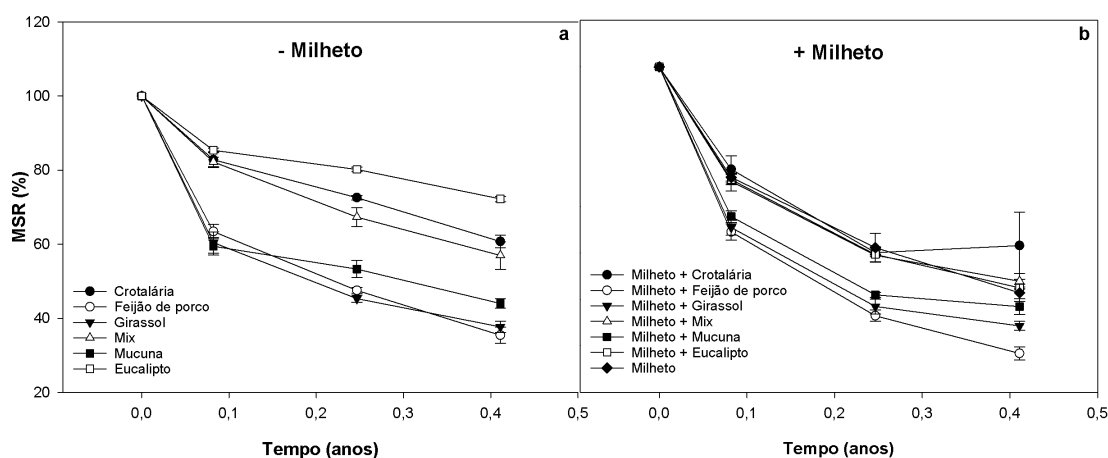


Figura 3. Massa seca remanescente (MSR) dos resíduos sem e com milho e crotalária, feijão de porco, girassol, mix (eucalipto+crotalária), mucuna e eucalipto em sete coletas realizadas durante o período de incubação (0; 0,08; 0,25 e 0,41 anos após a incubação).

Os resíduos de eucalipto e crotalária apresentaram maior recalcitrância. Ao final dos 152 DAI, o resíduo com maior valor de mSR foi o de eucalipto (72,28%). O resíduo apenas de crotalária apresentou uma mSR ao final dos 152 DAI de 60,76%, quando esse resíduo foi

combinado com o milho apresentou uma mSR de 61,57% ao final do período de incubação (Figura 3).

O resíduo de eucalipto utilizado no presente estudo foi constituído por folhas, galhos e casca nas proporções de 13,57%, 12,32% e 74,11%, respectivamente, o qual apresentou um valor médio de 34,78% de lignina insolúvel, teore de N de 0,67% e extrativos solúveis de 27,58% (Tabela 3), características de resíduo mais recalcitrantes, o que reflete na menor taxa de decomposição desses resíduos (com maior $t_{0,5}$, 0,93 anos –Tabela 4). Porém, ao ser combinado com outros resíduos, a taxa de decomposição é reduzida da seguinte forma: Mix (eucalipto + crotalária) ($t_{0,5}$ 0,49 anos); milho com eucalipto ($t_{0,5}$ 0,41 anos); e milho + Mix ($t_{0,5}$ 0,43 anos), com redução em média de quase metade do tempo de meia vida do resíduo de eucalipto quando adicionado aos demais resíduos, indicando haver um estímulo maior a decomposição dos resíduos de eucalipto pela disponibilidade de C, nutrientes e energia pelos resíduos de crotalária e de milho.

Tabela 4. Equações ajustadas para a decomposição dos resíduos com os respectivos tempos de meia-vida ($t_{0,5}$).

Resíduo	Equação	R ²	$t_{0,5}$ (anos)
Crotalária	$y=96,5762^{(-1,1763*x)}$	0,9287	0,5891
Feijão de porco	$y=93,0786^{(-2,7363*x)}$	0,9075	0,2533
Girassol	$y=91,5166^{(-2,7128*x)}$	0,8588	0,2555
Mix	$y=96,7297^{(-1,3880*x)}$	0,9103	0,4993
Mucuna	$y=89,3908^{(-2,0967*x)}$	0,7651	0,3305
Eucalipto	$y=96,1660^{(-0,7384*x)}$	0,8880	0,9385
Milho	$y=94,9879^{(-1,6720*x)}$	0,9108	0,4145
Milho + Crotalária	$y=93,6093^{(-1,3285*x)}$	0,6986	0,5216
Milho + Feijão de porco	$y=92,9050^{(-2,6281*x)}$	0,8997	0,2637
Milho + Girassol	$y=91,8987^{(-2,2674*x)}$	0,8549	0,3056
Milho + Mix	$y=94,0512^{(-1,6066*x)}$	0,8855	0,4313
Milho + Mucuna	$y=91,9002^{(-2,0042*x)}$	0,8391	0,3458
Milho + Eucalipto	$y=94,5127^{(-1,6610*x)}$	0,9112	0,4172

Os resíduos de feijão de porco e crotalaria apresentaram menor teor de lignina insolúvel (17,63 e 21,19%, respectivamente). Quando analisando os teores de holocelulose nos resíduos, a crotalária e o milho obtiveram os maiores teores, 54,15 e 49,20%, respectivamente (Tabela 3). O comportamento da crotalária quanto aos teores de holocelulose contrastou com o observado na literatura, onde no trabalho realizado por Trinsoutrot et al. (2000a), os autores encontraram menores valores de lignina em material vegetal de leguminosas e maiores em materiais vegetais de gramíneas, porém a crotalária apresentou valores ainda maiores do que o milho.

O feijão de porco e mucuna apresentaram os maiores teores de N (3,43 e 2,81 dag kg⁻¹, respectivamente), por se tratar de espécies leguminosas; refletindo nos valores observados da relação C/N onde estes resíduos e o do girassol obtiveram razão menor que 30 (11,86; 15,03 e 13,93, respectivamente), enquanto o resíduo de eucalipto apresentou uma razão C/N de 118,04 e maior relação C/P, sendo essas razões bem como lignina/polifenóis, lignina/N, polifenóis/N, primordiais para a decomposição de resíduos no solo (Matos et al., 2011). A crotalária por sua vez, apresentou relação C/N semelhante à do milho (28,70 e 26,75, respectivamente – Tabela 3).

Carvalho e Amabile (2006) obtiveram resultado semelhante ao do presente estudo ao analisar resíduo de crotalária. Os mesmos autores expressam através disso o potencial da *Crotalaria juncea* para uso como adubo verde e cobertura, pois esta pode proporcionar eficiente cobertura do solo pelos seus resíduos, permanecendo estes por maior tempo na superfície em relação às outras leguminosas, devido à alta relação C/N (28,70) observada do seu material.

A recalcitrância desses resíduos pode estar associada à sua composição bioquímica, retardando o processo de decomposição, além disso podendo apresentar colonização microbiana pouco específica, ou seja, sendo necessário organismos capazes de atuar sobre esses resíduos para a degradação de compostos específicos.

Nesse estudo foi observado visualmente que nos solos onde foram adicionados resíduos de eucalipto e crotalária separadamente, ocorreu o menor desenvolvimento de comunidades microbianas (sinalizado pela percepção visual de estruturas microbianas; Anexo 1), diferentemente do observado para os solos os quais adicionaram girassol, feijão de porco e mucuna (Anexo 2).

Nos solos onde foi adicionado girassol, feijão de porco e mucuna apresentaram uma intensa colonização fúngica durante todo o período de incubação (percepção visual de estruturas microbianas; Anexo 2) e tiveram as maiores taxas de decomposição (Figura 3), indicando a presença de compostos bioquímicos mais facilmente decomponíveis. Assim, gêneros específicos de microrganismos podem prevalecer em função do tipo de resíduo, tanto pela sua qualidade (composição bioquímica) como pela sua quantidade, regulando a taxa de decomposição (Kallenbach, Frey, Grandy, 2016; Moreira e Siqueira, 2006).

3.3. Dinâmica da liberação de nutrientes

O modelo ajustado utilizado para descrever a cinética de liberação de nutrientes para todos os resíduos analisados foi por meio do modelo polinomial quadrático representado nas

Tabelas 5 e 6. Segundo Wieder e Lang (1982), esse modelo possibilita descrever o comportamento da decomposição bem como da liberação de nutrientes de resíduos.

De maneira geral, houve maior liberação de N, P e K em todos os resíduos, possivelmente devido a sua maior abundância nos resíduos vegetais (Tabela 5). Enquanto os micronutrientes Cu, Mn e Zn foram os que apresentaram menor taxa de mineralização (Tabela 6). O Fe, não apresentou resultados significativos de quantidade mineralizada em nenhum dos resíduos, podendo isso ser devido a contaminação com solo durante a retirada do material vegetal dos recipientes de teste para posteriores análises.

Os teores iniciais de N nos resíduos, segundo nutriente com maior liberação, variaram entre 0,67 e 3,43 dag kg⁻¹ nos resíduos de eucalipto e feijão de porco, respectivamente (Tabela 3).

Tabela 5. Conteúdo médio inicial e final observado de N, P, K, Ca e Mg na matéria seca remanescente dos resíduos, modelo quadrático ajustado para o conteúdo do nutriente remanescente (CNR), seguido do coeficiente de determinação (R²)

RESÍDUOS	CI ⁽¹⁾	CF ⁽²⁾	QM ⁽³⁾	% ⁽⁴⁾	CNR (\hat{y}) = X0-kt+kt ²	R ²
..... Nitrogênio (N)						
Crotalária	0,1808	0,1018	0,0791	43,75	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1117
Feijão de porco	0,3431	0,1081	0,2351	68,52	$\hat{y}=0,3265-1,4137^{**}t+2,1839^{**}t^2$	0,9314
Girassol	0,2179	0,1024	0,1156	53,05	$\hat{y}=0,2073-0,893^{**}t+1,574^{**}t^2$	0,8751
Mix	0,1238	0,0875	0,0363	29,32	$\hat{y}=0,1151-0,4279^{**}t+0,8967^{**}t^2$	0,4771
Mucuna	0,2813	0,1812	0,1001	35,58	$\hat{y}=0,281-1,108^{**}t+2,106^{**}t^2$	0,8105
Eucalipto	0,0667	0,0559	0,0108	16,19	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1928
Milheto	0,1855	0,1231	0,0624	33,64	$\hat{y}=0,172-0,307^*t+0,488^{ns}t^2$	0,4493
Milheto + Crotalária	0,1832	0,1008	0,0824	44,98	$\hat{y}=\bar{y}$	0,3286
Milheto + Feijão de porco	0,2643	0,1388	0,1254	47,45	$\hat{y}=0,247-0,783^{**}t+1,302^{**}t^2$	0,7338
Milheto + Girassol	0,2017	0,1200	0,0817	40,51	$\hat{y}=0,19-0,591^{**}t+1,051^{**}t^2$	0,6663
Milheto + Mix	0,1546	0,1714	-0,0167	-10,80	$\hat{y}=\bar{y}$	0,2935
Milheto + Mucuna	0,2334	0,1616	0,0718	30,76	$\hat{y}=0,232-0,525^0t+0,861^{ns}t^2$	0,3854
Milheto + Eucalipto	0,1261	0,0931	0,0330	26,17	$\hat{y}=0,1215-0,312^{**}t+0,6009^*t^2$	0,4830
Média	0,1971	0,1189	0,0782	36,69		
..... Fósforo (P)						
Crotalária	0,0239	0,0014	0,0225	94,14	$\hat{y}=0,23-0,159^{**}t+0,2642^{**}t^2$	0,9638
Feijão de porco	0,0217	0,0020	0,0197	90,78	$\hat{y}=0,23-0,113^{**}t+0,1469^{**}t^2$	0,9447
Girassol	0,0245	0,0023	0,0222	90,61	$\hat{y}=0,26-0,13^{**}t+0,1698^{**}t^2$	0,9363
Mix	0,0122	0,0009	0,0113	92,62	$\hat{y}=0,0117-0,0775^{**}t+0,1258^{**}t^2$	0,9733
Mucuna	0,023	0,0024	0,0206	89,57	$\hat{y}=0,026-0,108^{**}t+0,1182^0t^2$	0,8719
Eucalipto	0,283	0,0004	0,279	98,59	$\hat{y}=\bar{y}$	0,2493
Milheto	0,0288	0,0033	0,0255	88,54	$\hat{y}=0,033-0,137^{**}t+0,1493^{ns}t^2$	0,7870
Milheto + Crotalária	0,0264	0,0027	0,0237	89,77	$\hat{y}=0,029-0,135^{**}t+0,1666^{**}t^2$	0,9099

Milheto + Feijão de porco	0,0253	0,0025	0,0228	90,12	$\hat{y}=0,028-0,12^{**}t+0,1307^0t^2$	0,8466
Milheto + Girassol	0,0267	0,0026	0,0241	90,26	$\hat{y}=0,03-0,125^{**}t+0,1309^{ns}t^2$	0,8324
Milheto + Mix	0,0205	0,0017	0,0189	92,20	$\hat{y}=0,0226-0,1041^{**}t+0,1243^{*}t^2$	0,8770
Milheto + Mucuna	0,0259	0,0026	0,0234	90,35	$\hat{y}=0,029-0,124^{**}t+0,1378^0t^2$	0,8679
Milheto + Eucalipto	0,0147	0,0017	0,0130	88,44	$\hat{y}=0,0157-0,0771^{**}t+0,1022^{**}t^2$	0,9457
Média	0,0211	0,0020	0,0191	90,40		
..... Potássio (K)						
Crotalária	0,1499	0,0803	0,0697	46,50	$\hat{y}=0,149-0,81^{**}t+1,5644^{**}t^2$	0,9344
Feijão de porco	0,1947	0,0512	0,1435	73,70	$\hat{y}=0,205-0,861^{**}t+1,1611^{**}t^2$	0,9511
Girassol	0,2932	0,0490	0,2442	83,29	$\hat{y}=0,307-1,338^{**}t+1,6959^{**}t^2$	0,9051
Mix	0,1138	0,0426	0,0712	62,57	$\hat{y}=0,054+1,7624^{**}t-4,2233^{**}t^2$	0,4936
Mucuna	0,0779	0,0458	0,0321	41,21	$\hat{y}=\bar{y}$	0,4716
Eucalipto	0,0776	0,0257	0,0520	67,01	$\hat{y}=0,068-0,2935^{**}t+0,485^{*}t^2$	0,6610
Milheto	0,2813	0,1068	0,1745	62,03	$\hat{y}=0,331-1,585^{**}t+2,422^{*}t^2$	0,7211
Milheto + Crotalária	0,2156	0,0952	0,1204	55,84	$\hat{y}=0,089+5,4032^{**}t-12,83^{**}t^2$	0,6639
Milheto + Feijão de porco	0,2380	0,0955	0,1425	59,87	$\hat{y}=\bar{y}$	0,2660
Milheto + Girassol	0,2873	0,0829	0,2043	71,11	$\hat{y}=\bar{y}$	0,2867
Milheto + Mix	0,1975	0,1068	0,0907	45,92	$\hat{y}=0,0996+4,3719^{**}t-10,3785^{**}t^2$	0,6881
Milheto + Mucuna	0,1796	0,1200	0,0596	33,18	$\hat{y}=0,136+2,1822^{*}t-5,3048^{*}t^2$	0,2891
Milheto + Eucalipto	0,1795	0,1051	0,0744	41,45	$\hat{y}=0,1205+1,9893^0t-4,8006^0t^2$	0,2126
Média	0,1912	0,0775	0,1138	59,50		
..... Cálcio (Ca)						
Crotalária	0,1355	0,0435	0,0921	67,97	$\hat{y}=0,114-0,739^{**}t+1,425^{**}t^2$	0,6100
Feijão de porco	0,1884	0,1383	0,0501	26,59	$\hat{y}=0,177-0,306^0t+0,5381^{ns}t^2$	0,3301
Girassol	0,1675	0,1161	0,0514	30,69	$\hat{y}=0,154-0,364^{*}t+0,688^{*}t^2$	0,4387
Mix	0,1307	0,1102	0,0204	15,61	$\hat{y}=0,1229-0,4858^{**}t+1,1241^{**}t^2$	0,4857
Mucuna	0,217	0,1685	0,0485	22,35	$\hat{y}=0,196-0,369^0t+0,781^{ns}t^2$	0,2067
Eucalipto	0,1258	0,1849	-0,0592	-47,06	$\hat{y}=0,1222-0,161^{ns}t+1,1241^{*}t^2$	0,6715
Milheto	0,0446	0,0401	0,0045	10,09	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1048
Milheto + Crotalária	0,0901	0,0524	0,0377	41,84	$\hat{y}=0,081-0,336^{**}t+0,667^{**}t^2$	0,6276
Milheto + Feijão de porco	0,1165	0,1235	-0,0069	-5,92	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1099
Milheto + Girassol	0,1061	0,0960	0,0100	9,43	$\hat{y}=\bar{y}$	0,0144
Milheto + Mix	0,0876	0,0649	0,0228	26,03	$\hat{y}=0,092-0,1727^0t+0,25^{ns}t^2$	0,4181
Milheto + Mucuna	0,1308	0,1269	0,0040	3,06	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1283
Milheto + Eucalipto	0,0852	0,1294	-0,0442	-51,88	$\hat{y}=0,0805-0,2049^0t+0,7987^{**}t^2$	0,7364
Média	0,1251	0,1073	0,0178	14,22		
..... Magnésio (Mg)						
Crotalária	0,0270	0,0130	0,0140	67,97	$\hat{y}=0,024-0,11^{**}t+0,208^{**}t^2$	0,6729
Feijão de porco	0,0207	0,0143	0,0064	26,59	$\hat{y}=0,021+0,0217^{ns}t-0,094^{*}t^2$	0,6908
Girassol	0,0334	0,0204	0,0130	30,69	$\hat{y}=\bar{y}$	0,7611
Mix	0,0172	0,0110	0,0062	15,61	$\hat{y}=0,0157-0,0503^{**}t+0,0982^{*}t^2$	0,5310
Mucuna	0,0222	0,0163	0,0059	22,35	$\hat{y}=0,022+0,0052^{ns}t-0,045^0t^2$	0,7070
Eucalipto	0,0074	0,0072	0,0003	-47,06	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1043
Milheto	0,0192	0,0176	0,0017	10,09	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1421
Milheto + Crotalária	0,0231	0,0171	0,0060	41,84	$\hat{y}=0,023-0,06^{**}t+0,1135^{**}t^2$	0,8358
Milheto + Feijão de	0,0200	0,0144	0,0055	-5,92	$\hat{y}=\bar{y}$	0,4549

porco						
Milheto + Girassol	0,0263	0,0182	0,0081	9,43	$\hat{y}=0,027-0,048t+0,0657t^2$	0,7752
Milheto + Mix	0,0182	0,0118	0,0064	26,03	$\hat{y}=\bar{y}$	0,4611
Milheto + Mucuna	0,0207	0,0158	0,0049	3,06	$\hat{y}=0,021-0,038^{**}t+0,063^{*}t^2$	0,6378
Milheto + Eucalipto	0,0133	0,0127	0,0007	-51,88	$\hat{y}=0,0125-0,0332^{**}t+0,0832^{**}t^2$	0,5037
Média	0,0207	0,0146	0,0061	14,22		

⁽¹⁾CI = Conteúdo inicial do nutriente, g. ⁽²⁾CF = Conteúdo final do nutriente no resíduo vegetal após 152 dias de incubação, g. ⁽³⁾QM = Quantidade mineralizada do nutriente. ⁽⁴⁾% = Porcentagem representativa da quantidade mineralizada.

O resíduo de feijão de porco apresentou a maior quantidade de N mineralizado (68,51%) seguido do resíduo de girassol (53,04%), ambos sem a presença do milho. Na sequência, os resíduos de milho + feijão de porco (47,47%), milho + girassol (40,51%) e milho + mucuna (30,76%) (Tabela 5). O resíduo de eucalipto por sua vez, como este apresentou os menores teores iniciais de N, os resíduos referentes a combinações com o eucalipto (Mix, milho associado com mix e com eucalipto), apresentaram as menores taxas de mineralização.

A partir da observação dos dados referentes a mineralização, é possível notar a diferença na contribuição de N para o solo entre resíduos de leguminosas e não-leguminosas, indicando assim um alto potencial dessas espécies como uma fonte alternativa de N no solo, como também pode ser observado no estudo feito por Nezomba et al, (2010) e Dawson e Hilton, (2011).

Tabela 6. Conteúdo médio inicial e final observado de Cu, Mn, Fe e Zn na matéria seca remanescente dos resíduos, modelo quadrático ajustado para o conteúdo do nutriente remanescente (CNR), seguido do coeficiente de determinação (R²)

RESÍDUOS	CI ⁽¹⁾	CF ⁽²⁾	QM ⁽³⁾	% ⁽⁴⁾	CNR (\hat{y}) = X0-kt+kt ²	R ²
				 Cobre (Cu)	
Crotalária	0,0705	0,0448	0,0257	36,45	$\hat{y}=0,064-0,305^{**}t+0,6429^{**}t^2$	0,6944
Feijão de porco	0,0710	0,0577	0,0133	18,73	$\hat{y}=0,068-0,111^{*}t+0,2135^{*}t^2$	0,4696
Girassol	0,0770	0,0627	0,0143	18,57	$\hat{y}=0,078-0,168^{**}t+0,3195^{**}t^2$	0,8000
Mix	0,0513	0,0382	0,0131	25,54	$\hat{y}=0,0479-0,2288^{**}t+0,5068^{**}t^2$	0,7631
Mucuna	0,1120	0,1123	-0,0003	-0,27	$\hat{y}=0,116-0,123^{*}t+0,2725^{0}t^2$	0,2660
Eucalipto	0,0320	0,0355	-0,0035	-10,94	$\hat{y}=0,0319-0,1324^{**}t+0,3441^{**}t^2$	0,9556
Milheto	0,0780	0,0605	0,0175	22,44	$\hat{y}=\bar{y}$	0,2345
Milheto + Crotalária	0,0743	0,0643	0,0099	13,32	$\hat{y}=0,074-0,247^{**}t+0,5436^{**}t^2$	0,9228
Milheto + Feijão de porco	0,0745	0,0658	0,0087	11,68	$\hat{y}=0,075-0,199^{**}t+0,4271^{**}t^2$	0,7245
Milheto + Girassol	0,0775	0,0672	0,0103	13,29	$\hat{y}=0,079-0,152^{*}t+0,2983^{*}t^2$	0,4187
Milheto + Mix	0,0646	0,0641	0,0005	0,77	$\hat{y}=0,0671-0,3056^{**}t+0,7206^{**}t^2$	0,4546
Milheto + Mucuna	0,095	0,0914	0,0036	3,79	$\hat{y}=0,101-0,185^{0}t+0,3817^{0}t^2$	0,2629
Milheto + Eucalipto	0,055	0,0452	0,0098	17,82	$\hat{y}=0,0532-0,2091^{**}t+0,4659^{**}t^2$	0,7634

Média	0,0717	0,0623	0,0095	13,18		
..... Manganês (Mn)						
Crotalária	0,7265	0,2574	0,4691	64,57	$\hat{y}=0,628-4,562^{**}t+9,127^{**}t^2$	0,7216
Feijão de porco	0,6020	0,3708	0,2312	38,41	$\hat{y}=0,567-1,788^{**}t+3,264^{*}t^2$	0,5766
Girassol	0,6520	0,4484	0,2036	31,23	$\hat{y}=0,617-1,771^{**}t+3,39^{**}t^2$	0,6811
Mix	13,255	11,477	0,1778	1,34	$\hat{y}=1,311-2,9972^{**}t+6,3579^{**}t^2$	0,4953
Mucuna	0,6760	0,5831	0,0929	13,74	$\hat{y}=0,66-2,175^{**}t+4,873^{**}t^2$	0,7171
Eucalipto	19,245	22,159	-0,2914	-1,51	$\hat{y}=1,891-3,7061^{**}t+11,016^{**}t^2$	0,8319
Milheto	10,410	11,037	-0,0627	-0,60	$\hat{y}=0,985-3,416^{*}t+9,141^{*}t^2$	0,4205
Milheto + Crotalária	0,8838	0,9034	-0,0196	-2,22	$\hat{y}=0,837-3,7^{**}t+9,499^{**}t^2$	0,6615
Milheto + Feijão de porco	0,8215	0,7534	0,0681	8,29	$\hat{y}=0,76-1,937^{*}t+4,809^{*}t^2$	0,3187
Milheto + Girassol	0,8465	0,7524	0,0941	11,12	$\hat{y}=0,801-2,187^{**}t+5,132^{**}t^2$	0,4897
Milheto + Mix	11,832	0,8675	0,3157	2,67	$\hat{y}=1,175-3,8794^{**}t+7,6379^{**}t^2$	0,5949
Milheto + Mucuna	0,8585	0,6962	0,1623	18,91	$\hat{y}=0,822-2,088^{*}t+4,414^{*}t^2$	0,3572
Milheto + Eucalipto	14,827	13,584	0,1244	0,84	$\hat{y}=1,3862-4,2721^{**}t+10,445^{**}t^2$	0,4742
Média	5,8181	4,9146	0,1204	2,07		
..... Ferro (Fe)						
Crotalária	13,415	91,688	-78,273	-583,47	$\hat{y}=\bar{y}$	0,7417
Feijão de porco	15,310	40,344	-25,034	-163,51	$\hat{y}=1,9+71,521^{**}t-162,2^{**}t^2$	0,7209
Girassol	0,6820	51,857	-45,037	6603,67	$\hat{y}=0,813+52,817^{**}t-102,9^{**}t^2$	0,698
Mix	10,908	25,976	-15,068	-138,14	$\hat{y}=\bar{y}$	0,5554
Mucuna	21,150	52,970	-31,820	-150,45	$\hat{y}=1,838+42,222^{**}t-81,64^{*}t^2$	0,4944
Eucalipto	0,8400	19,165	-10,765	1281,55	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1254
Milheto	10,215	36,448	-26,233	-256,81	$\hat{y}=0,971+28,647^{*}t-53,770^{*}t^2$	0,4022
Milheto + Crotalária	11,815	37,820	-26,005	-220,10	$\hat{y}=\bar{y}$	0,2387
Milheto + Feijão de porco	12,763	45,587	-32,825	-257,19	$\hat{y}=\bar{y}$	0,2774
Milheto + Girassol	0,8518	27,586	-19,068	2238,55	$\hat{y}=1,171+21,91^{*}t-44,62^{*}t^2$	0,3263
Milheto + Mix	10,561	36,019	-25,457	-241,05	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1770
Milheto + Mucuna	15,683	44,558	-28,876	-184,12	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1435
Milheto + Eucalipto	0,9308	16,465	-0,7157	-76,89	$\hat{y}=\bar{y}$	0,1852
Média	9,6250	40,4987	-28,0905	-291,85		
..... Zinco (Zn)						
Crotalária	0,1740	0,1180	0,0560	32,18	$\hat{y}=0,152-0,581^{*}t+1,2619^{*}t^2$	0,3082
Feijão de porco	0,1850	0,1466	0,0384	20,76	$\hat{y}=\bar{y}$	0,4803
Girassol	0,2120	0,2007	0,0113	5,33	$\hat{y}=0,218-0,266^{*}t+0,5358^{*}t^2$	0,2842
Mix	0,1271	0,0971	0,0300	23,60	$\hat{y}=0,1154-0,3542^{*}t+0,7796^{*}t^2$	0,2128
Mucuna	0,2925	0,3461	-0,0536	-18,32	$\hat{y}=0,311-0,597^{*}t-1,6164^{*}t^2$	0,4171
Eucalipto	0,0802	0,0982	-0,0180	-22,44	$\hat{y}=0,0804-0,227^{**}t+0,6568^{**}t^2$	0,8161
Milheto	0,2540	0,2875	-0,0335	-13,19	$\hat{y}=\bar{y}$	0,0351
Milheto + Crotalária	0,2140	0,2395	-0,0255	-11,92	$\hat{y}=0,228-0,615^{*}t+1,5322^{*}t^2$	0,396
Milheto + Feijão de porco	0,2195	0,2460	-0,0265	-12,07	$\hat{y}=\bar{y}$	0,0963
Milheto + Girassol	0,2330	0,2266	0,0064	2,75	$\hat{y}=\bar{y}$	0,0344
Milheto + Mix	0,1905	0,1406	0,0499	26,19	$\hat{y}=\bar{y}$	0,3170
Milheto + Mucuna	0,2733	0,2839	-0,0106	-3,88	$\hat{y}=\bar{y}$	0,0560

Milheto + Eucalipto	0,1671	0,1675	-0,0004	-0,24	$\hat{y}=0,1662-0,3532^0t+0,8694^0t^2$	0,2311
Média	0,2017	0,1999	0,0018	0,91		

⁽¹⁾CI = Conteúdo inicial do nutriente, g. ⁽²⁾CF = Conteúdo final do nutriente no resíduo vegetal após 152 dias de incubação, g. ⁽³⁾QM = Quantidade mineralizada do nutriente. ⁽⁴⁾% = Porcentagem representativa da quantidade mineralizada.

Como a maioria dos resíduos apresentaram inicialmente uma relação C/N menor que 30 (Tabela 3), pode ter contribuído para uma elevada mineralização do N, uma vez que relações C/N maiores que 30 favorecem uma maior imobilização desse nutriente por parte dos microrganismos (Kaleem Abbasi et al., 2015).

Os resíduos vegetais apresentaram teores iniciais de P variando entre 0,028 e 0,288 dag kg⁻¹ nos resíduos de eucalipto e milho, respectivamente (Tabela 3). O resíduo de crotalária sem a presença do milho apresentou a maior mineralização de P (94,15%). Logo em sequência o resíduo do mix sem milho com uma mineralização de 92,49%, milho associado com mix (91,94%) e milho associado com feijão de porco (90,84%; Tabela 5).

Nos resíduos vegetais o P pode ser encontrado de várias formas, como fosfato de inositol, ácidos nucleicos e fosfolípidos, e estes compostos podem ser resistentes à decomposição (Siqueira et al., 2004). Porém, o processo de mineralização é regulado pela relação C/P, onde para valores maiores ou iguais a 300 tende a imobilização e valores dessa relação menores que 200 favorece a sua mineralização (Maluf et al., 2015b). Isso corrobora com os dados de mineralização de P em função da relação C/P inicial dos resíduos (Tabela 3), onde todos os resíduos apresentaram valores iniciais de C/P menores que 200, com exceção do resíduo de eucalipto.

Para o K, os teores iniciais desse elemento variaram de 0,78 dag kg⁻¹ nos resíduos de mucuna e eucalipto à 2,93 dag kg⁻¹ no girassol. O K foi o nutriente com maior liberação, comportamento esse já esperado devido a esse elemento não se encontrar associado a componentes estruturais do tecido vegetal, sua liberação é facilitada após o rompimento da membrana plasmática (Marschner e Marschner, 2012). Os resíduos de girassol, feijão de porco e eucalipto sem milho e milho + girassol apresentaram as maiores quantidades mineralizadas de K (83,28%, 73,71%, 66,94% e 71,14%, respectivamente; Tabela 5).

O Ca e o Mg, entre os macronutrientes analisados, foram os que apresentaram menores taxas de mineralização (Tabela 5). Esse comportamento pode ser explicado devido a função desses elementos na planta, onde para o Ca, o mesmo é constituinte da parede celular a qual apresenta baixa decomposição influenciando diretamente na mineralização desse elemento (Gama-Rodrigues et al., 2007). Já para o Mg, sua dinâmica de mineralização foi oposta ao relatado na literatura, onde por se tratar de um elemento que prioritariamente 70%

do seu conteúdo se encontra no vacúolo, o qual deveria ser facilmente liberado (Marschner e Marschner, 2012), no presente estudo apresentou um comportamento oposto, tendo uma baixa mineralização em quase todos os resíduos, apenas o resíduo de crotalária teve a maior taxa de mineralização com 51,86%.

Com base nos resultados de mineralização dos macronutrientes analisados (N, P, K, Ca e Mg) em função dos resíduos de milho, crotalária, feijão de porco, mucuna e girassol (Tabela 5), foi possível estimar a quantidade mineralizada e disponibilizada por esses resíduos em campo, sendo esses resultados representados na Tabela 7.

Tabela 7: Estimativa da mineralização de N, P, K, Ca e Mg pelos resíduos de milho, crotalária, feijão de porco, mucuna e girassol usados como adubos verdes.

Resíduos	Biomassa seca (t ha ⁻¹)	N	P	K	Ca	Mg
			(kg ha ⁻¹)	
Milho	1,5 (Trindade et al., 2017)	184,62	4,97	160,19	60,14	26,37
Crotalária	3,0 (Cavalcante et al., 2012)	305,31	4,19	240,79	130,38	38,99
Feijão de porco	3,0 (Cavalcante et al., 2012)	324,18	5,95	153,53	414,91	42,93
Mucuna	4,2 (Cavalcante et al., 2012)	972,39	22,31	465,72	1102,61	193,67
Girassol	9,5 (Ambrosano et al., 2013)	761,01	9,95	192,53	707,80	68,26

Para os demais nutrientes analisados pode-se observar que os resíduos de crotalária sem milho apresentaram os maiores valores de mineralização (Tabela 5 e 6). Enquanto os resíduos de eucalipto sem milho apresentaram as menores quantidades mineralizadas. Este fato pode estar relacionado a sua composição química mais recalcitrante (Tabela 3).

Analisando as quantidades mineralizadas referentes aos micronutrientes observa-se uma redução significativa na mineralização desses elementos quando comparados com os macronutrientes (em especial para o Zn e Cu; Tabela 6). Enquanto o Fe não apresentou mineralização líquida, podendo ter sido atribuído a contaminação do material vegetal com solo, já mencionada anteriormente.

O desenvolvimento de microrganismos decompositores segue requisitos estequiométricos entre o C e os demais nutrientes presentes nos resíduos vegetais (Cleveland e Liptzin, 2007). Esta relação estequiométrica do resíduo e da exigência de nutrientes em função de determinadas comunidades microbianas decompositoras exerce forte influência

sobre os processos de imobilização e mineralização (Manzoni et al., 2010; Mooshammer et al., 2012). O controle estequiométrico influencia a estrutura da comunidade microbiana e a atividade enzimática, modificando os padrões de liberação dos nutrientes (Keiblinger et al., 2012). Assim, os padrões de liberação dos nutrientes podem variar em função do tipo de resíduo bem como das comunidades microbianas presente no sistema solo.

3.4. Conteúdo de Polissacarídeos Totais (PST) e fenóis solúveis em água (FSA) no solo

De maneira geral, houve grande variação nos teores de *polissacarídeos totais* (PST) ao longo dos tempos de avaliação (Tabela 8). Os teores variaram de 70,56 a 307,31 $\mu\text{g g}^{-1}$ de solo. Comportamento semelhante também foi observado por Demolinari (2013) quanto a variação nos teores desses compostos orgânicos no solo.

Analisando a adição ou não de resíduo de milho, observou-se diferença estatística a partir do segundo tempo de avaliação (0,08 anos) nos teores de PST (Tabela 8). De maneira geral, os incrementos nos teores de PST no solo foram maiores nos solos com adição dos resíduos combinados com milho.

O comportamento observado para os teores de PST nos solos onde foi adicionado as combinações de resíduos com o milho, foi contrário ao observado por Jolivet et al, (2006), onde esses ao avaliarem a conversão de povoamentos florestais em culturas de milho induziu uma rápida e grande diminuição no teor de C orgânico no solo, reduzindo também os teores de açúcares no solo (polissacarídeos). Porém no presente estudo, a junção dos resíduos de milho com os demais resíduos favoreceu a um aumento significativo de açúcares no solo durante o processo de decomposição desses resíduos ao longo do tempo.

De modo geral, o solo que recebeu a combinação de resíduos de milho com mucuna, apresentou o maior teor médio de PST ao longo do tempo com 174,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ de solo. Já o solo onde foi adicionado os resíduos de milho combinado com o mix (crotalária + eucalipto), foi o que apresentou o menor teor médio ao longo do tempo (123,38 $\mu\text{g g}^{-1}$ de solo – Tabela 8).

Os teores observados de PST comparando os solos com e sem a adição de milho, apresentou diferença significativa a partir de 0,08 anos com destaque para o solo a adição de resíduos de mix com e sem o milho. Nos solos sem a presença de milho combinado com os resíduos, os teores observados de PST não diferiram entre si até o tempo 0,25 anos diferindo apenas no ultimo tempo de avaliação, aos 0,41 anos. Porém, ao analisar os solos aos 0,25 anos onde foi adicionado as combinações de resíduo juntamente com o milho houve

diferença significativa (p -valor $>0,05$) na contribuição dos resíduos, sendo que a combinação milho + mucuna proporcionou o maior teor observado de PST no solo ($307,31 \mu\text{g g}^{-1}$ de solo) diferindo assim dos demais solos com as combinações de resíduos.

Os solos onde foi adicionado o milho combinado com mix, girassol e crotalária, apresentaram os menores acréscimos nos teores de PST no tempo de 0,25 anos ($104,60$; $152,56$ e $158,60 \mu\text{g g}^{-1}$ de solo, respectivamente) (Tabela 8).

De maneira geral todos os solos apresentaram aumento significativo nos teores de PST no solo ao longo dos tempos de incubação analisados (0, 0,08, 0,25 e 0,41 anos). Porém, os solos que apresentaram as maiores concentrações de PST no tempo de 0,25 anos (milho + mucuna - $307,31 \mu\text{g g}^{-1}$ de solo e milho + feijão de porco - $226,59 \mu\text{g g}^{-1}$ de solo), tenderam a um decréscimo no último tempo de avaliação. Mesmo assim não diferiram estatisticamente dos demais solos analisados com a adição do milho.

Tabela 8. Teores de polissacarídeos totais (PST) no solo para os diferentes tempos de decomposição (0, 0,08, 0,25 e 0,41 anos) dos diferentes resíduos

Resíduos (-milho)	Polissacarídeos ($\mu\text{g g}^{-1}$ de solo)				
 Tempo (anos)				Média
	0	0,08	0,25	0,41	
Sem resíduo	70,56 A ^{ns}	144,51 A ^{ns}	181,65 A ^{ns}	221,15 A ^{ns}	154,47
Crotalária	70,56 A ^{ns}	167,07 A ^{ns}	165,95 A ^{ns}	200,79 A ^{ns}	151,09
Feijão de porco	70,56 A ^{ns}	161,00 A ^{ns}	164,94 A [*]	178,41 B ^{ns}	143,73
Girassol	70,56 A ^{ns}	151,31 A ^{ns}	161,13 A ^{ns}	176,14 B ^{ns}	139,78
Mix	70,56 A ^{ns}	160,37 A [*]	165,13 A [*]	177,47 B ^{ns}	143,38
Mucuna	70,56 A ^{ns}	157,22 A ^{ns}	169,12 A [*]	173,07 B ^{ns}	142,49
Eucalipto	70,56 A ^{ns}	157,79 A ^{ns}	175,60 A ^{ns}	171,21 B [*]	143,79
Média	70,56	157,04	169,07	185,46	
Resíduos (+milho)					
Milho	70,56 A	169,96 A	162,10 C	185,80 A	147,11
Crotalária	70,56 A	145,07 A	158,60 C	210,58 A	146,20
Feijão de porco	70,56 A	166,95 A	226,59 B	182,27 A	161,59
Girassol	70,56 A	148,68 A	152,56 C	193,78 A	141,39
Mix	70,56 A	116,86 A	104,60 D	201,52 A	123,38
Mucuna	70,56 A	136,39 A	307,31 A	181,82 A	174,02
Eucalipto	70,56 A	139,42 A	161,20 C	210,73 A	145,48
Média	70,56	146,19	181,28	195,21	

Letras maiúsculas iguais, na coluna, não diferem na comparação entre os resíduos pelo teste de Scott-Knott ($p = 0,05$). (*) = diferença significativa à 5% de probabilidade. (ns) = Não significativo.

Em condições naturais, os PST tendem a ser facilmente degradados pelos microrganismos presentes no solo, em função da sua natureza mais lábil (Brandão, 2009), conseqüentemente, esses compostos são mais facilmente modificados em função do manejo que se atribui ao solo do que especificadamente pelas formas ou frações mais recalcitrantes da MOS (Piccolo; Nardi; Concheri, 1996).

Para que haja uma contribuição significativa desses compostos orgânicos no solo é necessário criar-se condições onde haja um aporte constate de resíduo vegetal, fornecendo assim um ambiente favorável ao desenvolvimento microbiano bem como substrato suficiente para a sua atividade (Bayer e Mielniczuk, 2008).

Além da atividade microbiana, em condições de campo esses carboidratos podem ser facilmente degradados e lixiviados por meio da água da chuva ou irrigação (Martins, 2008). Porém, no presente estudo, pôde-se observar um incremento desse composto no solo ao final dos 152 dias de incubação (0,41 anos) (Tabela 8), podendo isso ser devido a permanência constante do material vegetal incubado sobre o solo.

Segundo Kiem e Kögel-Knabner (2003) e Jolivet et al. (2006), a contribuição de polissacarídeos no solo, está diretamente associada ao tamanho das partículas do solo. Para esses autores, o conteúdo de carboidratos tende a um aumento com a diminuição do tamanho das partículas. Dessa maneira, a proporção de polissacarídeos derivados de plantas para os derivados de micróbios, indica um enriquecimento relativo nos teores de carboidratos derivados de micróbios em função do tamanho decrescente das partículas do solo.

Para os teores de fenóis solúveis em água (FSA) no solo observou-se também que houve uma grande variação nos teores ao longo do tempo (Tabela 9), comportamento também observado por Demolinari (2013), para esse composto orgânico no solo.

Os teores de FSA, tenderam a um aumento significativo em ambas as condições de adição ou não de milho nos dois tempos intermediários de avaliação, aos 0,25 e 0,41 anos, porém no último tempo de avaliação, aos 0,41 anos, tenderam a uma redução nos teores de fenóis solúveis presentes no solo.

De maneira geral, em ambas as condições de adição ou não de resíduo de milho, os solos com adição de resíduo de girassol e feijão de porco apresentarão os maiores incrementos de fenóis solúveis ao longo do tempo (228,99 e 155,72 mg kg⁻¹ de solo - girassol e feijão de porco sem milho, respectivamente; 191,93 e 182,90 mg kg⁻¹ de solo – girassol e feijão de porco combinado com o milho).

Dentre os solos sem a adição de milho, o solo com a adição de resíduo de girassol apresentou os maiores teores de FSA, diferindo de todos os outros solos aos 0,25 e 0,41 anos

(Tabela 9). Esse comportamento pode ser explicado devido ao girassol ser considerado uma rica fonte de compostos fenólicos, presentes na sua composição bioquímica (Ye et al., 2015), refletindo assim nos altos teores de FSA observados ao longo do tempo durante o período de incubação desse material no solo.

Já ao analisar o solo onde foi adicionado resíduos combinados com milho, os que receberam resíduos de feijão de porco e girassol apresentaram os maiores teores de FSA no solo aos 0,25 e 0,41 anos de avaliação, apresentando menor decréscimo desses teores no solo no último tempo de avaliação.

Tabela 9. Teores de fenóis solúveis em água (FSA) no solo para os diferentes tempos de decomposição (0, 0,08, 0,25 e 0,41 anos) dos diferentes resíduos

Resíduos (-milheto)	Fenóis solúveis em água (mg kg ⁻¹ de solo)				
	Tempo (anos)				
	0	0,08	0,25	0,41	Média
Sem resíduo	23,32 A ^{ns}	106,55 B ^{ns}	186,60 C ^{ns}	58,58 C*	93,76
Crotalária	23,32 A ^{ns}	78,40 B ^{ns}	157,77 D ^{ns}	60,24 C*	79,93
Feijão de porco	23,32 A ^{ns}	173,91 A*	222,01 B*	203,63 B*	155,72
Girassol	23,32 A ^{ns}	172,28 A*	438,89 A*	281,46 A*	228,99
Mix	23,32 A ^{ns}	74,86 B ^{ns}	129,58 D ^{ns}	51,51 C*	69,82
Mucuna	23,32 A ^{ns}	158,46 A*	136,97 D*	31,69 C*	87,61
Eucalipto	23,32 A ^{ns}	80,65 B ^{ns}	104,12 E*	44,12 C ^{ns}	63,05
Média	23,32	120,73	196,56	104,46	
Resíduos (+milheto)					
Milheto	23,32 A	84,30 B	194,17 B	150,41 C	113,05
Crotalária	23,32 A	70,48 B	176,75 B	96,01 D	91,59
Feijão de porco	23,32 A	107,22 A	324,56 A	276,51 B	182,90
Girassol	23,32 A	120,03 A	306,67 A	317,70 A	191,93
Mix	23,32 A	74,19 B	136,97 C	102,61 D	84,27
Mucuna	23,32 A	117,96 A	206,31 B	283,74 B	157,83
Eucalipto	23,32 A	61,04 B	162,43 C	73,68 D	81,12
Média	23,32	90,75	215,41	185,81	

Letras maiúsculas iguais, na coluna, não diferem na comparação entre os resíduos pelo teste de Scott-Knott ($p = 0,05$). (*) = diferença significativa à 5% de probabilidade. (^{ns}) = Não significativo.

A liberação de FSA de resíduos vegetais, segundo Gama-Rodrigues; Gama-Rodrigues e Brito (2007), pode estar associada à mecanismos de lixiviação, porém os fenóis são as últimas substâncias a serem liberadas da sequência seguinte: Ca > P > Mg > N > K > polifenóis. Todavia, esses autores afirmam que se o resíduo vegetal apresenta altos teores de C, eles tendem a ter baixas concentrações de polifenóis solúveis e, conseqüentemente,

menores taxas de liberação desses compostos por lixiviação durante a decomposição. Nas condições impostas no presente estudo, não houve fatores que favorecessem a lixiviação desses compostos dos materiais vegetais que foram adicionados nos recipientes, atribuindo assim essas concentrações desses compostos a degradação dos materiais vegetais pelos microrganismos.

3.5. *Transferência de C dos resíduos para as frações MOP e MAM*

Analisando os teores de C nas frações MOP e MAM, a fração mais lábil da MOS, a MOP, apresentou as menores contribuições para o COT com teores de C que variaram entre 1,0 mg g⁻¹ de solo no primeiro tempo de avaliação, à 4,2 mg g⁻¹ de solo aos 0,41 anos, enquanto a MAM, fração mais estável, apresentou maior contribuição para o COT, com teores variando entre 15,3 mg g⁻¹ de solo inicialmente à 37,37 mg g⁻¹ de solo aos 0,41 anos.

Oliveira et al. (2016), avaliando o cultivo em campo de espécies leguminosas e não-leguminosas (feijão de porco, milheto, brachiaria e vegetação espontânea) como cobertura em pomar de laranjeira, observaram que a fração MAM representou mais de 80% do COT, indicando assim que a maior parte do C presente no solo é encontrado em formas recalcitrantes ou estabilizadas. No presente estudo pode-se observar comportamento semelhante quanto a contribuição de C-MAM (Figura 4c e d).

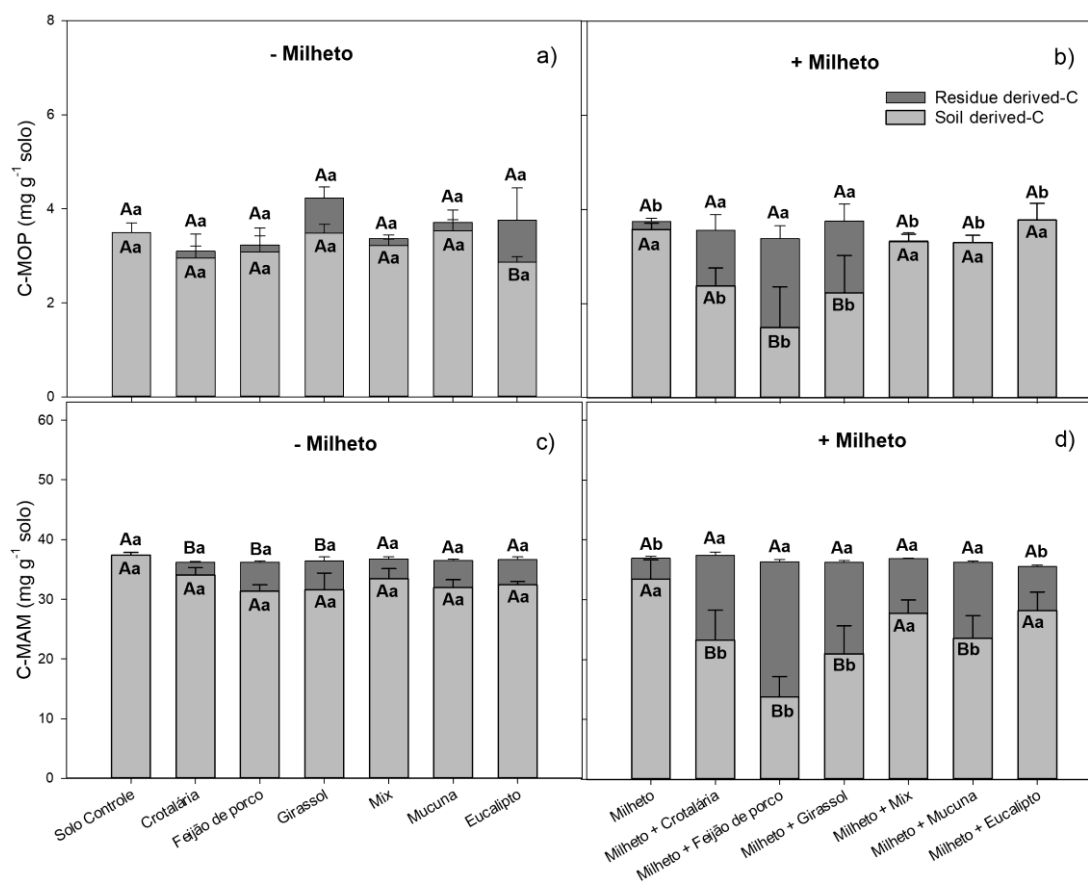


Figura 4. C na fração da matéria orgânica particulado (C-MOP) e C na fração da matéria orgânica associada aos minerais (C-MAM) derivada do solo e dos resíduos (mg g^{-1} solo⁻¹) nos tratamentos sem (-Milheto) e com milheto (+Milheto) e com a adição dos resíduos de crotalária, feijão de porco, girassol, mix de resíduos (crotalária + eucalipto) - (MIX), mucuna e eucalipto no último tempo de avaliação aos 0,41 ano. Letras maiúsculas iguais não diferem de sem e com milheto dentro do mesmo resíduo pelo teste t de Student (LSD) ($p = 0,05$). Enquanto letras minúsculas iguais não diferem entre os diferentes resíduos para o Teste de Scott-Knott ($p = 0,05$). Barras verticais representam o erro em torno da média ($n=4$).

Nos solos sem a adição de milheto, aqueles com a presença de resíduo de girassol, apresentou as maiores contribuições para o C-MOP ($0,75 \text{ mg g}^{-1}$ de solo), porém não diferiram estatisticamente dos demais resíduos analisados, diferindo apenas do solo controle (sem resíduo) (Figura 4a). Analisando os valores de contribuição de C derivado do resíduo para o C-MOP nos solos com adição de milheto, estes não apresentaram diferenças nas contribuições dos resíduos (Figura 4b).

De maneira geral, avaliando a influência da adição ou não do milheto, pode-se observar algumas diferenças na contribuição do C derivado do solo para a fração MOP (Figura 4a; b). No solo com resíduo de eucalipto sem milheto as alterações no C-MOP derivado do solo foram menores quando comparado com os valores observados do solo para o

mesmo resíduo, porém combinado com o milho (2,9 e 3,8 mg g⁻¹ de solo, respectivamente; Figura 4a; b). Esse comportamento pode ser devido a influência da presença do milho combinado com o resíduo do eucalipto, podendo ter favorecido assim uma maior contribuição com o C-MOP devido a esse resíduo.

Para os solos sem a adição de milho, não houve diferença significativa entre a adição ou não dos diferentes resíduos para o C-MOP derivado do solo (Figura 4a). Enquanto o solo com adição de milho + eucalipto apresentou maior preservação do C-MOP derivado do solo (3,7753 mg g⁻¹ de solo; Figura 4b), diferindo estatisticamente dos tratamentos combinados de milho + girassol (2,2 mg g⁻¹ de solo), crotalária (2, 4 mg g⁻¹ de solo) e feijão de porco (1,4955 mg g⁻¹ de solo) (Figura 4b).

É desejável que o solo apresente uma quantidade significativa de C-MOP, pois, assim, garantirá o fluxo de C para o solo e a manutenção da atividade biológica. Caso o solo não disponha de matéria orgânica lábil em quantidade suficiente para suprir suas necessidades, os processos de oxidação da MOS resultará em redução dos estoques de C, o que dará início ao processo de perda de qualidade e degradação do solo (Causarano et al., 2008; Salton et al., 2011). Bayer et al. (2002) afirmam que a fração particulada da MOS é mais sensível às práticas de manejo do solo, pois altera-se conforme as variações no aporte de material vegetal e nas taxas de decomposição promovidas por práticas de preparo do solo.

Para se ter incrementos maiores nos teores de C associados a fração MOP, é necessário aporte constante de fitomassa seca no sistema. Isso porque, a MOP constitui uma fração dinâmica da MOS, sendo composta principalmente de material vegetal parcialmente decomposto, ou seja, é mais dependente da entrada de resíduos ao solo, representando assim a fração menos transformada da MOS (Duval et al., 2016).

Para o C-MAM derivado dos resíduos nos solos sem e com milho, apenas os resíduos de feijão de porco, crotalária e girassol apresentaram diferença significativa, sendo a contribuição desses resíduos bem maiores para a C-MAM quando combinado com o milho (Figura 4c; d). Para os demais resíduos comparando com e sem milho não houve diferenças estatísticas ($p < 0,05$). Nos solos com adição de resíduos de milho, os resíduos de feijão de porco e girassol apresentaram as maiores contribuições para o C-MAM derivado dos resíduos, diferindo apenas do resíduo solteiro de milho e da combinação de milho + eucalipto (Figura 4d).

Nos solos que não receberam resíduos de milho não houve diferenças estatísticas no C-MAM derivado do solo onde os diferentes resíduos foram adicionados (Figura 4c), enquanto para os solos com resíduos de milho combinados com resíduos de feijão de porco,

crotalária, mucuna e girassol proporcionaram as maiores reduções no C-MAM derivado do solo (Figura 4d). O solo com apenas resíduo de milho foi o que preservou os maiores teores de C-MAM derivado do solo não diferindo estatisticamente dos teores observados para as combinações de milho + eucalipto e milho + mix (Figura 4d).

Segundo Salton et al. (2011), a fração particulada da MOS apresenta maior sensibilidade, em exibir os efeitos dos sistemas de manejo sobre a dinâmica do carbono no solo, quando comparada à fração associada aos minerais. Dentre os fatores que podem ser determinantes nas variações de valores nos estoques de C-MOP podem ser destacados, o sistema de manejo do solo, a quantidade e a qualidade dos resíduos aportados no solo e as condições climáticas. Porém, nesse estudo as contribuições mais significativas dos resíduos utilizados foram vistas na fração MAM. Nessa fração, houve contribuição de todos os resíduos utilizados, todavia as maiores contribuições observadas foram nos tratamentos com adição de milho (Figura 4b e d).

Chaudhary; Saxena e Dick (2014), analisando um solo incubado com resíduo de milho marcado, mostraram que houve maior contribuição de C na fração MAM, com valor de 76% do COT quando o resíduo de milho foi adicionado. Contribuição semelhante na fração associada aos minerais foi observado no presente estudo, neste caso com a adição de milho, onde esse além de contribuir diretamente para a fração mais estável estimulou uma maior contribuição por parte dos demais resíduos combinados a ele (Figura 4d). Ainda para os mesmos autores citados anteriormente, estes associam a menor contribuição de C-MOP e o incremento de C-MAM ao longo do tempo à redistribuição da MOS da fração lábil para a fração mais humificada.

No caso do presente estudo, a quantidade de material aportada em todos os solos foi igual, porém como foram utilizados diferentes resíduos com composição bioquímica distintas, e em condições controladas de temperatura, pode não ter sido suficiente ao longo do período de incubação para maiores contribuições desses resíduos para as frações da MOS.

Na fração MOP ainda foi possível notar uma contribuição entre os resíduos principalmente de feijão de porco, crotalária e girassol combinados com milho (Figura 4b). Já na fração MAM, mesmo essa sendo uma fração menos sensível ao manejo, pelo fato de estar associada a fração mais fina do solo (Faccin et al., 2016; Guimarães et al., 2018), houve uma contribuição significativa de todos os resíduos para o C-MAM, contribuindo de certa forma com valores bem maiores que os observados na MOP.

4. CONCLUSÕES

A decomposição dos resíduos culturais aportados sobre o solo e a liberação de nutrientes são influenciados pela composição química e bioquímica dos resíduos culturais ao longo dos 152 dias de incubação.

De maneira geral, houve grande contribuição dos resíduos sem associação com o milho para as emissões iniciais de C-CO₂, e com o passar do tempo essas concentrações foram sendo estabilizadas. Porém, com a adição do milho se faz necessário um manejo mais eficiente desses resíduos, pois o mesmo contribuiu para um efeito priming positivo favorecendo a degradação da matéria orgânica do solo nativa.

O tempo de incubação bem como a composição dos resíduos regulam os teores de compostos orgânicos e dos nutrientes disponíveis no solo provindos de cada tipo de resíduo, sendo estes também passivos de influência da atividade microbiana.

Em manejos onde é realizado a cobertura vegetal do solo (ou adubação verde) com espécies leguminosas (crotalária, feijão de porco, mucuna), não-leguminosas (girassol e eucalipto) e combinação de ambas (Mix) há contribuição de C dos diferentes resíduos para as frações da matéria orgânica do solo. Porém quando associados com resíduos de milho as contribuições de C são significativamente maiores, principalmente na fração mais estável da matéria orgânica do solo (matéria orgânica associada aos minerais do solo - MAM).

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abera, G.; Wolde-Meskel, E.; Bakken, L. R. Carbon and nitrogen mineralization dynamics in different soils of the tropics amended with legume residues and contrasting soil moisture contents. **Biology and Fertility of Soils**, v. 48, n. 1, p. 51–66, 2011.
- Abiven, S.; Recous, S.; Reyes, V.; Oliver, R. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. **Biology and Fertility of Soils**, v. 42, n. 2, p. 119–128, 2005.
- Aita, C E Giacomini, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 601–612, 2003.
- Almeida, K. E Camara, F. L. A. Produtividade de biomassa e acúmulo de nutrientes em adubos verdes de verão, em cultivos solteiros e consorciados. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 6, n. 2, p. 55–62, 2011.
- Ambrosano, E. J.; Foltran, D. E.; Camargo, M. S.; Rossi, F.; Schammass, E. A.; Silva, E. C.; Ambrosano, G. M. B.; Dias, F. L. F. Acúmulo de biomassa e nutrientes por adubos verdes e produtividade da cana-planta cultivada em sucessão, em duas localidades de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 8, n. 1, p. 199–209, 2013.
- Ambrosano, E. J.; Cantarella, H.; Ambrosano, G. A. B.; Schammas, E. A.; Dias, F. L. F.; Rossi, F.; Ocheuze, P. C.; Trivelin; Muraoka, T.; Sachs, R. C. C.; Azcón, R. Produtividade da cana-de-açúcar após o cultivo de leguminosas. **Bragantia**, v. 70, n. 4, p. 810–818, 2011.
- Amundson, R. The carbon budget in soils. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 29, p. 62, 2001.
- Andrade, C. A.; Bibar, M. P. S.; Coscione, A. R.; Pires, A. M. M.; Soares, A. G. Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa agropecuária brasileira**, n. 5, p. 407–416, 2015.
- Baldi, E. and Toselli, M. Mineralization dynamics of different commercial organic fertilizers from agro-industry organic waste recycling: an incubation experiment. **Plant Soil Environment**, v. 60, 2014.

- Baumann, K.; Marschner, P.; Smernik, R. J.; Baldock, J. A. Residue chemistry and microbial community structure during decomposition of eucalypt, wheat and vetch residues. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 9, p. 1966–1975, 2009.
- Bayer, C.; Mielniczuk, J.; Martin-Neto, L.; Ernani, P. C. **Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil**. *Plant and Soil*, v. 238, n. 1, p. 133–140, 2002.
- Bertrand, I.; Chabbert, B.; Kurek, B.; Recous, S. Can the biochemical features and histology of wheat residues explain their decomposition in soil? **Plant and Soil**, v. 281, n. 1–2, p. 291–307, 2006.
- Bingeman, C. W.; Varner, J. E.; Martin, W. P. The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 17, n. 1, p. 34, 1953.
- Blagodatskaya, E. V.; Blagodatsky, S.A.; Anderson, T. H.; Kuzyakov, Y. Priming effects in chernozem induced by glucose and N in relation to microbial growth strategies. **Applied Soil Ecology**, v. 37, n. 1–2, p. 95–105, 2007.
- Boulal, H.; Gómez-Macpherson, H.; Gómez, J. A.; Mateos, L. Effect of soil management and traffic on soil erosion in irrigated annual crops. **Soil and Tillage Research**, v. 115–116, p. 62–70, 2011.
- Brandão, E. D. **Efeito do sistema radicular da *Brachiaria ruziziensis* na formação e estabilidade de agregados de um nitossolo vermelho**. Dissertação (Mestrado em agronomia). Areia: Universidade Federal da Paraíba. 51 p. 2009.
- Bull, I. D.; Nott, C. J.; Bergen, P. F.; Poulton, P. R.; Evershed, R. P. Organic geochemical studies of soils from the Rothamsted classical experiments - VI. The occurrence and source of organic acids in an experimental grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 10, p. 1367–1376, 2000.
- Cambardella, C. A. and Elliott, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 777, 1992.
- Campos, A. C.; Etchevers, J. B.; Oleschko, K. L.; Hidalgo, C. M. Soil microbial biomass and

nitrogen mineralization rates along an altitudinal gradient on the cofre de perote volcano (México): The importance of landscape position and land use. **Land Degradation & Development**, v. 25, n. 6, p. 581–593, 2014.

Carvalho, A. M.; Coser, T. R.; Rein, T. A.; Dantas, R. A.; Silva, R. R.; Souza, K. W. Manejo de plantas de cobertura na floração e na maturação fisiológica e seu efeito na produtividade do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 7, p. 551–561, 2015.

Causarano, H. J.; Franzluebbbersb, A. J.; Shawc, J. N.; Reevesb, D. W.; Raperd. R. L.; Wood, C. W. Soil organic carbon fractions and aggregation in the southern piedmont and coastal plain. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, n. 1, p. 221, 2008.

Cavalcante, V. S.; Santos, V. R.; Santos Neto, A. L.; Santos, M. A. L.; Santos, C. G.; Costa, L. C. Biomassa e extração de nutrientes por plantas de cobertura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 521–528, 2012.

Cayuela, M. L.; Sinicco, T.; Mondini, C. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. **Applied Soil Ecology**, v. 41, n. 1, p. 118–127, 2009.

Cazetta, D. A.; Fornasieri Filho, D.; Giroto, F. Composição, produção de matéria seca e cobertura do solo em cultivo exclusivo e consorciado de milho e crotalária. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 27, n. 4, p. 575–580, 2005.

Cesar Salton, J.; Mielniczuk, J.; Bayer, C.; Fabrício, A. C.; Macedo, M. C. M.; Broch, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1349-1356, 2011.

Chaudhary, D. R.; Saxena, J.; Dick, R. P. Fate of carbon in water-stable aggregates during decomposition of ¹³C-Labeled corn straw. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 45, n. 14, p. 1906–1917, 2014.

Cheng, W. Measurement of rhizosphere respiration and organic matter decomposition using natural ¹³C. **Plant and Soil**, v. 183, n. 2, p. 263–268, 1996.

Cheng, W.; Parton, W. J.; Gonzalez-Meler, M. A.; Phillips, R.; Asao, S.; McNickle, G. G.; Brzostek E.; Jastrow, J. D. Synthesis and modeling perspectives of rhizosphere priming. **New Phytologist**, v. 201, n. 1, p. 31–44, 2014.

Clemente, J. S.; Simpson, M. J.; Simpson, A. J.; Yanni, S. F.; Whalen, J. K. Comparison of soil organic matter composition after incubation with maize leaves, roots, and stems.

Geoderma, v. 192, p. 86–96, 2013.

Cleveland, C. C. and Liptzin, D. C:N:P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass?. **Biogeochemistry**, v. 85, n. 3, p. 235–252, 2007.

Cobo, J. G.; Barrios, E.; Kass, D. C. L.; Thomas, R. J. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. **Plant and Soil**, v. 240, n. 2, p. 331–342, 2002.

Conceição, P. C.; Amado, T. J. C.; Mielniczuk, J.; Spagnollo, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 29, p. 777–788, 2005.

Cotrufo, M. F.; Wallenstein, M. D.; Boot, C. M.; Deneff, K.; Paul, E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter?

Global Change Biology, v. 19, n. 4, p. 988–995, 2013.

Craswell, E. T. and Lefroy, R. D. B. The role and function of organic matter in tropical soils.

Managing Organic Matter in Tropical Soils: Scope and Limitations. Dordrecht:

Springer Netherlands, p. 7–18, 2001.

Dawson, C. J. and Hilton, J. Fertiliser availability in a resource-limited world: Production and recycling of nitrogen and phosphorus. **Food Policy**, v. 36, p. S14–S22, 2011.

Carvalho, A. M.; Coelho, M. C.; Dantas, R. A.; Fonseca, O. P.; Guimarães Júnior, R.; Figueiredo, C. C. Chemical composition of cover plants and its effect on maize yield in no-tillage systems in the Brazilian savanna. **Crop and Pasture Science**, v. 63, n. 11–12, p. 1075–1081, 2012.

Demolinari, M. S. M. **Dinâmica da matéria orgânica de solos em processo de reabilitação após mineração de bauxita**. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de plantas). Universidade Federal de Viçosa - UFV (Viçosa). 2013. 90 p.

Duarte, E. M. G.; Cardoso, I. M.; Stijnen, T.; Mendonça, M. A. F. C.; Coelho, M. S.; Cantarutti, R. B.; Kuyper, T. W.; Villani, E. M. A.; Mendonça, E. S. Decomposition and

nutrient release in leaves of Atlantic Rainforest tree species used in agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v. 87, n. 4, p. 835–847, 2013.

Duval, M. E.; Galantinic, J. A.; Capurro, J. E.; Martinez, J. M. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. **Soil and Tillage Research**, v. 161, p. 95–105, 2016.

Eiras, P. P. e Coelho, F. C. Utilização de leguminosas na adubação verde para a cultura do milho. **Inter Science Place**, v. 1, n. 17, 2011.

Ekblad, A. and Högberg, P. Analysis of $\delta^{13}\text{C}$ of CO_2 distinguishes between microbial respiration of added C_4 -sucrose and other soil respiration in a C_3 -ecosystem. **Plant and Soil**, v. 219, n. 1/2, p. 197–209, 2000.

Faccin, F. C.; Marchetti, M. E.; Serra, A. P.; Ensinas, S. C. Frações granulométricas da matéria orgânica do solo em consórcio de milho safrinha com capim-marandu sob fontes de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 12, p. 2000–2009, 2016.

Ferreira, D. F. **Sisvar: a computer statistical analysis system**. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 35, n. 6, p. 1039–1042, 2011.

Finzi, A. C.; Abramoff, R. Z.; Spiller, K. S.; Brzostek, E. R.; Darby, B. A.; Kramer, M. A.; Phillips, R. P. Rhizosphere processes are quantitatively important components of terrestrial carbon and nutrient cycles. **Global Change Biology**, v. 21, n. 5, p. 2082–2094, 2015.

Fontaine, S.; Mariotti, A.; Abbadie, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, n. 6, p. 837–843, 2003.

Fu, S. and Cheng, W. Rhizosphere priming effects on the decomposition of soil organic matter in C_4 and C_3 grassland soils. **Plant and Soil**, v. 238, n. 2, p. 289–294, 2002.

Gama-Rodrigues, A. C.; Gama-Rodrigues, E. F.; Brito, E. C. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em argissolo vermelho-amarelo na região noroeste Fluminense (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1421–1428, 2007.

Guimarães, D. V.; Silva, M. L. N.; Beiniach, A.; Bispo, D. F. A.; Contins, J. G. P.; Curi, N. Relationship between soil organic matter fractions and cover plants in Olive post planting. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 40, n. 6, 2018.

- Hadas, A.; Kautsky, L.; Goek, M.; Kara, E. E. Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 2, p. 255–266, 2004.
- Huang, Y.; Zoub, J.; Zhenga, X.; Wang, Y.; Xu, X. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 6, p. 973–981, 2004.
- Hueso-González, P.; Martínez-Murillo, J. F.; Ruiz-Sinoga, J. D. The impact of organic amendments on forest soil properties under mediterranean climatic conditions. **Land Degradation & Development**, v. 25, n. 6, p. 604–612, 2014.
- Iwata, B. F.; Leite, L. F. C.; Araújo, A. S. F.; Nunes, L. A. P. L.; Gehring, C.; Campos, L. P. Sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre os atributos químicos em Argissolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 730–738, 2012.
- Jensen, L. S.; Salo, T.; Palmason, F.; Breland, T. A.; Henriksen, T. M.; Stenberg, B.; Pedersen, A.; Lundström, C.; Esala, M. Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. **Plant and Soil**, v. 273, n. 1–2, p. 307–326, 2005.
- Jolivet, C.; Angersb, D. A.; Chantignyb, M. H.; Andreuxc, F.; Arrouaysa, D. Carbohydrate dynamics in particle-size fractions of sandy spodosols following forest conversion to maize cropping. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 9, p. 2834–2842, 2006.
- Kallem Abbasi, M.; Mahmood Tahir, M.; Sabir, N.; Khurshid, M. Impact of the addition of different plant residues on nitrogen mineralization-immobilization turnover and carbon content of a soil incubated under laboratory conditions. **Solid Earth**, v. 6, n. 1, p. 197–205, 2015.
- Kallenbach, C. M.; Frey, S. D. and Grandy, A. S. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. **Nature Communications**, v. 7, 2016.
- Keiblinger, K. M.; Schneider, T.; Roschitzki, B.; Schmid, E.; Eberl, L.; Hämmerle, I.; Leitner, S.; Richter, A.; Wanek, W.; Riedel, K.; Zechmeister-Boltenstern, S. Effects of stoichiometry and temperature perturbations on beech leaf litter decomposition, enzyme activities and

protein expression. **Biogeosciences**, v. 9, n. 11, p. 4537–4551, 2012.

Khalil, M. I.; Hossain, M. B.; Schmidhalter, U. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 8, p. 1507–1518, 2005.

Kiem, R., and Kögel-Knabner, I. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, n. 1, p. 101–118, 2003.

Kuzyakov, Y.; Friedel, J. K.; Stahr, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 11–12, p. 1485–1498, 2000.

Kuzyakov, Y. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 9, p. 1363–1371, 2010.

Lehmann, J. and Kleber, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 60–68, 2015.

Loss, A.; Lima, A. G. M.; Pereira, M. G.; Silva, E. M. R.; Anjos, L. H. C. Evolução e acúmulo de C-CO₂ em diferentes sistemas de produção agroecológica. **Acta agronômica**, v. 62, n. 3, p. 242–250, 2012.

Lowe, L. E. **Total and labile polysaccharide analysis of soils**. In: Carter, M. R. Soil sampling and methods of analysis. Lewis Publishers, p. 373-376, 1993.

Majumder, B. and Kuzyakov, Y. Effect of fertilization on decomposition of ¹⁴C labelled plant residues and their incorporation into soil aggregates. **Soil and Tillage Research**, v. 109, n. 2, p. 94–102, 2010.

Maluf, H. J. G. M.; Soares, E. M. B.; Silva, I. R.; Neves, J. C. L.; Silva, L. O. G. Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1681–1689, 2015a.

Maluf, H. J. G. M.; Soares, E. M. B.; Silva, I. R.; Neves, J. C. N.; Silva, M. F. O. Disponibilidade e recuperação de nutrientes de resíduos culturais em solo com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1690-1702, 2015b.

Manzoni, S.; Trofymow, J. A.; Jackson, R. B.; Porporato, A. Stoichiometric controls on

carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 89-106, 2010.

Marschner, H. **Marschner's mineral nutrition of higher plants**. Third ed. San Diego: Academic Press; 2012.

Martins, J. C.; Menezes, R. S.; Sampaio, E. V.; Santos, A. F.; Nagai, M. A. Produtividade de biomassa em sistemas agroflorestais e tradicionais no Cariri Paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 17, n. 6, p. 581-587, 2013.

Martins, M. R. **Carbono orgânico e polissacarídeos em agregados de um latossolo vermelho eutrófico em sequências de culturas sob semeadura direta**. Dissertação (Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias). Jaboticabal, p. 45, 2008.

Matos, E. D. S.; Mendonça, E. D. S.; Cardoso, I. M.; Lima, P. C. D.; Freese, D. Decomposition and nutrient release of leguminous plants in coffee agroforestry systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 141-149, 2011.

Menezes, L. A. S. e Leandro, W. M. Avaliação de espécies de coberturas do solo com potencial de uso em sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 34, n. 3, p. 173-180, 2004.

Mooshammer, M., Wanek, W., Schneckner, J., Wild, B., Leitner, S., Hofhansl, F., Blöchl, A., Hämmerle, I., Frank, A. H., Fuchslueger, L., Keiblinger, K. M., Zechmeister-Boltenstern, S., Richter, A. Stoichiometric controls of nitrogen and phosphorus cycling in decomposing beech leaf litter. **Ecology**, v. 93, n. 4, p. 770-782, 2012.

Moreira, F. M. S., & Siqueira, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Editora Ufla. P. 652, 2002.

Murphy, B. W. Impact of soil organic matter on soil properties—a review with emphasis on Australian soils. **Soil Research**, v. 53, n. 6, p. 605-635, 2015.

Naafs, D. F. W., Van Bergen, P. F., De Jong, M. A., Oonincx, A., and De Leeuw, J. W. Total lipid extracts from characteristic soil horizons in a podzol profile. **European Journal of Soil Science**, v. 55, n. 4, p. 657-669, 2004.

Nakhone, L. N., and Tabatabai, M. A. Nitrogen mineralization of leguminous crops in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 2, p. 231-241, 2008.

- Nezomba, H., Tauro, T. P., Mtambanengwe, F., and Mapfumo, P. Indigenous legume fallows (indifallows) as an alternative soil fertility resource in smallholder maize cropping systems. *Field crops research*, v. 115, n. 2, p. 149-157, 2010.
- Nierop, K. G., Naafs, D. F., and van Bergen, P. F. Origin, occurrence and fate of extractable lipids in Dutch coastal dune soils along a pH gradient. *Organic Geochemistry*, v. 36, n. 4, p. 555-566, 2005.
- Novara, A., Gristina, L., Rühl, J., Pasta, S., D'Angelo, G., Mantia, T. L., and Pereira, P. Grassland fire effect on soil organic carbon reservoirs in a semiarid environment. *Solid Earth*, v. 4, n. 2, p. 381-385, 2013.
- Nyberg, G., Ekblad, A., Buresh, R. J., and Högberg, P. Respiration from C³ plant green manure added to a C⁴ plant carbon dominated soil. *Plant and Soil*, v. 218, n. 1-2, p. 83-89, 2000.
- Oliveira, S. P.; Lacerda, N. B.; Blum, S. C.; Escobar, M. E. O.; Oliveira, T. S. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. *Land Degradation & Development*, v. 26, n. 1, p. 9-21, 2015.
- Olson, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.
- Pegoraro, R. F., da Silva, I. R., de Novais, R. F., de Barros, N. F., Fonseca, S., e Dambroz, C. S. Estoques de carbono e nitrogênio nas frações da matéria orgânica em Argissolo sob eucalipto e pastagem. *Ciência Florestal*, v. 21, n. 2, p. 261-273, 2011.
- Perin, A., Santos, R. H. S., Urquiaga, S., Guerra, J. G. M., e Cecon, P. R. Produção de fitomassa, acúmulo de nutrientes e fixação biológica de nitrogênio por adubos verdes em cultivo isolado e consorciado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 39, n. 1, p. 35-40, 2004.
- Piccolo, A., Nardi, S., and Concheri, G. Macromolecular changes of humic substances induced by interaction with organic acids. *European Journal of Soil Science*, v. 47, n. 3, p. 319-328, 1996.
- Primo, D. C., Menezes, R. C., and Silva, T. O. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. *Scientia Plena*, v. 7, n. 5, 2011.

Pulrolnik, K., de Barros, N. F., Silva, I. R., Novais, R. F., e Brandani, C. B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha-MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 33, p. 1125-1136, 2009.

Qiao, N., Xu, X., Hu, Y., Blagodatskaya, E., Liu, Y., Schaefer, D., and Kuzyakov, Y. Carbon and nitrogen additions induce distinct priming effects along an organic-matter decay continuum. *Scientific reports*, v. 6, n. 19865, p. 8, 2016.

Qiu, Q., Wu, L., Ouyang, Z., Li, B., Xu, Y., Wu, S., and Gregorich, E. G. Priming effect of maize residue and urea N on soil organic matter changes with time. *Applied Soil Ecology*, v. 100, p. 65-74, 2016.

Rasmussen, P. E., and Parton, W. J. Long-term effects of residue management in wheat-fallow: I. Inputs, yield, and soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, v. 58, n. 2, p. 523-530, 1994.

Resende, T. M. **Isótopos de carbono (^{13}C) e a dinâmica do carbono orgânico do solo em sistemas cultivados no cerrado mineiro.** Tese (Doutorado em Ciências Humanas) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, p. 223, 2015.

Robinson, D., and Scrimgeour, C. M. The contribution of plant C to soil CO_2 measured using $\delta^{13}\text{C}$. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 27, n.12, p. 1653-1656, 1995.

Rochette, P., and Flanagan, L. B. Quantifying rhizosphere respiration in a corn crop under field conditions. *Soil Science Society of America Journal*, v. 61, n. 2, p. 466-474, 1997.

Rochette, P., Flanagan, L. B., and Gregorich, E. G. Separating soil respiration into plant and soil components using analyses of the natural abundance of carbon-13. *Soil Science Society of America Journal*, v. 63, n. 5, p. 1207-1213, 1999.

Roncatto¹, F., and Viecelli, C. A. Adubação verde de girassol sobre o desenvolvimento do milho. **Cultivando o saber**, v. 2, n. 3, p. 1-6, 2009.

Salton, J. C., Mielniczuk, J., Bayer, C., Fabrício, A. C., Macedo, M. C. D. M., e Broch, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*. Brasília. v. 46, n. 10, p. 1349-1356, 2011.

Santos, I. L. D., Caixeta, C. F., Sousa, A. A. T. C. D., Figueiredo, C. C. D., Ramos, M. L. G.,

and Carvalho, A. M. D. Cover plants and mineral nitrogen: effects on organic matter fractions in an oxisol under no-tillage in the cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, n. 6, p. 1874-1881, 2014.

Silva Trindade, J., Saenz, E. A. C., Dias, M., Banyas, V. L., dos Santos Dias, F. J., e Pinheiro, A. A. produtividade do milho em três densidades de semeadura e duas alturas de corte. *Ciência Animal Brasileira*, v. 18, p. 1-10, 2017.

Sulman, B. N., Phillips, R. P., Oishi, A. C., Shevliakova, E., and Pacala, S. W. Microbe-driven turnover offsets mineral-mediated storage of soil carbon under elevated CO₂. *Nature Climate Change*, v. 4, n. 12, p. 1099, 2014.

Sun, R. **Cereal straw as a resource for sustainable biomaterials and biofuels: chemistry, extractives, lignins, hemicelluloses and cellulose**. Elsevier. n. 291, 2010.

Tekin, K., Karagöz, S., and Bektaş, S. A review of hydrothermal biomass processing. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 40, p. 673-687, 2014.

Telmo, C., and Lousada, J. The explained variation by lignin and extractive contents on higher heating value of wood. *Biomass and Bioenergy*, v. 35, n. 5, p. 1663-1667, 2011.

Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Lineres, M., Cheneby, D., and Nicolardot, B. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. *Soil Science Society of America Journal*, v. 64, n. 3, p. 918, 2000.

Unger, P. W., Stewart, B. A., Parr, J. F., and Singh, R. P. Crop residue management and tillage methods for conserving soil and water in semi-arid regions. *Soil and Tillage Research*, v. 20, n. 2-4, p. 219-240, 1991.

Vahdat, E., Nourbakhsh, F., and Basiri, M. Lignin content of range plant residues controls N mineralization in soil. *European Journal of Soil Biology*, v. 47, n. 4, p. 243-246, 2011.

Vitorello, V. A., Cerri, C. C., Victória, R. L., Andreux, F., Feller, C. Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, v. 53, n. 3, p. 773-778, 1989.

Wider, R. K., & Lang, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, v. 63, n. 6, p. 1636-1642, 1982.

Ye, F., Liang, Q., Li, H., and Zhao, G. Solvent effects on phenolic content, composition, and antioxidant activity of extracts from florets of sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Industrial Crops and Products*, v. 76, p. 574-581, 2015.

Zanuncio, A. J. V. e Colodette, J. L. Teores de lignina e ácidos urônicos na madeira e polpa celulósica de eucalipto. *Revista Árvore*, v. 35, p. 341–347, 2011.

Zinn, Y. L., Resck, D. V., and Silva, J. E.. Soil organic carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 166, n. 1-3, p. 285-294, 2002.

ANEXOS



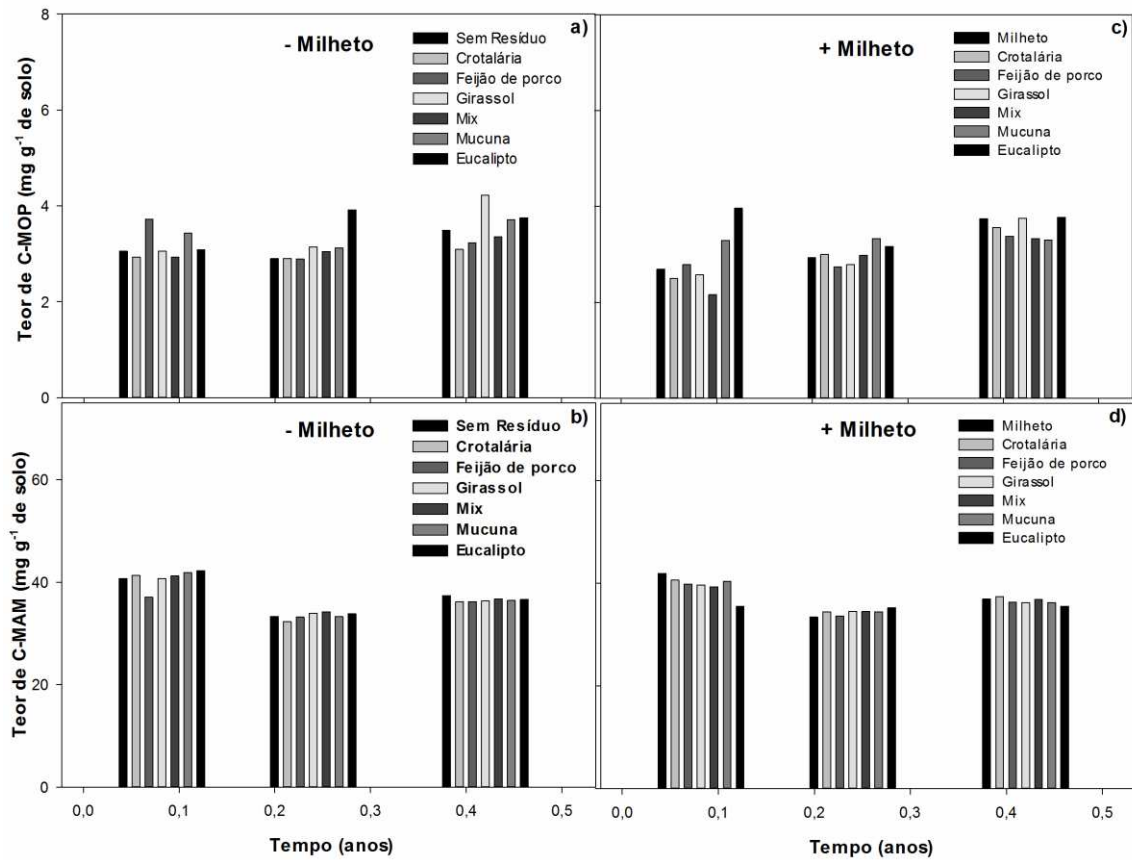
ANEXO 1. Percepção visual da decomposição dos resíduos. Letras a e c, tratamento apenas com resíduo de crotalária nos tempos 0, 24 e 0,41 anos respectivamente. Letras b e d, tratamento apenas com resíduo de eucalipto nos tempos 0, 24 e 0,41 anos respectivamente.



ANEXO 2. Percepção visual da decomposição dos resíduos e da colonização microbiana sob os resíduos. Letras a e d, tratamento apenas com resíduo de girassol nos tempos 0, 24 e 0,41 anos respectivamente. Letras b e e, tratamento apenas com resíduo de feijão de porco nos tempos 0, 24 e 0,41 anos respectivamente. Letras c e f, tratamento apenas com resíduo de mucuna nos tempos 0, 24 e 0,41 anos respectivamente.



ANEXO 3. Colonização microbiana sob os resíduos durante período de incubação. Letras a e c, tratamento apenas com resíduo de milho nos tempos 0, 24 e 0,41 anos respectivamente. Letras b e d, potes abertos para renovação da atmosfera nos recipientes com destaque para densa massa fúngica no tratamento apenas com resíduo de girassol.



ANEXO 4. Teor de C associado as frações de matéria orgânica particulada (C-MOP) e associada aos minerais (C-MAM) nos tempos intermediários de avaliação e no tempo final, respectivamente 0,08; 0,24 e 0,42 anos após incubação.