

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
CAMPUS PROFESSORA CINOBELINA ELVAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
MESTRADO EM SOLOS E NUTRIÇÃO DE PLANTAS

MINERALIZAÇÃO DO C E N DE PLANTAS DE COBERTURA EM LATOSSOLO
NA REGIÃO DO CERRADO PIAUIENSE

AURINO AZEVEDO DE SOUZA

BOM JESUS-PI
2016

AURINO AZEVEDO DE SOUZA

MINERALIZAÇÃO DO C E N EM PALHADA DE PLANTAS DE COBERTURA
CULTIVADAS EM LATOSSOLO NA REGIÃO DO CERRADO PIAUIENSE

Dissertação apresentada à Universidade
Federal do Piauí - UFPI, Campus
Professora Cinobelina Elvas - CPCE,
para obtenção do título de “Mestre” em
Agronomia, na área de concentração
em Solos e Nutrição de Plantas.

Orientador: Prof. Dr. Cácio Luiz Boechat

BOM JESUS-PI
2016

Ficha Catalográfica

AURINO AZEVEDO DE SOUZA

MINERALIZAÇÃO DO C E N EM PALHADA DE PLANTAS DE COBERTURA
CULTIVADAS EM LATOSSOLO NA REGIÃO DO CERRADO PIAUIENSE

Dissertação apresentada à Universidade
Federal do Piauí - UFPI, Campus
Professora Cinobelina Elvas - CPCE,
para obtenção do título de “Mestre” em
Agronomia, na área de concentração
em Solos e Nutrição de Plantas.

APROVADA em 30 de Julho de 2016

Prof. PhD. Jorge Antonio Gonzaga Santos	(CCAB/UFRB)
Prof. Dr. Julian Junio de Jesus Lacerda	(CPCE/UFPI)
Pesq. Dr. Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva	(CPCE/UFPI)

Prof. Dr. Cácio Luiz Boechat (CPCE/UFPI)
(Orientador)

BOM JESUS-PI
2016

Conhecimento só tem valor quando for digno de aplicação, converta-se em benefícios para sociedade, valorize a natureza e seus recursos, e sobretudo respeite os limites vitais. Afinal, “títulos e patentes só tem valor quando estiverem a serviço do povo”.

A minha família amada, em especial ao meu pai Constantino Correia de Souza (in memoriam) e minha mãe Ana Rita Azevedo de Souza. Aos meus irmãos: João, Jádson, José Fernandes, Rita de Cássia e Meire Lúcia; minha esposa, amada e companheira, Sheenna Sousa Alves Azevedo.

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus que me deste a vida e uma família para me acolher e difundir seus ensinamentos, a quem quão grato sou.

Ao prof. Dr. Cácio Luiz Boechat, pelas orientações e ensinamentos, amizade e sobretudo, pelo compartilhamento de suas experiências de vida.

Aos amigos de mestrados Sarah, Antony e Ana Clécia pelos momentos de trocas de experiências, companheirismo e amizade.

Ao grande amigo da graduação, Lourenço Tavares Medeiros, pela paciência, solidariedade e dedicação a esta pesquisa. Em seu nome agradeço a todos os amigos da graduação e ao grupo de pesquisa MARS.

Agradeço as instituições, Instituto Federal do Piauí (IFPI) pelo apoio e incentivo a minha qualificação, a Universidade Federal do Piauí (UFPI), e todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Agronomia Solos e Nutrição de Plantas, a estes agradeço.

Agradeço a todos os amigos que torceram por mim nesta breve caminhada. Diante do presente degrau alcançado, compartilho as conquistas, o orgulho dos caminhos trilhados, dos conhecimentos teóricos e práticos adquiridos e das oportunidades vivenciadas.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO GERAL	i
GENERAL ABSTRACT.....	ii
LISTA DE TABELAS.....	iii
LISTA DE TABELAS.....	iv
CAPÍTULO 1.....	5
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	5
2 . REFERENCIAL TEÓRICO	7
2.1 Matéria Orgânica do Solo	7
2.2 Plantas de cobertura: reposição da matéria orgânica e melhorias da qualidade do solo.....	9
2.3 Dinâmica de mineralização do C no solo	11
2.4 Dinâmica de mineralização do N no solo	13
2.5 Papel dos micro-organismos na ciclagem de nutrientes no solo	14
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS	16
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	17
CAPÍTULO 2.....	22
MINERALIZAÇÃO DO C E N EM PALHADA DE PLANTAS DE COBERTURA INCORPORADAS AO SOLO	22
RESUMO.....	22
ABSTRACT.....	Erro! Indicador não definido.
1. INTRODUÇÃO	24
2. MATERIAL E MÉTODOS	26
2.1 Preparação da amostra e análises.....	26
2.2 Necromassa vegetal	26
2.3 Arranjo experimental	27
2.4 Mineralização do C.....	27
2.5 Mineralização do N.....	29
2.6 Análise estatística	31
3. RESULTADO E DISCUSSÃO	32
3.1 Mineralização de C	32
3.1.2 Cinética de Mineralização de C	35
3.2 Mineralização do N.....	37

3.2.1 Cinética de mineralização do N-mineral (N_{min}).....	41
3.2.2 Cinética de Mineralização de N-Amoniacal ($N\text{-NH}_4^+$)	43
3.2.3 Cinética de Mineralização do N-Nítrico ($N\text{-NO}_3^-$)	45
4. CONCLUSÕES	48
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49

RESUMO GERAL

SOUZA, AURINO AZEVEDO. **Mineralização do C e N em Palhada de Plantas de Cobertura Cultivadas em Latossolo na Região do Cerrado Piauiense**. 2016. 53p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Piauí, PI¹.

O uso de plantas de cobertura consolida-se como uma técnica conservacionista, eficaz e sustentável capaz de incorporar carbono e nitrogênio no solo. O estudo da mineralização de C e N fornece informações essenciais para escolha e manejo adequado de resíduos orgânicos nos sistemas agrícolas. Objetivou-se neste trabalho avaliar o efeito de doses de resíduos de plantas de coberturas na dinâmica de mineralização de C e N em um Latossolo do Cerrado piauiense, município Baixa Grande do Ribeiro-PI. Foram conduzidos dois experimentos na Universidade Federal do Piauí - UFPI, Bom Jesus - PI. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC) com esquema fatorial $10 \times 3 + 1$, sendo avaliadas 10 sistemas de cobertura vegetal, oito cobertura em sistema de espécie individual e duas consorciadas, adicionadas ao solo em três doses de resíduos 10; 20 e 30 Mg ha⁻¹ mais um tratamento controle (solo sem resíduos), com três repetições. Os tratamentos foram constituídos por necromassa de milheto (*Pennisetum glaucum*), braquiária (*Braquiária ruziense*), mucuna-preta (*Mucuna aterrima*), crotalária-ochroleuca (*Crotalaria ochroleuca*), crotalária-spectabilis (*Crotalaria spectabilis*), crotalária-júncea (*Crotalaria juncea*), gundu fava larga (*Cajanus cajan*), gundu anão (*Cajanus cajan*), milheto + crotalária-ochroleuca e milheto + crotalária-spectabilis. Avaliou-se a taxa de CO₂ evoluído de cada tratamento ao longo de 140 dias e a mineralização de N ao longo de 105 dias. A mineralização de C e N foi influenciada pelo tipo de resíduo, dose e data de avaliação. Resíduos que apresentaram os maiores valores de carbono potencialmente mineralizado (C₀) e nitrogênio potencialmente mineralizado (N₀) apresentaram as menores taxas de mineralização (*k*) e as maiores estimativa do tempo de meia-vida (t_{1/2}). As leguminosas crotalária-ochroleuca, crotalária-spectabilis, crotalária-júncea e o milheto + crotalária-spectabilis destacaram-se na mineralização do C, e as leguminosas mucuna-preta, gundu anão na mineralização do N.

Palavras-chave: adubação verde, ciclagem de nutrientes, degradação, imobilização, necromassa.

¹Orientador: Cácio Luiz Boechat – UFPI/Bom Jesus

GENERAL ABSTRACT

SOUZA, AURINO AZEVEDO. **Mineralization of C and N in Plants's Straws of cover crop in Latosol in the region of the Cerrado in the State of Piauí.** 2016. 53p. Dissertation (Masters in Soil and Plant Nutrition) – Federal University of Piauí. PI¹.

The use of cover crop consolidates itself as a conservationist technique, efficient and sustainable, capable of incorporating carbon and nitrogen in the soil. The study of the mineralization of C and N provides essential information to the choosing and adequate management of organic waste in the agricultural systems. It was the intention of this research to evaluate the effect of samples of cover crop in the dynamic of mineralization of C and N in a Latosol of the Cerrado of Piauí, in Baixa Grande do Ribeiro-PI. Two experiments were conducted at the Federal University of Piauí – UFPI, in Bom Jesus-PI. The experiment was conducted in an alignment completely randomized with factorial scheme 10 x 3 + 1, being evaluated 10 systems of vegetable covering, eight in system of individual species' covering, and two in consortium, added to the soil in three doses of waste: 10, 20 and 30 Mg ha⁻¹, plus a controlling treatment (soil without residues), with three repetitions. The treatments were composed by pearl millet necromass (*Pennisetum glaucum*), brachiaria grass (*Braquiária ruziensis*), velvet black bean (*Mucuna aterrima*), sunnhemp-ochroleuca (*Crotalaria ochroleuca*), Sunnhemp-spectabilis (*Crotalaria spectabilis*), sunnhemp-juncea (*Crotalaria juncea*), pigeon pea fava larga (*Cajanus cajan*), pigeon pea (*Cajanus cajan*), millet + sunnhemp-ochroleuca and millet + sunnhemp-spectabilis. It was evaluated the evolved level of CO₂ of each treatment throughout 140 days and the mineralization of N throughout 105 days. The mineralization of C and N was influenced by the type of waste, dose and date of evaluation. Residues that presented the highest levels of carbon potentially mineralized (C₀) and Nitrogen potentially mineralized (N₀) presented the lowest levels of mineralization (*k*) and the highest estimates of half-life time (*t*^{1/2}). The vegetables sunnhemp-ochroleuca, sunnhemp-spectabilis, sunnhemp-Juncea and millet + sunnhemp-spectabilis stand out in the mineralization of C, and the vegetables velvet black bean and pigeon pea stand out in the mineralization of N.

Key words: Green fertilization, nutrients cycling, degradation, standstill, necromass.

¹Adviser: Cácio Luiz Boechat – UFPI/Bom Jesus

LISTA DE TABELAS**Capítulo 2**

- Tabela 1.** Atributos químicos e físicos de amostra de solo utilizada nos ensaios experimentais.....**E**
rro! Indicador não definido.
- Tabela 2.** Teores de macro e micronutrientes na necromassa de espécies de planta de cobertura solteiras ou consorciadas.....27
- Tabela 3.** Concentração de C mineralizado acumulado (C_{mac}) e estimativa do carbono potencialmente mineralizado (C_0) após a incorporação de doses de necromassa de plantas de cobertura, através do modelo exponencial simples Stanford & Smith (1972)33
- Tabela 4.** Concentração de N-amoniaco (NH_4^+), N-nítrico (NO_3^-) e N-total ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) e, estimativa do nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0), constante de mineralização (k), tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) e coeficiente de correlação (R^2), após a incorporação de doses de necromassa de plantas de cobertura, através do modelo exponencial simples de Stanford & Smith (1972).....38

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2

Figura 1. Mineralização líquida (C_{liq}) e acumulada (C_{mac}) do Carbono sob doses de plantas de cobertura. MI - milho; BR - braquiária; MP - mucuna preta; CO - crotalária oroleuca; CS - crotalária spectabilis; CJ - crotalária júncea; GFL - guandu fava larga; GA - guandu anão; MI + CO - milho + crotalária oroleuca; MI + CS - milho + crotalária spectabilis; Teste (solo sem resíduo)36

Figura 2. Nitrogênio mineral líquido ($N_{min liq.}$) e nitrogênio mineral acumulado (N_{mac}); MI – milho; BR – braquiária; MP - mucuna preta; CO - crotalária oroleuca; CS - crotalária spectabilis; CJ - crotalária júncea; GFL - guandu fava larga; GA - Guandu anão; MI + CO – milho + crotalária oroleuca; MI + CS – milho + crotalária spectabilis;42

Figura 3. Mineralização líquida ($NH_4^+_{liq}$) e mineralização acumulada ($NH_4^+_{mac}$) de N-amoniaco (NH_4^+) sob doses de necromassa de plantas de cobertura. MI - milho; BR - braquiária; MP - mucuna preta; CO - crotalária oroleuca; CS - crotalária spectabilis; CJ - crotalária júncea; GFL - guandu fava larga; GA-guandu anão; MI + CO - milho + crotalária oroleuca; MI + CS - milho + crotalária spectabilis;44

Figura 4. Mineralização líquida ($NO_3^-_{liq}$) e mineralização acumulada (NO_3^-) de N-nítrico (NO_3^-) sob doses de plantas de cobertura; MI – milho; BR – braquiária; MP - mucuna preta; CO - crotalária oroleuca; CS - crotalária spectabilis; CJ - crotalária júncea; GFL - guandu fava larga; GA - Guandu anão; MI + CO – milho + crotalária oroleuca; MI + CS – milho + crotalária spectabilis;46

CAPÍTULO 1

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Cerrado, a maior região de savana tropical da América do Sul, é considerado o segundo maior bioma do Brasil ocupando cerca de 25% do nosso território. A Savana do Cerrado é conceituada como uma vegetação xeromorfa, que ocorre sob distintos tipos de clima. Reveste solos lixiviados aluminizados, apresentando sinúsias de hemicriptófitos, geófitos, caméfitos e fanerófitos oligotróficos de pequeno porte, com ocorrência em toda a Zona Neotropical e, prioritariamente, no Brasil Central (IBGE, 2012).

Na região do Piauí, o Cerrado se destaca como a maior área de produção de grãos do estado, em 2014 houve um crescimento da produção agrícola de 76,49% em relação à safra anterior com aumento de 8,95% da área de cultivo. Os maiores destaques de crescimento foram protagonizados pela fava e milho, com aumento de 131,58% e 113,76%, respectivamente, além de soja (61,64%), arroz (59,65%), mamona (43,75%) e feijão (38,77%) (CEPRO, 2014). A soja e o milho juntos representam 94,02% da produção agrícola do Estado. A produção total de grão em 2015 atingiu recorde histórico com 3.059.298t, incremento de 11,02% em relação à safra anterior. No entanto a área colhida foi de 1.318.269 ha, redução de 1,34% comparado ao ano anterior. Grande parte deste aumento se deve ao melhor rendimento médio, principalmente da soja passando de 2.659 kg ha⁻¹, contra 2.375 kg ha⁻¹, na safra de 2014. Dessa forma, o estado saiu de um déficit em 2014 de 57 milhões R\$ para um superávit de 93 milhões R\$ em 2015 (CEPRO, 2015).

Depois do bioma Mata Atlântica cerrado é o bioma que sofreu mais alterações com a ocupação humana. Atualmente o bioma passa por um processo de expansão agrícola, especialmente na região do MATOPIBA, formada pelos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. Os Latossolos são os solos mais representativos da região, estes solos se destacam, de forma geral, pela baixa fertilidade natural, baixos teores de matéria orgânica, baixa capacidade de retenção de água e nutrientes para as plantas e a alta capacidade de adsorção de fósforo (Prado et al., 2014). Um dos maiores impactos nestes solos no Cerrado ocorre logo após o desmatamento, onde observa-se perda relativamente rápida de matéria orgânica do solo. A matéria orgânica é componente-chave dos ecossistemas edáficos, exercendo influências diretas sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas. Para manutenção da sustentabilidade e produtividade nos

níveis atuais, o que é vital para economia do Estado, é necessário o uso de técnicas conservacionistas adaptadas ao ambiente, a proteção das funcionalidades do solo, tais como a troca de ar e calor, armazenamento e a ciclagem de nutrientes, a decomposição da matéria orgânica, dentre outros. Dentre as alternativas para manter a sustentabilidade dos solos do bioma cerrado tem-se a adoção de técnicas conservacionistas como rotação de cultura, plantio direto e adubação verde. A adubação verde vem se firmando cada vez mais na região, uma vez que as culturas de cobertura oferecem inúmeros benefícios ao solo como proteção contra processos erosivos, redução de perdas de umidade, redução das oscilações térmicas, melhorias na estrutura física do solo e aumento da fertilidade do solo. Uma boa planta de cobertura deve possuir características de precocidade e rusticidade, resistindo as oscilações térmicas e hídricas, acidez e toxicidade do Al, ademais de proporcionar produção de grandes volumes de fitomassa em um curto período de tempo e de produzir resíduos de boa qualidade (Prado et al., 2014).

Para implementar esta técnica é fundamental selecionar culturas de coberturas capazes de incorporar teores razoáveis de matéria orgânica durante um curto período de tempo. A seleção de uma boa planta de cobertura exige conhecimentos técnicos não só sobre produção de fitomassa, como também de sua taxa de decomposição e disponibilidade de nutrientes ao solo. Estudos sobre a dinâmica de mineralização-imobilização ao longo do tempo são fundamentais para o entendimento do potencial nutricional da matéria orgânica e, conseqüentemente, a melhoria da fertilidade dos solos da região.

2 . REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Matéria Orgânica do Solo

A matéria orgânica do solo (MOS) é componente essencial para manter o equilíbrio e o bom funcionamento dos ecossistemas edáficos, funciona como elo de ligação entre os fatores bióticos e abióticos, e influencia diretamente as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Entende-se por MOS, a fração orgânica do solo formada por compostos contendo carbono, incluindo organismos vivos ou mortos, resíduos de plantas e animais sob diversos estágios de decomposição, além de substâncias orgânicas microbiologicamente e/ou quimicamente alteradas (Reichert et al., 2009).

A principal função da matéria orgânica não é atuar como adubo orgânico, seu principal papel é atuar como condicionador biofísico do solo recuperando sua porosidade. Isso se deve principalmente pela sua baixa densidade em relação aos minerais, reduz a densidade do solo (Ronquim, 2010). É composta por todo o carbono orgânico presente no solo, distribuída em três importantes reservatórios: MOS transitória, composta por resíduos de plantas e organismos do solo de fácil decomposição; MOS humificada, formada por matérias recalcitrantes, representada pelos ácidos húmicos, ácidos flúvicos e humina; e biomassa, formada pela fauna, além da microbiota do solo (Roscoe et al., 2006). De acordo com os autores, a perda de MOS retroalimenta o processo de degradação do solo, promovendo a desorganização do sistema.

O C orgânico do solo pode ser encontrado na biomassa dos micro-organismos, no húmus estabilizado, nos resíduos animais e vegetais em diferentes estágios de decomposição e em materiais inertes como carvão vegetal ou mineral (Mendonça & Matos, 2005). Distribuída em pequenos e distintos percentuais em sentido horizontal e vertical, a MOS influencia o equilíbrio e a diversidade biológica dos estratos do solo. Para manter uma boa qualidade do solo, há necessidade de elevado teor de MOS, e um equilíbrio entre suas formas estáveis e mineralizáveis. Dessa forma, é possível viabilizar a cinética dos ciclos biogeoquímicos e a disponibilização de nutrientes as plantas (Caetano et al., 2013).

A sincronização dos padrões de liberação de nutriente e as exigências da cultura posterior, estão entre os fatores técnicos mais críticos na eficácia dos sistemas baseados em uso de plantas de cobertura (Johannes et al., 2010). Os resíduos orgânicos do solo

são em sua quase totalidade provenientes de necromassa vegetal (Prado et al., 2014), o mesmo ressalta que a quantidade da matéria orgânica que o solo armazena e fixa depende não só de seus atributos intrínsecos, mas das características das espécies plantadas e dos sistemas de manejo. O interesse na reciclagem e utilização de resíduos tem aumentado, muitos pesquisadores têm estudado uma grande variedade de substratos alternativos na agricultura (Boechat et al., 2013).

Para reduzir a dependência de insumos externos e melhorar a fertilidade do solo, agricultores podem optar pela utilização de recursos renováveis incluindo o uso de plantas de cobertura (Johannes et al., 2010). Os resíduos vegetais fornecem proteção ao solo contra os impactos das gotas de chuva, reduzindo os efeitos da erosão e o escoamento superficial e melhora a atividade biológica, incorporando a matéria orgânica ao solo, permitindo a reciclagem de nutrientes (Medeiros & Carvalho, 2016).

Analisando frações de MOS em áreas diferentes, Portugal et al. (2008), observou que os teores de C orgânico microbiano, C solúvel em água e matéria orgânica leve variaram entre os sistemas de uso que os de C orgânico total. A decomposição da matéria orgânica em solos de regiões tropicais é muito rápida e pode ser mais acelerada ainda sob cultivo com revolvimento do solo, especialmente após o desmatamento (Moreira & Siqueira, 2006). A decomposição inicial é parcial e ocorre pela fauna do solo e, posteriormente, a ação decompositora dos micro-organismos (Pulrolnik, 2009).

A matéria orgânica contém praticamente todos os macro e micronutrientes e, além disso, confere melhor estrutura ao solo, aumentando sua fertilidade. Em regiões tropicais, a MOS em quantidades suficientes é um fator decisivo para a manutenção do equilíbrio dos nutrientes nos ecossistemas edáficos (Ronquim, 2010).

Grande parte do interesse no estudo da matéria orgânica do solo se deve a suas funções, atuando como veículo para aumentar os níveis de carbono no solo, e a busca de benefícios das políticas baseadas no mercado de carbono. No entanto, o seu potencial sobre a capacidade produtiva dos solos, ganha importância prática e econômica no contexto agrícola (Murphy, 2014).

Para muitos pesquisadores, constitui-se no principal indicador da qualidade do solo e de sua capacidade produtiva, uma vez que sua dinâmica está associada aos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Salton, 2015). Dessa forma, a matéria orgânica é fundamental para o processo de recuperação da qualidade do solo, visto que esta promove melhorias em atributos físicos, químicos e biológicos do solo, dando sustentabilidade ao sistema a ser recuperado (Longo, 2011).

2.2 Plantas de cobertura: reposição da matéria orgânica e melhorias da qualidade do solo

Em regiões agrícolas do Cerrado, o acúmulo e manutenção da palhada sobre o solo é um dos fatores que mais limitam a sustentabilidade da semeadura direta, principalmente pela decomposição acelerada (Boer et al., 2008).

Nestes solos, os teores da MOS e do COS, estão associados e dependem das taxas de adição de resíduos e da intensidade dos processos de decomposição da MOS. Manejos como o sistema plantio direto - SPD, tendem a acumular o COS, como resultados observam-se aumentos crescentes dos índices de agregação, maior capacidade de reter água, maior porosidade e maior resistência à erosão (Almeida & Sanches, 2014).

Sistemas baseados em plantas de cobertura proporcionam uma fonte renovável de N, e podem ser ferramenta útil na supressão de plantas daninhas e no manejo de pragas em sistemas de produção orgânica (Johannes et al., 2010). As culturas de cobertura podem melhorar a quantidade e a qualidade da matéria orgânica, aumentar a atividade biológica, melhorar a estrutura do solo (Frasier et al., 2016), e são responsáveis pela qualidade e incrementos do teor de matéria orgânica e da atividade biológica do solo (Barros et al., 2013).

Quando o solo se encontra com cobertura vegetal, a perda de solo e água é menos intensa, ocorre reciclagem dos nutrientes pelo sistema radicular das diferentes espécies de plantas de cobertura do solo, cujos resíduos contribuirão para a manutenção e/ou recuperação da matéria orgânica do solo (Prado et al., 2014).

Priorizar manejo com cobertura vegetal contribui para a melhoria da qualidade ambiental e preservação dos recursos naturais, reduzindo a erosão hídrica e aumentando o conteúdo de matéria orgânica do solo e a reciclagem de nutrientes, conseqüentemente alterando os fluxos de GEEs dos solos (Ronquim, 2010). O uso de plantas de cobertura pode reduzir a dependência por pesticidas e fertilizantes, evitando poluições e degradações ambientais (Robacer et al., 2015).

O detalhamento da dinâmica da decomposição de resíduos culturais, a mineralização de carbono e nitrogênio e o papel dos micro-organismos num sistema agrícola é fundamental para a compreensão de processos como a formação da matéria orgânica, a manutenção da fertilidade e da sustentabilidade dos solos (Gonçalves et al., 2011). Estudos recentes sobre o COS indicam que as maiores alterações no carbono

orgânico do solo estão relacionados as mudanças no uso do solo e ocorrem principalmente na camada de 0-10 cm (Murphy, 2014).

Estudos acerca da qualidade e disponibilidade de nutrientes pela palhada para a cultura subsequente, bem como a velocidade com que isso ocorre, são importantes para verificar se essa fonte de nutriente será suficiente para atender totalmente ou parcialmente a demanda da cultura seguinte. E ainda se haverá sincronismo entre a época de maior disponibilização do nutriente e de exigência pela cultura sucessora (Calonego et al., 2012).

Estudos sobre a decomposição de resíduos culturais contribuem para o melhor entendimento da influência do clima na ciclagem de nutrientes. Notadamente o nitrogênio e a elevação de níveis de matéria orgânica e carbono nos sistemas agrícolas comerciais e são importantes no atual cenário de mudanças climáticas (Gonçalves et al., 2011).

O cultivo consociado de uma gramínea e uma não-gramínea, para adubação verde, pode proporcionar aumentos significativos nos rendimentos das culturas subsequentes (Silveira & Freitas, 2007). Em um Latossolo Vermelho, sob sistema de plantio convencional houve redução no estoque de carbono orgânico total e no carbono da fração leve livre do solo. Sistemas conservacionistas, apesar de incrementarem o estoque de carbono orgânico do solo, podem promover perdas de carbono da fração leve em relação ao Cerrado nativo (Carneiro et al., 2013). A fração de ácido fúlvico e a matéria orgânica leve foram mais sensíveis às alterações causadas pelo cultivo agrícola de um Neossolo, quando comparado ao carbono orgânico total (Caetano et al., 2013).

Dentre os benefícios e funções das plantas de cobertura citam-se na literatura a recuperação de solos degradados (Santos et al., 2014); manutenção e enriquecimento da biodiversidade (Rocha et al., 2014); aumento nas concentrações de C e N (Santiago et al., 2013); sequestro de carbono, e consequente atenuação do aquecimento global (Carvalho et al., 2010); elevação dos níveis de matéria orgânica e dinâmica do comportamento térmico e hídrico do solo (Gonçalves et al., 2011); aumento de macroporos e redução de sua densidade do solo (Ronquim, 2010); redução de plantas daninhas por meio da supressão ou por alelopatia (Queiroz et al., 2010).

Para recuperar solos degradados, há necessidade de um tempo maior de utilização plantas de cobertura para que se obtenha resultados significativos (Longo et al., 2011). A adição frequente de matéria orgânica é a forma mais racional e ecológica

de manter e/ou aumentar a fertilidade do solo tropical, embora esta técnica seja muitas vezes inviável econômica e tecnicamente em grandes áreas (Ronquim, 2010).

A consistência de sistemas agrícolas sustentáveis se dá com uso de técnicas conservacionistas e sistemas de produção agropecuária que protege o solo, garantindo sua funcionalidade. Com isso é possível viabilizar trocas de ar e calor, o armazenamento e a ciclagem de nutrientes, a decomposição da matéria orgânica, a regulação do fluxo de água, o movimento de materiais solúveis, servindo de filtro ou de tampão para elementos e compostos tóxicos (Prado et al., 2014).

2.3 Dinâmica de mineralização do C no solo

As transformações do carbono compreendem essencialmente duas fases: fase de fixação do C-CO₂ atmosférico realizado pelos organismos fotossintéticos e a fase de regeneração que corresponde as etapas de decomposição das substâncias carbonadas realizadas pela microbiota do solo (Ronquim, 2010).

Em áreas cultivadas, o manejo intensivo e a realização de operações que envolvem a movimentação do solo, tendem a acarretar em maiores emissões de CO₂ que podem variar em função de processos de irrigação, cobertura vegetal e adição de matéria orgânica (Roscoe et al., 2006). Moreira & Siqueira (2006), ressaltam que o fato de reter o carbono no solo, além de melhorar sua qualidade, pode representar importante serviço ambiental. Para os autores a adoção de cultivo conservacionista do solo pode contribuir com sequestro de CO₂ próximo a 1 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

A mineralização do C em resíduos de torta de mamona, os maiores valores de CO₂ ocorreram durante a primeira semana de incubação, independente do tratamento utilizado. O aumento da dose de torta promoveu um comportamento linear para a respiração de CO₂ acumulada até os 32º dia de incubação. Esse comportamento ocorre em função da baixa relação C: N do resíduo, estimulando a multiplicação da microbiota do solo (Presotto et al., 2014).

Sob preparo convencional, o solo torna-se mais expostos e desagregado favorecendo maiores perdas de CO₂ associadas a elevações da temperatura e perdas de umidade. A adoção de práticas de manejo conservacionistas como o preparo em linha e a subsolagem localizada, tendem a preservar a umidade e atenuar as oscilações térmicas, além de contribuir para reduzir significativamente as emissões de CO₂ (Iamaguti1 et al., 2015). A taxa de respiração é um indicador sensível da decomposição de resíduos, do giro metabólico do carbono orgânico e de distúrbios no ecossistema (Silva, et al., 2014).

A textura do solo pode não influenciar significativamente a liberação de C-CO₂, a massa seca remanescente e a mineralização de nutrientes dos resíduos culturais aportados na superfície do solo (Maluf et al., 2015). Na região da Caatinga, as maiores variações nas emissões de CO₂ decorreram de variações no conteúdo de água do solo e da temperatura. Desta forma, a evolução de CO₂ variou ao longo do dia em razão dos elementos meteorológicos, principalmente a temperatura. As maiores taxas de CO₂ ocorreram ao final da tarde, observando tendência de emissões maiores em horários mais quentes (Araújo et al., 2011).

As emissões de CO₂ e de CH₄ aumentam linearmente com o aumento da quantidade de palha de cana-de-açúcar depositada sobre o solo. Esse comportamento somente desaparece seis ou 12 meses após a deposição da palha (Signor et al., 2014). As emissões de CO₂ foi influenciada pela palhada de cobertura e precipitação pluviométrica. Os maiores índices de evolução de CO₂ foram observados ao final da estação chuvosa e início da estação de seca e as maiores taxas de CO₂ ocorreram sob palhada de leguminosas (Neto et al., 2014).

À medida que a biomassa microbiana se torna mais eficiente na utilização de recursos do ecossistema, menos CO₂ é perdido pela respiração e maior proporção de C é incorporada aos tecidos microbianos, o que resulta em diminuição do qCO₂. Os atributos biológicos do solo são influenciados pelas culturas de cobertura, manejo do solo e épocas de amostragem (Silva & Freitas, 2007).

A liberação de CO₂ reflete a atividade metabólica de micro-organismos, plantas e animais. No Cerrado, a adoção de técnicas de manejo visando a conservação do solo, representando uma estratégia importante para redução do nível de CO₂ atmosférico (Pulrolnik, 2009). Todavia vale ressaltar que as emissões de CO₂ do solo não são contabilizadas na elaboração dos inventários de emissão de GEE na agricultura. O CO₂ emitido pelo solo provém da respiração das raízes das plantas e da atividade microbiana de decomposição, representando, portanto, o carbono que está ciclando no ambiente (Signor et al., 2014).

A relação C: N serve de parâmetro para conhecer o tempo de decomposição e a quantidade de nutrientes presentes no material orgânico. Matéria orgânica com baixa relação C: N decompõem-se mais rápida e liberam maior quantidade de nutrientes para o solo (Bueno, 2012).

2.4 Dinâmica de mineralização do N no solo

Em países de clima tropical como o Brasil, a agricultura é altamente dependente de fertilizantes nitrogenados. O clima quente e úmido promove rápida degradação da matéria orgânica, ocasionando perdas rápidas por lixiviação, desnitrificação e imobilização microbiana (Silveira & Freitas, 2007). No entanto, o uso de fertilizantes nitrogenadas no Brasil é bem menor quando comparado a outros países. Isso se deve, em parte, a utilização e busca por sistemas produtivos que se beneficiem da fixação biológica de nitrogênio (FBN) (Faleiro et al., 2011).

A decomposição dos resíduos culturais é diretamente proporcional aos teores de N e extratos solúveis em água, e a quantidade mineralizada é diretamente proporcional aos seus respectivos conteúdos iniciais nos resíduos (Maluf et al., 2015).

Durante a decomposição de resíduos, a liberação de nitrogênio segue duas fases: uma de decomposição rápida contemplando os componentes estruturais da planta que possui baixa relação C: N e outra de decomposição lenta de materiais mais recalcitrantes, que possuem alta relação C: N (Calonego et al., 2012). A imobilização é definida como a transformação do N inorgânico em N orgânico. Os responsáveis são micro-organismos que incorporam o N inorgânico disponível no solo em suas células. (Linhares et al., 2009).

Uma relação C: N acima de 30 promove imobilização de N; entre 20 e 30 tende a determinar o equilíbrio entre mineralização e imobilização; e abaixo de 20 estimula o predomínio de mineralização. Mineralização e imobilização são processos simultâneos e opostos que ocorrem no solo e são afetados por fatores como textura, temperatura, umidade e pH (Moreira & Siqueira, 2006).

No experimento conduzido por Carneiro et al. (2013), a maior velocidade de mineralização de N ocorreu aos 30 - 90 dias do período inicial de incubação, os autores observaram que o N mineralizado predominou no solo na forma de nitrato. Resultados contrários foram encontrados por Moro et al. (2013), onde foram encontrados valores menores de N-nítrico em relação ao N-amoniaco, os autores destacaram que tais resultados podem estar associados a perdas de N por lixiviação, ocasionadas pelas chuvas e presença de resíduos com menor relação C: N, que por sua elevada rapidez de decomposição, promoveram maiores valores de N-amoniaco, justificam os autores.

Na avaliação de diversos resíduos e as influências da relação polifenóis (PP) e teor de N (PP: N) sobre a tendência de mineralização/imobilização. Observou-se que

resíduos de relação PP/N menor que 0,5, mineralizaram N, enquanto que os apresentaram a relação acima de 5,0, imobilizaram N (Alves et al., 2011).

Na avaliação da taxa de decomposição de resíduos, observou-se interação entre a quantidade e o tipo de resíduo como fator determinante na intensidade dos processos de mineralização/imobilização de N. Resíduos de ervilhaca com elevado conteúdo de N e baixa relação C: N, não apresentaram imobilização líquida, fato contrário foi observado com resíduos de aveia preta, devido ao menor percentual de N (Acosta et al., 2014).

A mineralização líquida de N é resultado das combinações de taxas brutas dos processos que compõe o ciclo do N, particularmente amonificação, imobilização e nitrificação podendo interferir nas taxas de lixiviação, volatilização e desnitrificação (Morais, 2012). A taxa de mineralização de nitrogênio (N) varia de um resíduo orgânico para outro, é dependente de sua composição química e interação do material orgânico com o solo (Carneiro et al., 2013). Pode haver ampla variação na dinâmica de mineralização do N, sendo fator determinante sobre a predominância de mineralização ou imobilização a relação polifenol/N (Alves et al., 2011).

Os teores de N-inorgânico e, conseqüentemente, de N-orgânico estão sujeitos à forte influência de variações climáticas e, por esta razão, geraram estimativas pouco confiáveis de fração mineralizada dos resíduos orgânicos estudados (Paula et al., 2013). A mineralização de N é dependente de diversos fatores, grau de fertilidade, textura do solo, grau de acidez, valores de C e N, e ainda balança entre perdas e ganhos entre o sistema solo-planta (Acosta et al., 2014).

Do ponto de vista funcional, a taxa de mineralização de N é um processo essencial ao ecossistema e, portanto, indicador da qualidade do solo. Sob condições anóxicas, a mineralização é mais lenta, com menor imobilização e os produtos formados diferentes. Por outro lado, em condições óxicas para que haja a mineralização líquida, a concentração de N do resíduo deve ser superior a 1,7%, em condições anóxicas, pode ocorrer quando o teor de N do resíduo for da ordem de 0,5% (Moreira & Siqueira, 2006).

2.5 Papel dos micro-organismos na ciclagem de nutrientes no solo

A dinâmica da população de micro-organismos heterotróficos responsáveis pela decomposição de resíduos é regulada principalmente pela aeração, umidade, temperatura, pH e status nutricional do solo (Pulrolnik, 2009).

No solo, os micro-organismos são protagonistas na decomposição da matéria orgânica, produção de húmus, ciclagem de nutrientes e energia, fixação de nitrogênio atmosférico, produção de compostos complexos que contribuem para a agregação do solo, decomposição de xenobióticos e controle biológico de pragas e doenças (Moreira & Siqueira, 2006). A participação dos micro-organismos em todos esses processos justifica a inclusão dos indicadores microbiológicos ou bioindicadores nos índices de qualidade do solo. O quociente microbiano (qMIC) é um índice utilizado para fornecer informações sobre a qualidade da matéria orgânica sendo expresso pela relação entre C da biomassa e o C orgânico total (Faleiro et al., 2011).

Os nutrientes armazenados na biomassa microbiana podem atingir valores equivalentes a 100 kg de N, 80 kg de P, 70 kg de K e 11 kg de Ca ha⁻¹. A biomassa dos micro-organismos é reciclada cerca de 10 vezes mais rápida que a fração orgânica morta do solo. Dessa forma, a quantidade de nutrientes presente nas células dos micro-organismos é significativa no que tange a ciclagem de nutrientes em todo o ecossistema (Silva & Freitas, 2007).

Entre os vários componentes da matéria orgânica do solo, a biomassa microbiana é considerada um indicador altamente sensível as mudanças provocadas pelo uso do solo e é considerada como o compartimento central do ciclo do carbono (Pulrolnik, 2009). A atividade biológica baseada na liberação e retenção de carbono, foi semelhante para solos sob floresta nativa e sistemas agroflorestais (Silva et al., 2014).

Práticas que aumentam o carbono no solo e proporcionam mineralização lenta de nutrientes podem resultar em uma maior e mais estável comunidade microbiana (Silveira & Freitas, 2007). O aumento da atividade microbiológica do solo pode ser detectado pela liberação de CO₂, e a eficiência metabólica pelo qCO₂, valores menores indicam aproveitamento energético melhor.

A utilização isolada dos atributos microbiológicos não diferencia áreas nativas e de pastagens, mostrando que há grande semelhança do comportamento da biomassa microbiana entre os dois usos da terra. Tal separação só é possível após a adição dos fatores físicos e químicos, com destaque para a densidade (Mazzetto et al., 2015).

Os micro-organismos do solo estão envolvidos em processos como decomposição, ciclagem de nutrientes, transformações bioquímicas como nitrificação, desnitrificação, oxidação e redução do enxofre, fixação biológica de N entre outros (Pulrolnik, 2009). A comunidade microbiana, atua como agente de transformação da matéria orgânica, na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia (Salton, 2015).

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A matéria orgânica do solo é um agente condicionador do solo capaz promover alterações de ordem físicas, químicas e biológicas a seus ecossistemas. A manutenção dos estoques de matéria orgânica do solo representa um desafio contínuo no meio agrícola, uma vez que há uma permanente alteração de seus estoques ao longo do tempo.

Os benefícios da matéria orgânica do solo são conhecidos no meio agrícola e vão desde manutenção de umidade, calor até melhores da estrutura física do solo como porosidade, densidade ou químicas como aumento da CTC, alteração do pH, complexação de alumínio, etc. Um solo com teores adequados de matéria orgânica mantém um ambiente propício a vida, dessa forma os ciclos biogeoquímicos e consequentemente a ciclagem de nutrientes tornam-se mais eficientes.

O manejo do solo sob sistemas conservacionistas, bem como a adoção de técnica eficientes na reposição da matéria orgânica, estão entre os fatores que mais limita o uso de plantio direto. Somado a estes fatores, o curto período de tempo para cultivo de uma cultura de cobertura em sincronia com a cultura principal e as variações climáticas dificultam ainda mais a manutenção e reposição da matéria orgânica.

A ampliação de pesquisas voltadas para regiões específicas, tende a melhorar o uso e manejo do solo, intensificando a busca de soluções mais viáveis no que diz respeito ao aumento e conservação dos estoques de matéria orgânicas no solo. Dessa forma, amparado pelos meios científicos, amplia-se a cada dia as possibilidades de potencializar o uso mais sustentável do solo, evitando a rápida degradação de seus ecossistemas, reduzindo assim as pressões ambientais na produção de alimentos.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACOSTA, J. A. A.; AMADO, T. J. C.; SILVA, L. S.; SANTI, A.; WEBER, M. A. Decomposição da fitomassa de plantas de cobertura e liberação de nitrogênio em função da quantidade de resíduos aportada ao solo sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v.44, n.5, p.801-809, 2014.

ALMEIDA, R. F.; SANCHES, B. C. Disponibilidade de Carbono Orgânico dos Solos no Cerrado Brasileiro. **Scientia Agraria Paranaensis**, v.13, n.4, p.259-264, 2014

ALVES, R. N.; MENEZES, R. S. C; SALCEDO, I. H.; PEREIRA, W. E. Relação entre qualidade e liberação de N por plantas do semiárido usadas como adubo verde. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.11, p.1107-1114, 2011.

ARAÚJO, K. D; DANTAS, R. T.; ANDRADE, A. P.; PARENTE, H. N. Cinética de Evolução de Dióxido de Carbono em Áreas de Caatinga em São João do Cariri-PB. **Revista Árvore**, v.35, n.5, p. 1099-1106, 2011.

BARROS, D. L.; GOMIDE, P. H. O; CARVALHO, G. J. Plantas de cobertura e seus efeitos na cultura em sucessão. **Bioscience Journal**, v.29, n.2, p.308-318, 2013.

BOECHAT, C.L.; TEIXEIRA, A. M. COSTA, A. S. V. BOMFIM, M. R. Initial Growth of Yellow Passion Fruit Seedlings in Substrate Composed of Pulp Mill Sludge and Cattle Manure. **Revista Caatinga**, v.26, n.1, p.01-08, 2013.

BOER, C. A.; ASSIS, R. L.; SILVA, G. P.; BRAZ, A. J. B. P.; BARROSO, A. L. L.; FILHO, A. C.; PIRES, F. R. Biomassa, Decomposição e Cobertura do Solo Ocasionalada por Resíduos Culturais de Três Espécies Vegetais na Região Centro-Oeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.843-851, 2008.

BUENO. **Matéria Orgânica no Solo. Instituto Federal Goiano.** Campus Iporá. Iporá, GO 2012.

CAETANO, J. O.; BENITES, V. M.; SILVA, G. P.; SILVA, I. R.; ASSIS, R. L.; FILHO, A. C. Dinâmica da matéria orgânica de um Neossolo quartzarênico de cerrado convertido para cultivo em sucessão de soja e milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.1245-1255, 2013.

CALONEGO, J. C.; GIL, F. C.; ROCCO, V. F.; SANTOS, E. A. Persistência e liberação de nutrientes da palha de milho, braquiaria e labe-labe. **Bioscience Journal**, v.28, n.5, p. 770 -781 2012.

CARNEIRO, W. J. O.; SOUZA, E. D.; PAULINO, H. B.; SALES, L. E. O.; VILELA, L. A. F. Mineralização de Nitrogênio em Latossolos Adubados com Resíduos Orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.715-725, 2013.

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

CEPRO. **Conjunturas econômicas**: estado do Piauí. Boletim análise semestral. 1º Semestre 2015. Teresina-PI: CEPRO, 2015. Disponível em: <<http://www.cepro.pi.gov.br/acervo.php>> Acesso em: jun. 2015.

CEPRO. **Piauí**: conjunturas econômicas. Boletim analítico anual. Teresina-PI: CEPRO, 2014. Disponível em: <<http://www.cepro.pi.gov.br/acervo.php>> Acesso em: jun. 2015.

FALEIRO, G. F.; ANDRADE, S. R. M.; JUNIO, F. B. R. **Biotecnologia: estado da arte e aplicações na agropecuária**. Planaltina-DF: Embrapa Cerrados, 2011.

FRASIER, I.; QUIROGA, A.; NOELLEMAYER, E. Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. **Science of the Total Environment**, v.562, p.628-639, 2016.

GONÇALVES, S. L.; SARAIVA, O. F.; TORRES, E. Influência de fatores climáticos na decomposição de resíduos culturais de milho e soja. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. Londrina: Embrapa Soja, 2011.

IAMAGUTI, J. L.; MOITINHO, M.R.; TEIXEIRA, D. D. B.; BICALHO, E. S.; PANOSSO, A. R.; JUNIOR, N. L. S. Preparo do solo e emissão de CO₂, temperatura e umidade do solo em área canavieira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.5, p.497–504, 2015.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2ª edição revista e ampliada. IBGE, Rio de Janeiro, 2012, 271p. Disponível em: <biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf> Acesso em: mar. 2015.

IPCC. **Mudança do Clima 2014**: impactos, adaptação e vulnerabilidade. Sumário para Tomadores de Decisão. Versão em português. São Paulo: Iniciativa verde, 2015.

JOHANNES, C.; DOGLIOTTI, S.; LEONI, C.; CHERR, C. M.; ZOTARELLI, L.; ROSSING, W. A. H. Cover Crops for Sustainable Agrosystems in the Americas . In: Lichtfouse, E.(Ed). **Genetic Engineering, Biofertilisation, Soil Quality and Organic Farming**. New York: Springer, 2010, 421 p.

LINHARES, P. C. F. et al. Velocidade de decomposição do mata-pasto no desempenho agrônomo da rúcula (*Eruca sativa*) cv. Cultivada. **Revista Verde**, v.4, n.2, p.106-112, 2009.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í.; MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, v.70, n.1, p.139-146, 2011.

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, p.1681-1689, 2015.

MAZZETTO, A. M.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. Atividade da biomassa microbiana do solo alterada pelo uso da terra no sudoeste da Amazônia. **Bragantia**, v.75, n.1, p.79-86, 2016.

MEDEIROS, S. R.; CARVALHO, E. A. **Incidência da Soja Louca II nos Sistemas Plantio Direto e Convencional**. Comunicado Técnico 278. Belém - PR: embrapa, 2016.

MENDONÇA, E.S; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. UFV: Viçosa - Mg, 2005.

MORAIS, M. I. M. **Mineralização Bruta (amonificação) de Nitrogênio em Solos Cultivados com Cana-de-açúcar**. Dissertação de mestrado/ Programa de pós-graduação em Ciências/ Centro de Ciências Nuclear na Agricultura/ Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2012.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. atual. ampl. Lavras: UFLA, 2006, 729 p. Disponível em: < www.prrg.ufla.br/solos/wp-content/uploads/.../MoreiraSiqueira2006.pdf> Acesso em: out. 2014.

MORO, E.; CRUSCIOL, C. A. C.; NASCENTE, A. S.; CANTARELLA, H. Teor de nitrogênio inorgânico no solo em função de plantas de cobertura, fontes de nitrogênio e inibidor de nitrificação. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.43, n.4, p.424-435, 2013.

MURPHY, B. W. **Soil Organic Matter and Soil Function – Review of the Literature and Underlying Data**: effects of soil organic matter on functional soil properties. Canberra, Australia: Department of the Environment, 2014, 155 p.

NETO, S. E. D. A.; SILVA, A. N.; KUSDRA, J. F.; KOLLN, F. T.; NETO, R. C. A. Atividade biológica de solo sob cultivo múltiplo de maracujá, abacaxi, milho, mandioca e plantas de cobertura. **Revista Ciência Agronômica**, v.45, n.4, p.650-658, 2014.

PAULA, J. R. D.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.1729-1741, 2013.

PORTUGAL, A. F.; JUCKSCH, I.; SCHAEFER, C. E. G. R.; WENDLING, B. Determinação de Estoques Totais de Carbono e Nitrogênio e Suas Frações em Sistemas Agrícolas Implantados em Argissolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2091-2100, 2008.

PRADO, R. B.; FIDALGO, E. C. C.; BONNET, A. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2014, 491p.

PRESOTTO, R. A.; SILVA, S. D.; MAROTA, H. B.; MOREIRA, R. C.; PEREIRA, M. G.; ZONTA, E. Mineralização da torta produzida diretamente da semente (pds) de mamona. **Revista Caatinga**, v.27, n.4, p.24-30, 2014.

PULROLNIK, K. Transformações do carbono no solo. **Documentos 264** /Embrapa cerrados. Planaltina, DF, 2009.

QUEIROZ, L.R. L.R.; GALVÃO, J.C.C.; CRUZ, J.C.; OLIVEIRA, M.F.; TARDIN, F.D. Supressão de plantas daninhas e produção de milho-verde orgânico em sistema de plantio direto. **Planta Daninha**, v.28, n.2, p.263-270, 2010.

REICHERT, J. M. et al. **Solos florestais**. Universidade Federal de Santa Maria/Centro de Ciências Rurais/ Departamentos de Solos. Santa Maria, 2009, 290p.

ROBACER, M.; CANALI, S.; KRISTENSEN, H. L.; BAVEC, F.; MLAKAR, S. G.; JAKOP, M.; BAVEC, M. Cover crops in organic field vegetable production. **Scientia Horticulturae**, Artigo no prelo (Article in press), 2015.

ROCHA, G. P.; FERNANDES, L. A.; CABACINHA, C. D.; LOPES, I. D. P.; RIBEIRO, J. M.; FRAZÃO, L. A.; SAMPAIO, R. A. Caracterização e estoques de carbono de sistemas agroflorestais no Cerrado de Minas Gerais. **Ciência Rural**, v.44, n.7, p.1197-1203, 2014.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento nº 8**. Embrapa Monitoramento por Satélite Campinas, SP, 2010.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. **Dinâmica da Matéria Orgânica do Solo em Sistemas Conservacionistas**: modelagem matemática e métodos auxiliares. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006, 304p.

SALTON, J. C. 20 anos de Experimentação em Integração Lavoura-Pecuária na Embrapa Agropecuária Oeste. **Documento 130**: Relatório 1995-2015. Embrapa Agropecuária Oeste: Dourados-MS, 2015.

SANTIAGO, W. R.; VASCONCELOS, S. S.; KATO, O. R.; BISPO, C. J. C.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; CASTELLANI, D. C. Nitrogênio mineral e microbiano do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia oriental. **Acta amazônica**, v.43, p.395-406, 2013.

SANTOS, F. S.; FILHO, M. R. A.; VILELA, L.; FERREIRA, G. B.; CARVALHO, M. C. S.; VIANA, J. H. M. A utilização de plantas de cobertura na recuperação de solos compactados. **Acta Iguazu**, v.3, n.3, p.82-91, 2014.

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

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P.; PISSIONI, L. L. M. Emissões de gases de efeito estufa pela deposição de palha de cana-de-açúcar sobre o solo. **Bragantia**, 2014.

SILVA, G. S.; MELO, C. A. D.; FIALHO, C. M. T.; SANTOS, L. D. T.; COSTA, M. D.; SILVA, A. A. Impacto de sulfentazona, isoxaflutol e oxyfluorfen sobre a microbiota de dois solos florestais. **Bragantia** v.73 n.3, 2014.

SILVA, I. F.; NETO, S. E. A. KUSDRA, J. F. Biological Activity of Soil Under Systems of Organic Farming, Agroforestry and Pasture in the Amazon. **Revista Ciências agrônômica**, v.45, n.3, p. 427-432, 2014.

SILVEIRA, A. P. D.; FREITAS, S. S. **Microbiota do solo e Qualidade Ambiental**. Instituto Agrônomo. Campinas-SP, 2007. 312 p. Disponível em: <<http://www.cisguanabara.unicamp.br/Agroecologia%20site/redeagroecologia/arquivos/iblagroecologia/microbiotadosolo.pdf>> Acesso em: nov. 2014.

SOUSA, D. M. G.; REIN, T. A.; NUNES, R. S.; JUNIOR, J. D. G. S. Recomendações para correções acidez do solo para cana-de-açúcar no Cerrado. **Comunicado técnico 177**. Planaltina: EMBRAPA, 2015.

CAPÍTULO 2

MINERALIZAÇÃO DO C E N EM PALHADA DE PLANTAS DE COBERTURA INCORPORADAS AO SOLO

RESUMO

SOUZA, Aurino Azevedo de. **Mineralização do C e N em Doses de Palhada de Plantas de Cobertura Incorporadas ao Solo**. 2016, Cap.2, p.22-53. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Piauí, PI¹.

O uso sustentável do solo é uma necessidade atual e futura. Plantas de cobertura fornecem proteção ao solo e promovem a melhoria de ordem química, física e biológica a seus ecossistemas. Foram conduzidos dois experimentos na Universidade Federal do Piauí - UFPI, Bom Jesus - PI. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC) com esquema fatorial 10 x 3 + 1, sendo avaliadas 10 sistemas de cobertura vegetal, oito cobertura em sistema de espécie individual e duas consorciadas, adicionadas ao solo em três doses de resíduos 10; 20 e 30 Mg ha⁻¹ mais um tratamento controle (solo sem resíduos), com três repetições. Os tratamentos foram constituídos por necromassa de milheto (MI), braquiária, (BR) mucuna-preta, (MP) crotalária-ochroleuca, (CO), crotalária-spectabilis, (CS) crotalária-júncea, (CJ) gundu fava larga, (GFL), gundu anão, (GA) milheto + crotalária-ochroleuca (MI + CO) e milheto + crotalária-spectabilis (MI + CS). No primeiro experimento avaliou-se a taxa de CO₂ evoluído de cada resíduo na sequência cronológica pré-estabelecida: 1; 3; 6; 10; 14; 21; 27; 28; 35; 45; 60; 75; 90; 110; 125 e 140 dias após incubação. No segundo avaliou-se a taxa de mineralização de N-amoniacoal (N-NH₄⁺), N-nítrico (N-NO₃⁻) nas datas pré-estabelecidas: 0; 7; 14; 21; 27; 28; 42; 63; 84 e 105 dias após incubação. Observou-se que a mineralização de C e N foi influenciada pelo resíduo, dose e data de avaliação. Maiores valores de C e N acumulados resultaram e menores taxas de mineralização e maior estimativa de t_{1/2}. Os tratamentos CO; CS; MI + CS e CJ destacaram na mineralização de C e os tratamentos MP; GA e GFL, destacam-se na mineralização de N.

Palavras-chave: carbono potencialmente mineralizável, nitrogênio potencialmente mineralizável, tempo de meia-vida, N-amoniacoal, N-nítrico.

¹Orientador: Cácio Luiz Boechat – UFPI/Bom Jesus

CHAPTER 2

MINERALIZATION OF C AND N PLANTS'S STRAWS OF COVERING INCORPORATED TO THE SOIL.

ABSTRACT

SOUZA, Aurino Azevedo de. **Mineralization of C and N in doses of Plants's Straws of Covering Incorporated to the Soil.** 2016, Cap.2, p.22-53. Dissertation (Masters in Soil and Plant Nutrition) – Federal University of Piauí, PI¹.

The sustainable use of the soil is a current and future necessity. Cover plants provide protection to the soil and promote the chemical, physical and biological improvement to its ecosystems. Two experiments were conducted at the Federal University of Piauí – UFPI, in Bom Jesus-PI. The experiment was conducted in an alignment completely randomized with factorial scheme 10 x 3 + 1, being evaluated 10 systems of vegetable covering, eight in system of individual species' covering, and two in consortium, added to the soil in three doses of waste: 10, 20 and 30 Mg ha⁻¹, plus a controlling treatment (soil without residues), with three repetitions. The treatments were composed by pearl millet necromass (*Pennisetum glaucum*), brachiaria grass (*Braquiária ruziensis*), velvet black beans (*Mucuna aterrima*), sunnhemp-ochroleuca (*Crotalaria ochroleuca*), sunnhemp-spectabilis (*Crotalaria spectabilis*), sunnhemp-juncea (*Crotalaria juncea*), pigeon pea fava larga (*Cajanus cajan*), pigeon pea (*Cajanus cajan*), millet + sunnhemp-ochroleuca and millet + sunnhemp-spectabilis. On the first experiment it was evaluated the level of CO₂ evolved from each residue on the chronological sequence pre-established: 1; 3; 6; 10; 14; 21; 27; 28; 35; 45; 60; 75; 90; 110; 125 and 140 days after incubation. On the second experiment it was evaluated the level of mineralization of N-ammonium (N-NH₄⁺), N-nitrate (N-NO₃⁻) on the pre-established dates: 0; 7; 14; 21; 27; 28; 42; 63; 84 and 105 days after incubation. It was observed that the mineralization of C and N was influenced by residues, doses and dates of evaluation. Higher levels of accumulated C and N resulted in lower levels of mineralization and higher estimate of t ½. The treatments sunnhemp-ochroleuca; sunnhemp-spectabilis; millet + sunnhemp-ochroleuca and sunnhemp-juncea stand out in the mineralization of C, and the treatments velvet black beans; pigeon pea and pigeon pea fava larga stand out in the mineralization of N.

Key words: potentially mineralizable carbono, potentially mineralizable nitrogen, half-life time, N-ammonium, N-nitrate.

¹Adviser: Cácio Luiz Boechat – UFPI/Bom Jesus

1. INTRODUÇÃO

No contexto de mudanças climáticas e econômicas a agricultura detém papel fundamental na busca de soluções mitigadoras cada vez mais sustentáveis. O armazenamento de C e N nos perfis do solo é fundamental para manter o equilíbrio e o bom funcionamento dos ecossistemas edáficos e conter os avanços eminentes do aquecimento global (Ronquim, 2010). Ainda segundo os autores, solos de ambientes tropicais, em especial os do Cerrado, apresentam taxas de decomposição da matéria orgânica relativamente rápidas.

A perda contínua de matéria orgânica promove desequilíbrios de ordem química, física e biológica no solo, culminando em limitações a produção agrícola. O cultivo do solo com adições frequentes de matéria orgânica é a forma mais racional e ecológica de manter e/ou aumentar a fertilidade do solo tropical, embora esta técnica seja muitas vezes inviável econômica e tecnicamente em grandes áreas. O gerenciamento de solos para obtenção de múltiplos benefícios econômicos, sociais e ambientais requer adoção de políticas de incentivos integrados que mantêm e melhoram o carbono do solo (Victoria et al., 2012).

Sistemas de manejo com técnicas mais conservacionistas como rotação de cultura, adubação verde, plantio direto, são essenciais para aumentar ou conservar os estoques da matéria orgânica no solo e conseqüentemente de C e N. O aumento dos estoques de C e N através do uso de resíduos orgânicos vegetais representa um desafio necessário. Em regiões tropicais, a matéria orgânica no solo é fator decisivo para a manutenção do equilíbrio dos nutrientes (Ronquim, 2010). Além disso, pode contribuir no sequestro de C e N em comparação com pousio devido a intensificação da ciclagem C e N, o que pode ajudar a compensar emissões de gases de efeito estufa, como o CO₂ e o N₂O (Sainju et al., 2008).

O uso de plantas de coberturas consolida-se cada vez como técnica sustentável, capaz de incorporar C e N a baixos custos nos sistemas agrícolas. Esta técnica se promove benefícios ao solo tais como a melhora da fertilidade do solo; reduz o uso de insumos externos; e reduz os riscos de processos erosivos, especialmente em solos mais arenosos, com baixo teor de matéria orgânica e outros (Johannes et al., 2010). O estudo da dinâmica de mineralização de C e N no solo fornece informações essenciais para estimar o comportamento de resíduos de cobertura no solo. Diante do exposto foram formuladas as seguintes hipóteses:

- I. Plantas de cobertura apresentam potencial e padrões diferentes de mineralização do C e N sob sistema individual e consorciado;
- II. Solos do Cerrado piauiense apresentam padrões de mineralização de C e N diferentes das demais regiões do país;
- III. O cultivo de plantas de cobertura em sistema consorciado pode ser uma alternativa viável no controle da relação C/N, influenciando a taxa de decomposição e liberação de nutrientes ao solo;

Baseado nas hipóteses mencionadas e em virtude de incubações laboratoriais mostrarem-se menos laboriosas e de maior precisão, objetivou-se neste trabalho avaliar a dinâmica de mineralização de carbono e nitrogênio em plantas de coberturas sob sistema solteiro e consorciado em condições controladas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Preparação da amostra e análises

A amostra de solo utilizada no experimento foi coletada na profundidade de 0 – 20 cm na Fazenda Cantagalo, localizada no município de Baixa Grande do Ribeiro – PI nas coordenadas (07°51'01'' S e 45°12'49'' O). O solo foi classificado como Latossolo amarelo eutrófico (Santos et al., 2013). Antes do início dos experimentos, o solo foi umedecido próximo a 70 % da capacidade de campo durante 45 dias para a total estabilização das comunidades microbianas.

Amostras de solo foram secas ao ar, tamisadas em peneira com malha de 2 mm e homogêneas, seguidas de caracterizações químicas e físicas de acordo com metodologia descrita em Tedesco et al. (1995). Os resultados dos atributos químicos e físicos do solo utilizado nos ensaios estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Atributos químicos e físicos de amostra de solo utilizada nos ensaios experimentais.

pH (H ₂ O) (1:2,5)	H+Al	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Ca + Mg	P	K ⁺	C.O.S
	cmol _c dm ⁻³		cmol _c dm ⁻³			mg dm ⁻³		g kg ⁻¹
5,9	4,0	0,1	1,5	3,9	5,5	60,1	90,0	9,22
NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SB	T	V	m	Argila	Silte	Areia
mg kg ⁻¹		cmol _c dm ⁻³		%		g kg ⁻¹		
8,0	45,0	5,7	9,7	59,0	1,7	243,0	12,0	744,0

A textura foi determinada pelo método do densímetro, usando NaOH 0,1 mol L⁻¹; Ca e Mg trocáveis: extraído com 1 mol L⁻¹ KCl; P e K: estimado por Mehlich⁻¹; H+Al: extraído com solução de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ pH 7,0; carbono orgânico foi determinado pelo método de combustão Walkley-Black (Tedesco et al., 1995); SB: soma de bases; T: capacidade de troca catiônica; V: Saturação por bases; MO: matéria orgânica do solo; m: Saturação por alumínio.

2.2 Necromassa vegetal

Oito espécies de plantas de cobertura foram utilizadas nos ensaios, sendo duas gramíneas, MI - milho BRS 1501 (*Pennisetum glaucum*) e BR - braquiária (*Braquiária ruziensis*) e seis leguminosas, CS - crotalaria-spectabilis (*Crotalaria spectabilis*), CO - crotalaria-ochroleuca (*Crotalaria ochroleuca*), CJ - crotalaria-júncea IAC-KR1 (*Crotalaria juncea*), GA - guandu-forrageiro anão IAPAR 43 - Aratã (*Cajanus cajan*), GFL - guandu-forrageiro Caqui e Fava-Larga (*Cajanus cajan*) e MP - mucuna-preta (*Mucuna aterrima*). As espécies foram cultivadas no local de coleta da amostra de solo utilizada nos ensaios, na área experimental da Fazenda Cantagalo. No início do florescimento as espécies foram dessecadas com glifosato. A palhada foi coletada em

campo e em condições laboratório foi colocada em estufa com circulação forçada de ar a 65 °C por 48 horas. O material vegetal foi fragmentado em frações de 1 e 3 cm com auxílio de uma tesoura de poda. A caracterização das amostras ocorreu através da digestão nitro-perclórica do material vegetal, determinando-se os elementos pelo método Kjeldahl para N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) (Tedesco et al. (1995); gravimétrico ou perda de massa por ignição através da múfla para o C; e colorimétrico para determinação do Fe, Mg, Zn, Mg, Ca, P e K. Os resultados dos teores de macro e micronutrientes e relação C: N da necromassa das plantas de cobertura estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Teores de macro e micronutrientes na necromassa de espécies de planta de cobertura solteiras ou consorciadas.

Necromassa Vegetal	Fe	Mn	Zn	Mg	Ca	P	K	N	C	C: N
	mg kg ⁻¹				g kg ⁻¹			%		
MI	237,0	43,2	45,2	3,5	22,1	3,7	11,2	1,58	51,5	32,6
BR	289,0	50,8	50,6	4,4	22,6	2,7	13,9	1,63	50,7	31,2
MP	228,3	54,9	48,0	3,2	15,9	3,9	11,4	2,67	51,6	19,4
CO	194,4	45,8	38,2	4,5	3,0	4,0	15,3	1,94	53,4	27,5
CS	277,0	50,8	45,0	4,5	27,0	4,0	13,9	1,85	53,5	28,9
CJ	151,1	39,3	32,9	4,2	26,8	4,0	12,1	1,75	53,6	30,6
GFL	239,5	45,4	43,3	3,6	24,2	3,8	10,6	2,20	53,4	24,3
GA	225,0	43,8	50,5	3,4	28,0	3,9	10,0	2,40	51,9	21,7
MI + CO	141,4	51,7	51,4	4,0	27,0	3,6	12,3	1,65	52,2	31,7
MI + CS	369,5	37,8	43,2	4,2	21,8	3,8	14,1	1,70	54,2	31,9

MI - milheto; BR - brachiaria; MP - mucuna-preta; CO - crotalária-ochroleuca; CS - crotalária-spectabilis; CJ - crotalária-júncea; GFL - guandu fava larga; GA - guandu anão; MI + CO - milheto + crotalária-ochroleuca; MI + CS - milheto + crotalária-spectabilis; testemunha – solo sem incorporação de palhada.

2.3 Arranjo experimental

Os tratamentos foram distribuídos em um delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial 10 x 3 + 1, sendo oito tipos de necromassa de plantas de cobertura, individualmente incorporadas ou consorciadas ao solo: MI; BR; MP; CO; CS; CJ; GFL; GA; MI + CO e MI + CS e três doses de cada resíduo, sendo 10, 20 e 30 Mg ha⁻¹ (em base seca), mais uma testemunha (solo sem incorporação de necromassa), com três repetições.

2.4 Mineralização do C

A avaliação da mineralização do C foi conduzida sob condições controladas de luz em ambiente escuro, umidade \pm 70% da capacidade de campo e temperatura a 28 \pm

2°C. Cada unidade experimental foi constituída de um pote respirométrico rigorosamente vedado com auxílio de filme PVC e tampa com rosca. As unidades receberam um pote com volume de 150 mL contendo 50 g de solo e incorporada a necromassa das plantas de cobertura nas respectivas doses, um pote plástico contendo 30 ml de solução de NaOH 1 Mol L⁻¹ e ainda, um terceiro contendo 30 mL de água destilada, a fim de manter a umidade constante. A reposição de água das unidades experimentais foi realizada a cada 48 horas mantendo-a próximo a 70% da capacidade de campo. Utilizou-se três potes respirométricos adicionais contendo apenas solução de NaOH para controle da contaminação de CO₂ do ambiente.

Aos 1; 3; 6; 10; 14; 21; 28; 35; 45; 60; 75; 90;110; 125 e 140 dias após a incubação foram avaliadas a respiração basal do solo e determinado o carbono potencialmente mineralizado (C₀) e a constante de mineralização (*k*) do C.

As unidades experimentais foram abertas individualmente e retirado o pote com NaOH responsável pela captura do CO₂ liberado de cada tratamento. Pipetou-se 10 mL da solução de NaOH, em seguida adicionou-se 10 mL de BaCl₂ a 0,5 Mol L⁻¹, 3 gotas de solução de fenolftaleína e procedeu-se a titulação com ácido clorídrico a 0,025 Mol L⁻¹ de acordo com (Mendonça & Matos, 2005). Após a titulação utilizou-se a Equação 1 na determinação do CO₂ evoluído:

$$C\text{-CO}_2 \text{ (mg } 100\text{g}^{-1}) = (B - V) \times M \times 12 \times (v1 / v2) \quad \text{(Equação 1)}$$

Onde:

C-CO₂ = carbono evoluído ou mineralizado;

B = Volume do HCl gasto no branco (ml);

V = Volume de HCl gasto na amostra (ml);

M = Concentração real do HCl (Mol L⁻¹);

12 = peso equivalente do carbono;

v1 = Volume total de NaOH usado na captura de CO₂ (ml);

v2 = Volume de NaOH usado na titulação (ml);

Após cálculo da mineralização líquida do carbono (C_{liq}) Equação 1, obteve-se o carbono mineralizado acumulado (C_{mac}) pela soma dos valores de C_{liq} da data anterior com a data subsequente. A partir dos valores de C_{mac} estimou-se o carbono

potencialmente mineralizado (C_0) e a constante de mineralização (k). Os valores foram ajustados com base no modelo exponencial de primeira ordem proposto por Stanford & Smith (1972) e executado através do software SigmaPlot versão 13. O ajuste seguiu a equação exponencial de primeira ordem (Equação 2):

$$C_{\text{mac}} (\text{mg kg}^{-1}) = C_0 (1 - e^{-kt}) \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

C_{mac} = representa o C mineralizado acumulado no tempo;

C_0 = C potencialmente mineralizado no tempo estimado pelo programa;

k = constante de mineralização com base C_{mac} e no tempo (mg dia^{-1});

t = o tempo de incubação (dias);

A partir do valor de k foi estimado o tempo necessário para que ocorra a decomposição de 50% da quantidade de massa seca do resíduo aportado, ou meia-vida ($t_{1/2}$), através da Equação 3:

$$t_{1/2} = - \ln (0,5) / k = 0,693 / k \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

$t_{1/2}$ = tempo de meia-vida (dias);

\ln = logaritmo natural;

k = constante de velocidade da reação (dia^{-1});

2.5 Mineralização do N

O ensaio para avaliação da mineralização do N foi conduzido sob condições controladas de luminosidade em ambiente escuro, umidade $\pm 70\%$ da capacidade de campo e temperatura a $28 \pm 2^\circ\text{C}$. Cada unidade experimental foi constituída de potes de polietileno com volume de 400 mL, contendo 150 g de solo mais a necromassa das plantas de cobertura incorporadas nas doses previamente definidas e um controle sem incorporação de resíduo vegetal. A reposição de água das unidades experimentais foi realizada a cada 48 h, mantendo próximo a 70% da capacidade de campo.

A mineralização do N foi avaliada em sistema destrutivo de unidades experimentais, aos 0; 7; 14; 21; 28; 42; 63; 85 e 105 dias após incubação. Para cada avaliação do N-amoniaco (NH_4^+) e N-nítrico (NO_3^-), utilizou-se 5g de solo, adicionando 50 ml de solução extratora (KCl a 1 mol L^{-1}), agitando-as a 200 rpm por 30

minutos, e mantendo-as em repouso por 30 min. Em seguida, pipetou-se alíquotas de 20 mL que foram transferidas para tubos de digestão.

O N-mineral foi obtido através de duas destilações sequenciais, adicionando na primeira 0,2 g de óxido de magnésio (MgO) e na segunda 0,2 g de liga devarda. Foram coletados de 30 a 40 ml do destilado, respectivamente, em um béquer contendo 5 mL de solução de ácido bórico a 2%. Efetuou-se a titulação do N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ através da solução de H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹. O cálculo do N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ mineralizado foi estimada com base na Equação 3, proposta por (Tedesco et al., 1995), dada por:

$$N_{\min} (\text{mg kg}^{-1}) = (\text{mL H}^+ \text{ am} - \text{mL H}^+ \text{ br}) \times 70 \times 2,5 / m \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

mL H⁺ am = volume de H₂SO₄ gasto na amostra;

mL H⁺ br = volume de H₂SO₄ gasto no branco;

m = peso do solo seco;

70 = valor de NH₄⁺ ou NO₃⁻ (mg Kg⁻¹) para cada 1 mL de H₂SO₄

A partir do N-mineral (N_{min}), dado pela Equação 3, foi estimada a taxa de mineralização líquida (N_{liq}) obtida através da Equação 5:

$$N_{\min} (\text{mg kg}^{-1}) = \text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^- \quad (\text{Equação 4})$$

Onde:

N-NH₄⁺ = N-amoniaco (mg kg⁻¹);

N-NO₃⁻ = N-nítrico (mg kg⁻¹);

$$N_{\text{liq}} (\text{mg kg}^{-1}) = N_{\min} \text{ trat} - N_{\min} \text{ test} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde:

N_{min} trat = N-mineral no tratamento (mg kg⁻¹);

N_{min} test = N-mineral na testemunha (mg kg⁻¹);

O mineralizado acumulado (N_{mac}) foi obtido pela soma de N_{liq} de cada data com a data subsequente. A partir do N_{mac} foram estimados os valores de N potencialmente mineralizável (N_0), por meio do modelo exponencial de primeira ordem proposto por Stanford & Smith (1972), conforme a Equação 6:

$$N_{\text{mac}} = N_0 (1 - e^{-kt}) \quad (\text{Equação 6})$$

Onde:

N_{mac} = N mineralizado acumulado (mg kg^{-1});

N_0 = N potencialmente mineralizável (mg kg^{-1});

k = constante da taxa de mineralização (dia^{-1});

t = tempo (dias);

A partir do valor de k foi estimado o tempo necessário para que ocorra a decomposição de 50% da quantidade de massa seca do resíduo aportado, ou meia-vida ($t_{1/2}$), através da Equação 3:

2.6 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste de Skott-Knott ($P < 0,05$) através do Software Sisvar versão 5.6 (Ferreira, 2011). Na estimativa do C e N potencialmente mineralizável, obtenção da constante de mineralização e ajuste de curva, utilizou-se o software SigmaPlot versão 13.0 (Trial).

3. RESULTADO E DISCUSSÃO

3.1 Mineralização de C

Os valores de C potencialmente mineralizável (C_0) estimados para crotalária júncea (CJ) nas doses avaliadas foram maiores do que a dos outros tratamentos, Tabela 3. No entanto, o C mineralizado acumulado (C_{mac}) na D10 foi maior em resíduos de crotalária-ochroleuca (CO), na D20 em crotalária-ochroleuca (CO), crotalária-spectabilis (CS) e milheto + crotalária-spectabilis (MI + CS), e na D30 maior em resíduos de CJ (Tabela 3). Diferenças entre C_0 e C_{mac} podem ocorrer em função do modelo exponencial considerar que existe apenas uma fração do C mineralizável, levando em consideração não somente o valor de C_{mac} , como também as taxas de C-CO₂ evoluído nas datas avaliadas.

Sob condições adequadas de umidade e oxigenação a crotalária potencializa a atividade microbiana e aumenta a respiração edáfica (Neto et al., 2014). A composição química, principalmente o percentual de N, estimula o crescimento da microbiota do solo a medida que resíduos ricos em C são incorporados. A liberação de C tem relação direta com o percentual de N (Saint-Laurent et al., 2014), Tabela 3. Relação C: N menor é um indicativo de maior percentual de C lábil no resíduo, o que resulta em degradação mais rápida e crescimento microbiológico intenso, conseqüentemente há maior liberação de C-CO₂.

Independente da dose, as menores estimativas de carbono potencialmente mineralizável (C_0) foram na palhada da mucuna-preta (MP) e do guandu anão (GA) (Tabela 3). As menores emissões de CO₂ na D10 ocorreram nos tratamentos MP, CJ e MI + CO, na D20 no tratamento BR e na D30 nos tratamentos com MP e GA. Exceto para o resíduo de *Brachiaria ruziziensis* na D20, as menores emissões de CO₂ ocorreram sempre em resíduos de leguminosas. Isso provavelmente se deve as características químicas dos resíduos, principalmente a relação C: N, pois na palhada de MP e GA (19,4 e 21,7, respectivamente) apresentaram os menores valores (Tabelas 2 e 3).

Na D10 o comportamento das leguminosas GFL, GA e CS quanto aos valores de C_{mac} foram iguais. Resultado semelhante foi observado entre as gramíneas MI e BR. No entanto, a partir da D20 ambos os tratamentos se comportaram de forma diferenciada nas leguminosas e gramíneas. De acordo com Araújo et al. (2015) a diferença na taxa de decomposição de resíduos pode estar relacionada com a composição química.

Tabela 3. Concentração de C mineralizado acumulado (C_{mac}) e estimativa do carbono potencialmente mineralizado (C_0) após a incorporação de doses de necromassa de plantas de cobertura, através do modelo exponencial simples Stanford & Smith (1972).

Tratamento	C_0	C_{mac}	k	$t^{1/2}$	R^2
	mg 100 g ⁻¹		dia ⁻¹	dia	
10 Mg ha⁻¹					
MI	1573,2 g	804,2 d	0,020 h	34,9 d	0,98
BR	1655,4 c	825,2 d	0,019 i	36,9 c	0,98
MP	1223,8 j	782,6 e	0,036 a	19,3 k	0,97
CO	1620,0 e	938,8 a	0,027 d	25,5 h	0,98
CS	1639,0 d	868,8 c	0,022 g	31,8 e	0,99
CJ	1729,2 a	779,4 e	0,015 k	45,2 a	0,98
GFL	1574,8 h	857,6 c	0,023 f	30,0 f	0,98
GA	1470,8 i	879,2 c	0,030 b	23,1 j	0,99
MI + CO	1662,2 f	778,6 e	0,017 j	41,0 b	0,99
MI + CS	1589,4 f	898,6 b	0,026 e	26,7 g	0,99
Testemunha	120,8 k	140,2 f	0,028 c	24,1 i	0,98
20 Mg ha⁻¹					
MI	2177,0 h	1166,4 d	0,022 e	30,9 f	0,99
BR	2339,4 g	1122,4 e	0,017 h	39,8 c	0,98
MP	1874,8 j	1148,8 d	0,032 a	22,0 i	0,98
CO	2628,4 c	1341,0 a	0,020 g	34,5 d	0,99
CS	2560,0 d	1344,8 a	0,021 f	32,4 e	0,99
CJ	2984,6 a	1315,8 b	0,015 i	46,1 b	0,99
GFL	2459,8 f	1311,0 b	0,022 e	31,1 f	0,99
GA	1964,4 i	1175,4 d	0,029 b	23,6 h	0,98
MI + CO	2943,8 b	1231,4 c	0,014 j	50,6 a	0,99
MI + CS	2525,0 e	1358,6 a	0,024 d	29,3 g	0,99
Testemunha	120,8 k	140,2 f	0,028 c	24,1 h	0,98
30 Mg ha⁻¹					
MI	3286,8 d	1495,2 e	0,016 i	43,0 a	0,99
BR	3294,8 b	1729,4 b	0,022 d	31,5 f	0,99
MP	2725,2 j	1433,6 g	0,021 e	32,2 e	0,98
CO	3297,4 b	1594,2 d	0,018 g	37,7 c	0,99
CS	3177,8 e	1654,2 c	0,021 e	32,3 e	0,99
CJ	3960,4 a	1830,2 a	0,017 h	40,9 b	0,99
GFL	2904,6 g	1465,2 f	0,020 f	34,7 d	0,99
GA	2573,4 i	1417,0 g	0,025 b	28,1 h	0,99
MI + CO	3177,6 f	1483,8 f	0,017 h	40,2 c	0,99
MI + CS	2794,2 h	1312,4 e	0,024 c	29,1 g	0,99
Testemunha	120,8 k	126,2 h	0,028 a	24,1 i	0,98

MI - milheto; BR - brachiaria; MP - mucuna-preta; CO - crotalária-ochroleuca; CS - crotalária-spectabilis; CJ - crotalária-júncea; GFL - guandu fava larga; GA - guandu anão; MI + CO - milheto + crotalária-ochroleuca; MI + CS - milheto + crotalária-spectabilis; testemunha – solo sem incorporação de palhada; Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($P < 0,05$) entre os tratamentos dentro de cada dose.

Independente da dose, resíduo ou data de avaliação, os valores de C_0 e C_{mac} no tratamento controle foi sempre inferior quando comparado aos demais tratamentos. A incorporação de resíduos incrementa C lábil no solo, o que possibilita a rápida obtenção de energia resultando em elevado crescimento microbiano. Isso explica a baixa emissão de CO_2 da testemunha quando comparado aos demais tratamentos. A respiração no solo é afetada principalmente pela biomassa da cultura de cobertura e pela relação C: N do resíduo (Mancinelli et al., 2013).

A estimativa da constante de mineralização (k) é função do teor de C- CO_2 mineralizado e influencia a meia-vida ($t_{1/2}$) de cada resíduo. A maior constante de mineralização (k) na D10 e D20 foi observado em MP (0,036 e 0,032 mg C dia⁻¹, respectivamente) e na D30 observado no tratamento GA (0,025 mg C dia⁻¹). Em comparação a testemunha, a taxa de mineralização de C foi superior em MP e GA na D10 e D20, no entanto inferior sob D30, Tabela 3.

O uso de resíduos culturais promove impactos positivos na atividade e diversidade microbiana do solo (Nair & Ngouajio, 2012). Solos de vegetação natural apresentam estoque de carbono estável devido ao equilíbrio dinâmico da emissão de CO_2 , diferente do cultivado, onde esse equilíbrio é modificado (Mazzetto et al., 2016). A cobertura do solo sob vegetação natural promove uma proteção contínua e um depósito constante de carbono, além disso, a ausência de ações mecânicas com desestruturações do solo e alterações do fluxo de ar e calor, possibilita tal equilíbrio. De acordo com a Tabela 3, os tratamentos CJ na D10, MI+CO na D20 e MI na D30 apresentaram as menores constante de mineralização (k) 0,015; 0,014 e 0,016 mg dia⁻¹ respectivamente, e consequentemente maior estimativa de tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) 45,2; 50,6 e 43 dias, respectivamente.

A maior estimativa $t_{1/2}$ foi obtido no tratamento MI + CO na D20 (50,6 dias), sendo este o resíduo que apresentou a 3ª maior relação C: N (31,7), como apresentado na Tabela 2. Para cada tratamento há um valor de resíduos que estimula com mais intensidade a atividade microbiana. Isso fica evidente na análise do tratamento CJ, que sob D10, encontra-se entre os menores valores de CO_2 , passando para D20, mantém-se entre os maiores valores, enquanto que na D30 é o maior valor. O menor percentual de N nos resíduos de CJ (Tabela 2 e 3), limita a atividade microbiana, a partir da elevação da dose, altera o padrão de imobilização/mineralização e tal limitação é superada (Moreira & Siqueira, 2006).

3.1.2 Cinética de Mineralização de C

A cinética de mineralização líquida de C foi semelhante em todas as doses originando dois picos entre o 6° e 14° dia, e do 45° ao 60° dia, seguidos de dois decréscimos intercalados do 14° ao 45° dia, e do 60° dia ao final da incubação (Figura 1). Atribui-se ao primeiro pico a rápida degradação do C-lábil dos resíduos, e ao segundo a remineralização de C e N da biomassa. Já os declínios são resultados da imobilização de N, e estabilização pós remineralização de N, respectivamente. Todos os tratamentos apresentaram taxas superiores a testemunha, esta comportou-se de forma estável ao longo da incubação.

De acordo com Balota et al. (2014), os micro-organismos do solo imobilizam quantidades significativas de nutrientes, o que pode contribuir para reduções de perdas de N por lixiviações. O aumento da oferta de N, promove maior consumo de C pelos micro-organismos, levando-os a atingir picos de biomassa rápidos (Moreira & Siqueira, 2006). Práticas de manejo, tais como preparo do solo, fertilização e aplicações de pesticidas, períodos de pousio entre culturas consecutivas podem alterar drasticamente a disponibilidade de C-orgânico e de nutrientes (Geisseler et al., 2016).

A mineralização de C na dose de 10 Mg ha⁻¹ (D10) foi mais intensa nos tratamentos com resíduos de mucuna preta (MP, 66% - 418,3 mg), milho + crotalaria spectabilis (MI + CS, 62% - 374,1 mg) e guandu anão (GA, 61% - 456,0 mg) após 35 dias, sendo equivalente a 25% do tempo de incubação. Após 110 dias (78% do tempo de incubação), observou-se nestes tratamentos que 97% do carbono havia mineralizado na forma de C-CO₂. Contudo, aos 35 dias observou-se que nos tratamentos com incorporação de necromassa de crotalaria juncea (CJ); milho (MI) e milho + crotalaria ocreoleuca (MI + CO), apenas 46; 52 e 49%, respectivamente (361,6; 391,6; 374,1 mg) de carbono foi mineralizado, e somente após 125 dias (89% do tempo de incubação) alcançaram 97% do C-CO₂ mineralizado.

Na dose de 20 Mg ha⁻¹ (D20) a mineralização do C foi maior após a incorporação de MP; GA e MI + CS, sendo de 62%, respectivamente (611,1; 618,9; 754,2 mg) após 35 dias (25% do tempo de incubação). Aos 110 dias (78,57% do tempo de incubação), observou-se uma mineralização na forma de C-CO₂ de 97% nos tratamentos com incorporação de palhada de MI e GFL, respectivamente (582,0; 1139,4 mg). Os tratamentos CJ e MI + CO apresentaram mineralização mais lenta, sendo de 47 e 45%, respectivamente (618,8; 568,6 mg) após 35 dias, e aos 110 dias percentuais de 91 e 92%, respectivamente (1210,1; 1153,4 mg).

Observou-se após 35 dias de incubação na dose com 30 Mg de resíduo ha^{-1} (D30), que a mineralização de C foi maior nos tratamentos BR; GA e MI + CS, sendo de 59; 60 e 62%, respectivamente. Ambos alcançaram o percentual de 97% do C mineralizado aos 110 dias. Na D30 a mineralização foi mais lenta dos resíduos MI (49%), seguidos de CO e CJ (52%) aos 35 dias e após 110 dias com percentuais de 94; 95 e 95%, respectivamente.

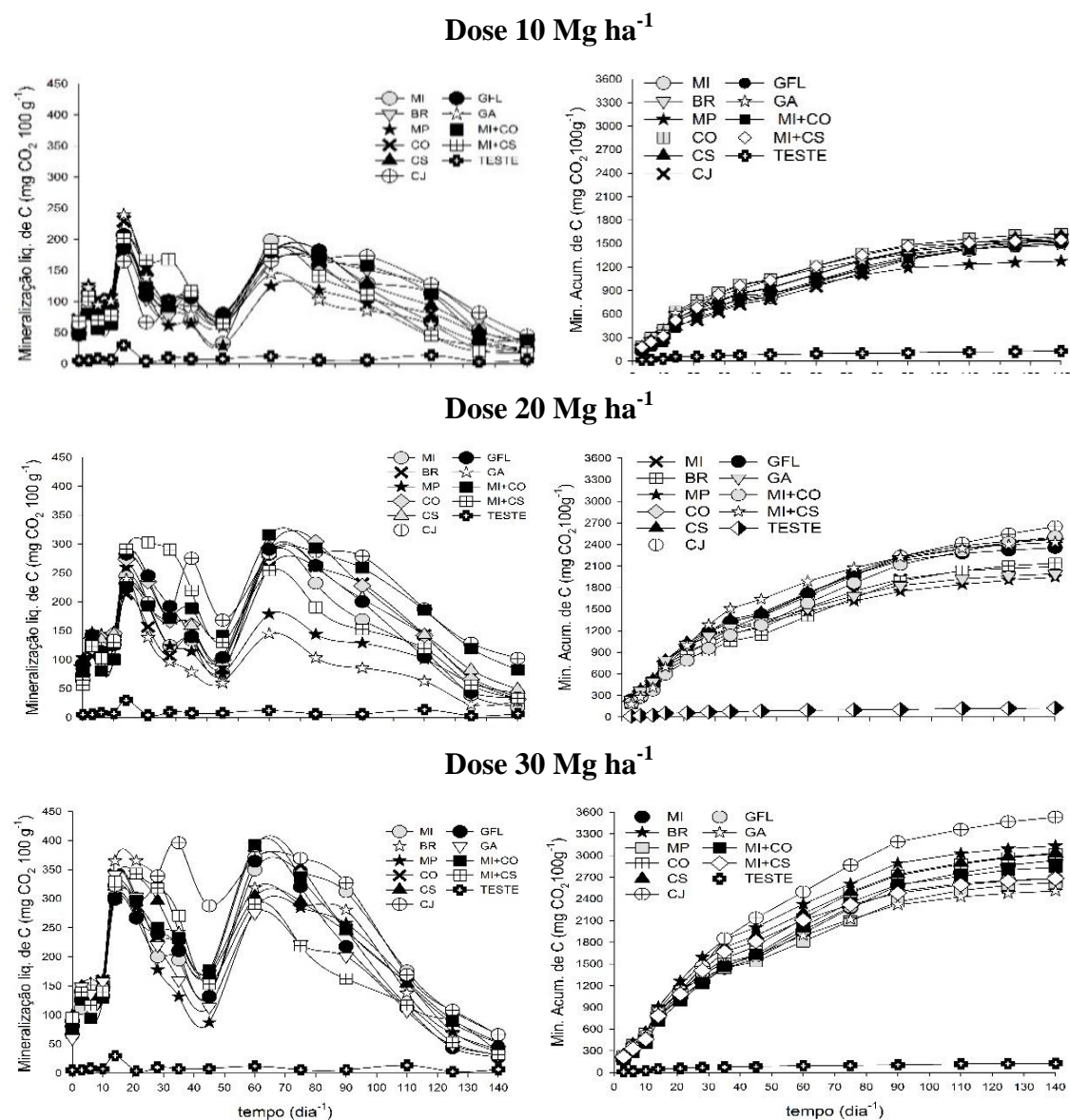


Figura 1. Mineralização líquida (C_{liq}) e mineralização acumulada (C_{mac}) do carbono sob doses de plantas de cobertura. MI - milho; BR - brachiaria; MP - mucuna preta; CO - crotalaria oroleuca; CS - crotalaria spectabilis; CJ - crotalaria júncea; GFL - guandu fava larga; GA - guandu anão; MI + CO - milho + crotalaria oroleuca; MI + CS - milho + crotalaria spectabilis.

Para continuar o processo de mineralização, os micro-organismos tendem a imobilizar o N-inorgânico principalmente durante os primeiros dias de incubação e sob doses baixas (Moreno-Cornejo et al., 2014). Isso explica a rápida mineralização de C em resíduos de leguminosas em comparação com as gramíneas, principalmente em doses menores. Resíduos com percentual de N menor, tende a suprir a exigência da microbiota sob doses mais elevadas, diferente do observado em doses menores em que as imobilizações limitam o crescimento microbiano.

Transcorrido 25% do tempo de incubação (35 dias), todos os tratamentos haviam ultrapassado 50% do C mineralizado, exceto os tratamentos MI na D30 (49%), BR na D20, CJ na D10 e D20 (47%) e MI + CO na dose D10 (45%). A mineralização mais lenta de C, tende a ser benéfica quando se deseja proteção do solo por um período maior. Emissões de CO₂ do solo para a atmosfera representam um desafio mundial, especialmente em países desenvolvidos, o tipo e a qualidade dos resíduos vegetais promovem impactos significativos sobre a emissão de CO₂ (Hassan et al., 2014). No entanto, a fixação de N é uma das variáveis que mais pesa na hora de decidir sobre o uso de cobertura. Em suas pesquisas sobre adubação verde Mancinelli et al. (2013) observaram que a emissão de CO₂ no solo foi afetada principalmente pela quantidade de biomassa e pela relação C: N dos resíduos.

3.2 Mineralização do N

Os maiores valores de N-mineral (N_{\min}), independente da dose, foram observadas nos tratamentos GFL; GA e MP (Tabela 4). Tratamentos que obtiveram maiores valores de N_{\min} foram aqueles que apresentaram os maiores valores de N-nítrico e potencialmente mineralizável (N_0). O maior valor de N_{\min} foi obtido na D10 no tratamento GFL, na D20 no MP e na D30 no GA (165,9; 221,9 e 266,2 mg kg⁻¹, respectivamente), enquanto os menores valores N-mineral foram observados na D10, D20 e D30 (37,1; 29,7,6; 72,1 mg kg⁻¹, respectivamente) no tratamento CJ.

A diferença entre o maior e menor valor do N-mineral na D10 ocorreu entre os tratamentos GFL e CJ, correspondente a 72%; na D20 entre os tratamentos MP e CJ cerca de 85% e na D30 entre os tratamentos GA e CJ foi de 72%. Resíduos com relação C: N entre 19 e 24 (Tabela 2), mostraram-se os mais adequados na obtenção das maiores taxas de N mineralizado, evidenciando o elevado aproveitamento energético pela microbiota do solo.

Tabela 4. Concentração de N-amoniacoal ($N-NH_4^+$), N-nítrico ($N-NO_3^-$) e N-mineral (N_{min}) e, estimativa do nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0), constante de mineralização (k), tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) e coeficiente de correlação (R^2), após a incorporação de doses de necromassa de plantas de cobertura, através do modelo exponencial simples de Stanford & Smith (1972).

Tratamento	NH_4^+	NO_3^-	N_{min}	N_0	k	$t_{1/2}$	R^2
	mg kg ⁻¹				dia ⁻¹	dias	
10 Mg ha⁻¹							
MI	7,5 i	48,2 f	55,3 f	56,7 i	0,122 a	5,6 j	0,72
BR	12,8 f	63,4 d	78,6 d	95,8 f	0,106 b	6,0 i	0,89
MP	8,4 h	115,0 b	123,0 c	313,1 b	0,013 j	48 a	0,98
CO	7,5 i	45,1 g	54,9 f	89,7 g	0,032 d	19 g	0,89
CS	23,4 c	51,6 e	76,7 d	125,3 d	0,030 f	24 e	0,93
CJ	10,9 g	29,2 i	37,1 h	55,3 i	0,048 c	15 h	0,70
GFL	29,6 a	137,3 a	165,9 a	358,9 a	0,020 i	33 b	0,99
GA	24,6 b	105,1 c	129,3 b	242,2 c	0,025 h	30 c	0,94
MI + CO	7,2 i	39,9 h	46,6 g	82,4 h	0,029 h	30 c	0,82
MI + CS	16,9 d	45,2 g	63,3 e	101,2 e	0,034 e	22 f	0,94
Testemunha	14,4 e	46,0 g	47,7 g	82,9 h	0,026 g	26 d	0,93
20 Mg ha⁻¹							
MI	11,6 j	71,9 f	84,1 g	106,5 g	0,097 a	7,2 j	0,85
BR	17,3 h	78,6 e	98,8 e	128,9 f	0,073 b	9,4 i	0,85
MP	23,3 e	198,5 a	221,9 a	428,2 b	0,024 h	28 c	0,99
CO	22,7 f	65,4 g	89,0 f	138,5 e	0,035 e	20 f	0,87
CS	18,4 g	61,2 h	80,4 h	216,2 c	0,016 j	44 a	0,95
CJ	7,7 k	21,6 j	29,7 k	48,7 i	0,029 f	24 e	0,67
GFL	47,3 b	169,1 b	215,3 b	476,3 a	0,019 j	36 b	0,99
GA	50,4 a	126,9 c	177,8 c	432,4 b	0,016 i	44 a	0,97
MI + CO	30,1 c	83,3 d	113,2 d	161,1 d	0,056 c	12 h	0,92
MI + CS	29,1 d	44,2 i	74,2 i	126,6 f	0,038 d	18 g	0,87
Testemunha	14,4 i	46,0 i	47,7 j	82,9 h	0,026 g	26 d	0,93
30 Mg ha⁻¹							
MI	13,1 j	81,9 e	96,7 f	143,2 h	0,041 c	17 i	0,95
BR	14,1 i	81,8 e	96,5 f	160,7 g	0,032 d	22 h	0,84
MP	30,8 c	196,1 b	228,9 b	730,4 a	0,010 k	67 a	0,99
CO	26,3 h	105,7 d	131,1 d	274,3 e	0,023 f	30 f	0,95
CS	27,6 g	197,3 b	228,6 b	306,2 d	0,069 a	10 k	0,92
CJ	30,0 d	42,7 i	72,1 h	99,4 i	0,048 b	14 j	0,92
GFL	51,1 b	164,0 c	213,0 c	648,3 b	0,012 j	60 b	0,99
GA	54,5 a	211,4 a	266,2 a	620,8 c	0,017 g	40 e	0,99
MI + CO	28,6 e	68,2 f	100,1 e	281,9 e	0,014 h	50 d	0,96
MI + CS	28,2 e	55,3 g	86,0 g	224,8 f	0,013 i	55 c	0,96
Testemunha	14,4 i	46,0 h	47,7 i	82,9 j	0,026 e	26 g	0,93

MI - milheto; BR - braquiária; MP - mucuna-preta; CO - crotalária-ochroleuca; CS - crotalária-spectabilis; CJ - crotalária-júncea; GFL - guandu fava larga; GA - guandu anão; MI + CO - milheto + crotalária-ochroleuca; MI + CS - milheto + crotalária-spectabilis; testemunha – solo sem incorporação de palhada; Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($P < 0,05$) entre os tratamentos dentro de cada dose.

Resíduos de leguminosas são importantes no fornecimento de N para as culturas subsequentes, no entanto a baixa relação C: N faz com que não haja boa proteção superficial do solo, por estes serem rapidamente decompostos (Calonego et al., 2012). A quantidade de N mineralizável de cada resíduo é proporcional ao teor total de N orgânico, e ao grau de estabilidade da matéria orgânica (Rigby et al., 2016). O N orgânico do solo é sem dúvida a principal fonte de N para as plantas e microorganismos (Vieira-Megda, et al., 2015). O uso de resíduos pode promover alterações de ordem química e física no solo como redução do alumínio trocável e elevação do pH (Boechat et al., 2015).

Independente da dose adicionada os maiores valores de N-amoniacoal (N-NH_4^+) ocorreu nos tratamentos de resíduos de guandu fava larga (GFL) e guandu anão (GA), Tabela 4. Os menores valores na D10 ocorreram nos tratamentos com MI, CO e MI + CO, sendo estes semelhantes entre si. No entanto, sob D20 a menor quantidade de N-NH_4^+ ocorreu no tratamento CJ e na D30 no MI.

Os resultados deste trabalho revelaram valores de N-nítrico (N-NO_3^-) substancialmente superiores aos de N-NH_4^+ (Tabela 4). Carneiro et al. (2013), observaram a mesma predominância avaliando o uso de resíduos orgânicos em Latossolo. No entanto, Moro et al. (2013), obtiveram valores de N-nítrico inferiores aos de N-amoniacoal. Valores de N-nítrico (N-NO_3^-) foram maiores sempre com os tratamentos MP, GFL e GA, independente da dose. Contudo, as menores quantidades de NO_3^- ocorreram nos tratamentos com CJ em todas as doses. Em comparação com a testemunha, os menores valores de N-NO_3^- foram observados nos tratamentos MI + CO; MI + CS e CJ na D10; na D20 no tratamento CJ e na D30 o tratamento CJ não diferiu da testemunha (Tabela 4).

Os menores teores de N nas crotalárias, principalmente CJ, pode ter ocorrido em função da época de aplicação do glifosato, uma vez que ambas encontravam-se em fase de maturação, ou seja, o N na planta foi translocado para a formação de sementes. Além disso, a perda de estruturas mais lábeis a campo, como folhas, causa alterações significativas na relação C: N do material coletado. Acosta et al. (2014), observaram que a liberação de N foi influenciada pela quantidade e tipo de resíduos, sendo fator determinante da intensidade dos processos de mineralização/imobilização. Avaliando resíduos de 24 espécies vegetais, Alves et al. (2011), observaram que a relação PP/N (polifenóis/nitrogênio) menor que 0,5, estimulou a mineralização de N, já os resíduos que apresentaram relação acima de 5,0, imobilizaram N. De acordo com Carvalho et al.

(2014), o percentual de N é significativamente superior na floração, em comparação a fase de maturação.

Pramanik et al. (2014) ressaltam que alguns resíduos devem ser aplicados sobre a superfície e não incorporado por apresentarem efeito imobilizador de N. Regehr et al. (2015) destacam que mistura de resíduos culturais faz com que haja interações complexas, influenciando de maneira diferente a mineralização e imobilização de N. Isso justificaria a resposta do tratamento consorciado MI + CO na D10, apresentar menor quantidade de N_{\min} , quando comparado aos respectivos tratamentos MI e CO em sistema solteiro. No entanto, na D20 mineralizar mais N do que os respectivos tratamentos individuais, e sob a D30 apresentar resultado superior a MI e inferior a CO (Tabela 4).

A estimativa do nitrogênio potencialmente mineralizado (N_0) foi maior nos tratamentos cujos valores de N-nítrico e N_{\min} foram maiores. Resíduos de MP; GA e GFL apresentaram os maiores valores de N_0 , independente da dose. Contudo, as menores estimativas de N_0 na D10 foi obtido em MI + CO; MI e CJ, enquanto na D20 em MI e CJ; e na D30 nos tratamentos com incorporação de BR; MI e CJ. As menores estimativas para N_0 ocorreram sempre nos tratamentos MI e CJ, independente da dose. Em relação a testemunha; MI e CJ na D10 foram inferiores, na D20 apenas CJ foi inferior, na D30 ambos foram superiores. O percentual de N nos resíduos e as características químicas contribuem para a obtenção de baixos valores de N_0 . A estimativa de N_0 , assim como da constante de mineralização (k) reflete à velocidade de mineralização de N, e por meio destes, é possível estimar o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$), o tempo necessário para que 50% do valor estimado de N_0 seja mineralizado (Moretti et al., 2013).

A constante de mineralização dia^{-1} dada por (k) foi maior em resíduos com menores concentrações N na sua composição. De forma contrária, resíduos com maiores concentrações apresentaram os menores valores de k (Tabelas 2 e 4). Em suas pesquisas Potrich et al. (2014), concluíram que o aumento na dose de N promoveu aumento da taxa de k e redução da estimativa de tempo de meia-vida ($t_{1/2}$). A taxa de mineralização do N no solo é influenciada pela quantidade de resíduo, tipo de solo, temperatura, umidade e valor pH (Rigby et al., 2016).

Os maiores valores de k em ordem crescente foram estimados em resíduos de MI e BR nas doses D10 e D20, no entanto sob a dose D30 foram obtidos com CS e CJ. Contudo, tais resíduos apresentaram as menores estimativas de $t_{1/2}$, na dose D10 (5,6 e

6,0 dias, respectivamente), na dose D20 (7,2 e 9,4 dias, respectivamente) e na dose D30 (10 e 14 dias, respectivamente). Ao contrário, os tratamentos com incorporação dos resíduos de MP; GFL e GA apresentaram as maiores estimativas de $t_{1/2}$, e menores valores de k . Esses resultados foram superiores aos obtidos por Acosta et al. (2014), sob doses de 3,0; 6,0 e 9,0 Mg ha⁻¹ (8 a 22 dias) e inferiores aos de Santos et al. (2014), de 128 dias a partir de dose equivalente a 6,6 Mg ha⁻¹. O tempo de meia-vida apresenta relação inversamente proporcional à constante k (Morretti et al., 2013). Tal observação mostra-se consistente, uma vez que resíduos com maiores valores de N-mineral, foram aqueles que apresentaram o maior percentual de N em sua biomassa (Tabela 2). A incubação do solo em ensaios laboratoriais são meios confiáveis para determinação do N potencialmente mineralizável (Rigby et al., 2016).

3.2.1 Cinética de mineralização do N-mineral (N_{\min}).

O nitrogênio mineral líquido ($N_{\min \text{ liq}}$) resultante da soma de N-amoniacal (N-NH₄⁺) e N-nítrico (N-NO₃⁻), apresentou comportamento semelhante ao N-NO₃⁻ (Figura 2). Observou-se uma rápida mineralização inicial do N na palhada das gramíneas MI e BR até o 14^a dia, e um intervalo de imobilização entre o 21^o e 28^o dia de incubação. Entretanto nos tratamentos com leguminosas, a imobilização de N foi observada entre o 28^o e o 63^o dia, exceto no tratamento CJ entre o 7^o e 14^o dia, e do 43^o ao 63^o dia. Micro-organismos vivem em um estado limitado de C, a adição de C-lábil faz com que plantas e micro-organismos passem a competir por N ao longo de seu ciclo (Farrell et al., 2014).

Na dose D10 a mineralização nas gramíneas foi relativamente rápida em relação às demais doses e aos demais tratamentos. Aos 14 dias de incubação MI e BR já haviam liberado 82; 71% do N-mineral, respectivamente (58,3; 73,8 mg). No entanto, entre as leguminosas os maiores valores situavam entre 37 e 32 % nos tratamentos GA e CO, respectivamente (87,8 e 29,3 mg). Já os menores percentuais de N mineralizado no mesmo período foi observado em CJ e MP, respectivamente 23 e 26% (14,4 e 62,3 mg).

Na dose D20 após 14 dias, as gramíneas MI e BR mineralizaram respectivamente 73 e 61% do N-mineral, respectivamente (86,4; 90,6 mg). No entanto, nesse mesmo período o maior percentual de mineralização entre as leguminosas ocorreu em CO (44%), já entre os consórcios foi obtido em MI + CO (53%), respectivamente (69,1; 95,4 mg). Somente a partir do 28^o dia observaram-se nos demais tratamentos uma

mineralização do N maior que 50%, exceto no tratamento MI + CS que ocorreu aos 21 dias de incubação (Figura 2).

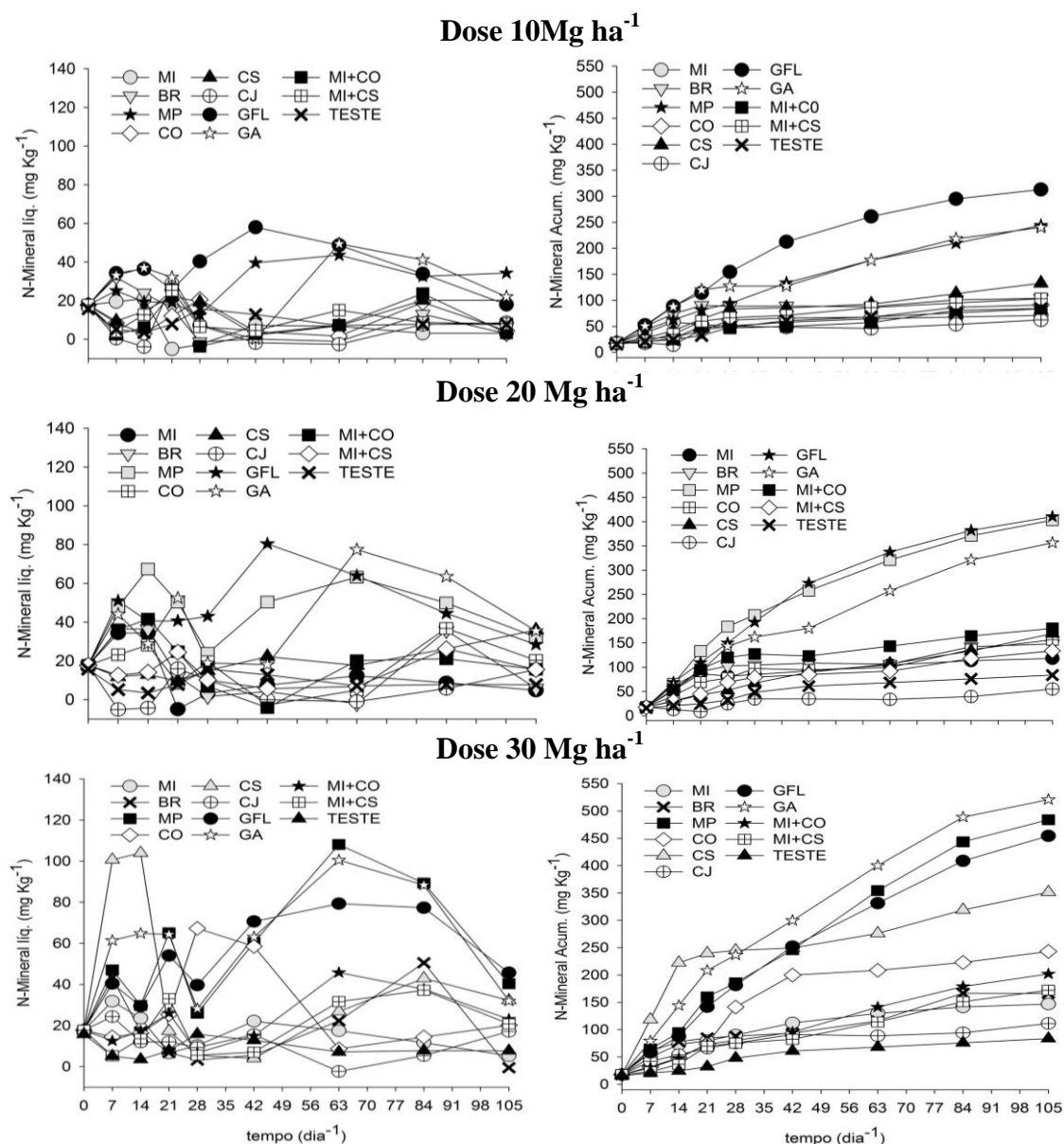


Figura 2. Nitrogênio mineral líquido ($N_{\text{min liq.}}$) e nitrogênio mineral acumulado (N_{mac}); MI – milho; BR – braquiária; MP – mucuna-preta; CO - crotalaria ocreleuca; CS - crotalaria spectabilis; CJ - crotalaria júncea; GFL - guandu fava larga; GA - Guandu anão; MI + CO – milho + crotalaria ocreleuca; MI + CS – milho + crotalaria spectabilis.

A mineralização do N foi mais lenta nos tratamentos CS e GA, atingindo 50% somente após 42º dia de incubação. Os tratamentos MP; GA e GFL apresentaram taxas de mineralização acima dos demais tratamentos, obtendo os maiores valores entre o 7º e 21º dia. As imobilizações foram observadas entre o 7º e 63º, afetando 50% dos

tratamentos. Nos tratamentos com as leguminosas MP; CS; GFL; GA e no consórcio MI + CS não foram observadas imobilizações de N no período avaliado. Dessa forma, os tratamentos MP; GA e GFL alcançaram as maiores estimativas de N mineralizado acumulado (N_{mac}), por outro lado observaram-se nos tratamentos CJ e testemunha as menores estimativas. Comparado a adubação mineral, Pires et al. (2015), observaram que o lodo de esgoto foi mais eficiente em fornecer N a longo prazo.

Na dose D30 o percentual de N mineralizado nas gramíneas MI e BR aos 14 dias foi de 50 e 47%, respectivamente (73,2; 78,0 mg). Contudo, nesse intervalo de tempo os demais tratamentos mineralizaram entre 19 e 28%. Dentre as leguminosas, a mineralização foi mais rápida nos resíduos de CS e CJ (63 e 49%, respectivamente 224,4; 54,1 mg) e mais lenta nos resíduos de MP; CO e GFL (20, 20 e 19%, respectivamente 94,7; 48,6; 87,6 mg). A velocidade mineralização entre os consórcios foi gradual e semelhante. Aos 14 dias observaram-se percentuais de mineralização de 24 e 21% nos tratamentos MI + CO e MI + CS, respectivamente (47,7; 36,7 mg), após 42 dias 47 e 48%, respectivamente (95,3; 82,4 mg) e aos 84 dias 88 e 89%, respectivamente (178,9; 151,2 mg).

Nos tratamentos MP; CS; GFL; GA e MI + CS não foram observadas imobilizações, em relação ao N-mineral, entretanto, quando observadas, ficaram restritas a MI; BR; CO; CJ e MI + CO. Em suas pesquisas Abera et al. (2012), observaram que mesmo em solos secos a palhada de feijão guandu liberou até 89% do N-total ao longo de 150 dias.

3.2.2 Cinética de Mineralização de N-Amoniacal ($N-NH_4^+$)

A mineralização de N-amoniaco ($N-NH_4^+$) mostrou-se mais intensa até o 28º dia de incubação, período no qual foi observado as maiores concentrações de $N-NH_4^+$ na maioria dos tratamentos. Houve variações nos teores de $N-NH_4^+$ entre resíduos e datas de avaliação com aumentos e decréscimos rápidos, especialmente nas primeiras semanas (Figura 3).

Foram observadas imobilizações na D10 nos tratamentos CJ; MP e MI e nas doses D20 e D30 nos tratamentos MI e BR (Figura 3). Imobilizações de $N-NH_4^+$ são pouco frequentes na literatura, pois a rápida oxidação de NH_4^+ a formas nítricas, reduz a ocorrência de tal processo. Contudo, Abera et al. (2012), perceberam tal processo avaliando a decomposição de resíduos de leguminosas, os autores salientam que tal

observação desafia o paradigma de que amônio é a fonte preferível de N pelos microorganismos.

Maiores valores de $\text{NH}_4^+_{\text{mac}}$ foram observados nos tratamentos GFL de 47; 72 e 91 mg kg^{-1} , e GA com valores de 40; 73 e 81 mg kg^{-1} nas doses D10; D20 e D30, respectivamente. Ambos os tratamentos apresentaram taxas de mineralização líquida de amônio ($\text{NH}_4^+_{\text{liq}}$) superiores entre o 7º e o 28º dia de incubação, obtendo valores máximos em GFL de 10,8; 20,2 e 21,2 mg kg^{-1} , e em GA de 7,8; 25,3 e 25,3 mg kg^{-1} nas doses D10; D20 e D30, respectivamente.

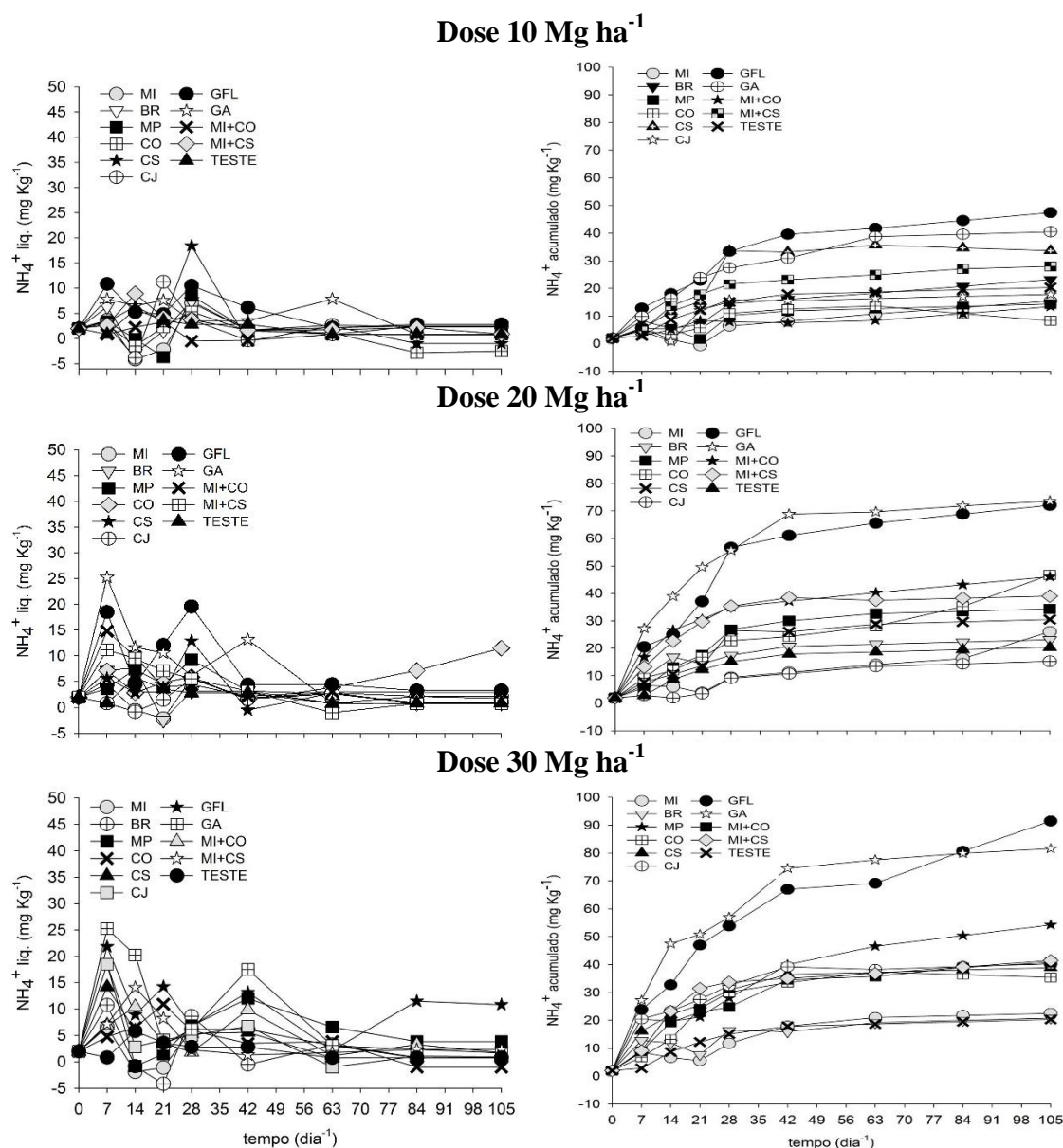


Figura 3. Mineralização líquida ($\text{NH}_4^+_{\text{liq}}$) e acumulada ($\text{NH}_4^+_{\text{mac}}$) de N-amoniaco (N-NH_4^+) sob doses de necromassa de plantas de cobertura. MI - milho; BR - braquiária; MP - mucuna-preta; CO - crotalária oroleuca; CS - crotalária spectabilis; CJ - crotalária júncea; GFL - gandu fava larga; GA-gandu

anão; MI + CO - milho + crotalaria oroleuca; MI + CS - milho + crotalaria spectabilis.

De acordo com Carvalho et al. (2015), as leguminosas guandu e mucuna preta são ricas em nitrogênio, no entanto apresentam elevado teor de lignina, dificultando a decomposição e liberação de nutrientes. Yanni et al. (2010), destacam que o teor de lignina pode influenciar os estoques de carbono orgânico do solo (COS) pois, espera-se que maior teor de lignina resulte em taxa de decomposição mais lenta com baixa emissão de CO₂ para a atmosfera.

3.2.3 Cinética de Mineralização do N-Nítrico (N-NO₃⁻)

As diferentes tendências de mineralização de N-nítrico estão situadas na Figura 4. Na D10 resíduos de gramíneas liberam quase que totalmente o N-NO₃⁻ até o 14º dia de incubação com percentuais de 97 e 86% para os tratamentos MI e BR, respectivamente (56,4; 66,3 mg). No entanto, neste mesmo período as leguminosas MP e GA mineralizaram apenas 27 e 36%, respectivamente (62,3; 73,2 mg). Somente a partir do 21º dia, os tratamentos CJ; GA; MI + CO e MI + CS passam a mineralizar mais de 50% do N-NO₃⁻. Os demais tratamentos alcançaram 50% do C mineralizado a partir do 28º dia, exceto MP que levou 42 dias para obter tal percentual. De acordo com Marschner (2012) nitrato e amônio são as principais fontes de N-inorgânico para as plantas superiores, na solução do solo o N-NO₃⁻ é geralmente presente em concentrações mais elevadas que o N-NH₄⁺.

Na dose D20 as maiores taxas de mineralização foram observadas no 21º dia nos tratamentos com as gramíneas MI e BR com percentuais de 82 e 70% respectivamente, (78,3; 86,5 mg). No entanto, os tratamentos com as leguminosas MP; CS; GFL e GA após 28 dias apresentaram percentual de mineralização abaixo de 50%. O tratamento consorciado MI + CS apresentou tendência de mineralização semelhante aos das leguminosas, já o tratamento MI + CO aos das gramíneas. Aos 28 dias no tratamento MI + CS, o N-nítrico mineralizado foi de 46% (42,1 mg), enquanto no tratamento MI + CO este percentual ultrapassou 71% (94,1 mg), (Figura 4).

Na maior dose (D30), observou-se que a mineralização ocorreu de forma mais lenta. O tratamento MI na D10 após 21 dias de incubação mineralizou 94% do N-NO₃⁻ (54,4 mg) contudo no mesmo período na D30 mineralizou apenas 59% (73,6 mg), sendo este comportamento também observado no tratamento com a incorporação de palhada

de braquiária nas doses D10 e D30 com percentuais de mineralização de 100 e 52%, respectivamente (80,1; 75,3 mg).

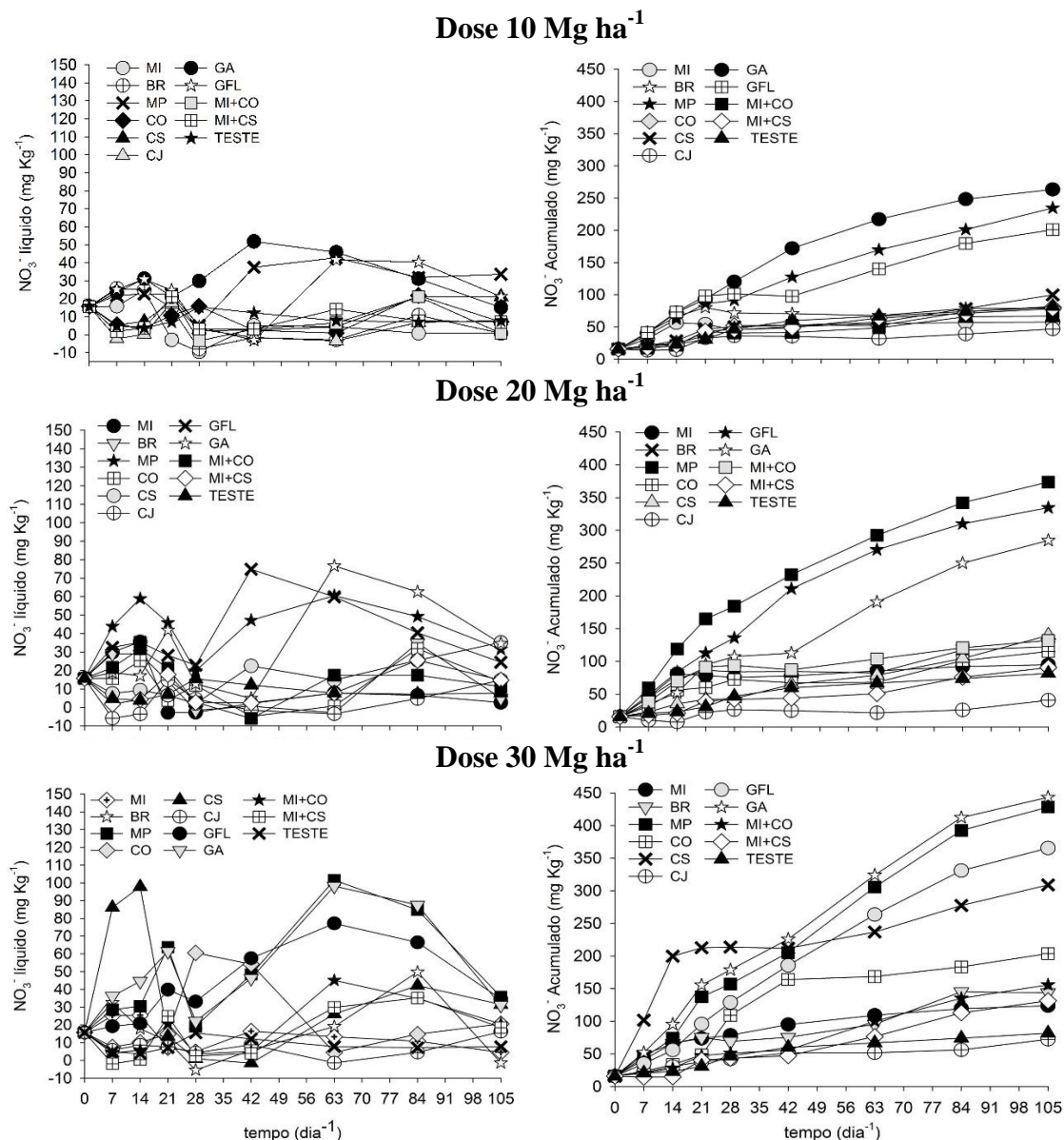


Figura 4. Mineralização líquida (NO_3^- liq) e acumulada (NO_3^-) de N-nítrico (NO_3^-) sob doses de plantas de cobertura; MI – milho; BR – braquiária; MP - mucuna preta; CO - crotalaria ocreleuca; CS - crotalaria spectabilis; CJ - crotalaria júncea; GFL - guandu fava larga; GA - Guandu anão; MI + CO – milho + crotalaria ocreleuca; MI + CS – milho + crotalaria spectabilis.

Na Figura 4, observou-se que a taxa de mineralização foi variável na D30, mesmo entre resíduos de leguminosas. Aos 42 dias, enquanto as leguminosas CO e CJ haviam mineralizado 80,4 e 71,4 % do N-nítrico, respectivamente (164,0; 51,7 mg), o grupo das leguminosas MP; GFL e GA haviam mineralizado apenas 47,9; 50,7; 50,9 %

do nitrato, respectivamente (205,5; 185,7;226,0 mg). Contudo, a menor taxa de mineralização no mesmo período foi observada nos tratamentos consorciados MI + CO e MI + CS, ambos (35%), respectivamente (55,8; 47,1 mg). Dessa forma, observa-se que a liberação de N-nítrico é desacelerada quando administrada na forma de consórcio e sob doses elevadas 30 Mg ha⁻¹. Certamente, há necessidade de obtenção do equilíbrio entre a quantidade de resíduos e as características químicas da palhada.

O percentual de N aliado às características químicas promoveram mineralização mais gradual nas leguminosas consorciadas em comparação com as leguminosas e gramíneas sob sistema solteiro. Para Zhong et al. (2015) o enriquecimento de N afeta a ciclagem de C e N, alterando as frações de matéria orgânica do solo. Plantas de cobertura prestam dois importantes serviços nos ecossistemas relacionados ao N, captura do N-mineral do solo, reduzindo os efeitos da lixiviação de nitrato e melhorias na disponibilidade de N para a próxima cultura (Tribouillois et al. 2015).

Resíduos com baixo percentual de N, como as gramíneas (Tabela 2), tendem a liberar rapidamente todo o seu estoque de N em um curto período de tempo sob doses menores. Por outro lado, mesmo sob doses menores, resíduos com conteúdo de N mais elevado tendem a apresentar uma taxa de mineralização mais lenta, quando comparados a resíduos de baixo teor de N. Através da liberação de CO₂ há estreitamento da relação C: N, e efeito imobilizador de N nas datas iniciais da degradação (Mancinelli et al., 2013). O uso de plantas de cobertura é uma maneira eficiente para diminuir a lixiviação de nitrato e melhorar a reciclagem de nutrientes (Peyrard et al., 2016).

A mistura de resíduos promove situações distintas, sob doses menores, os resíduos consorciados de MI + CO tendem a apresentar taxa de mineralização elevada (Figura 4). Tais resultados podem estar relacionados as diferenças químicas, físicas e biológicas intrínsecas de cada resíduo (Boechat et al., 2014). Segundo os autores, a diferença na dinâmica de mineralização/imobilização pode ser explicada pelas diferenças na composição química dos resíduos e na velocidade de decomposição dos resíduos individualmente.

4. CONCLUSÕES

A mineralização de C e N é influenciada pelo tipo de resíduo e as maiores taxas de mineralização de C ocorrem em resíduos de leguminosas;

O carbono mineralizado acumulado (C_{mac}) é maior na dose de 10 Mg ha⁻¹ para crotalária oroleuca e na dose de 20 e 30 Mg ha⁻¹ para crotalária juncea;

A mineralização de C é mais rápida com a incorporação ao solo de resíduos de mucuna-preta, guandu anão e do consórcio milho + crotalária spectabilis na D10 e na D20. Na dose D30 é maior com guandu anão e no consórcio milho + crotalária spectabilis e braquiária;

As maiores concentrações de N-mineral no solo em todas as doses estudadas são observadas nos tratamentos com incorporação de mucuna-preta, guandú anão e guandú fava larga e com a relação C: N da palhada entre 19,4 e 24,3;

Os maiores valores nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) são estimados nos tratamentos cujos valores de N-mineral foram mais elevados. Valores elevados de (N_0) e carbono potencialmente mineralizável (C_0), culminam em menores constantes de mineralização (k) e maiores estimativas de tempo de meia-vida ($t_{1/2}$).

A mineralização de N é mais rápida nos tratamentos com resíduos de gramíneas e mais lentas nos tratamentos com resíduos de leguminosas.

Sob doses maiores os tratamentos formados pelos consórcios milho+crotalária oroleuca e milho+crotalária spectabilis mostraram-se os mais eficientes na desaceleração da mineralização de N.

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 & Fertility of Soils**, v.48, p.51-66, 2012.

ACOSTA, J. A. A.; AMADO, T. J. C.; SILVA, L. S.; SANTI, A.; WEBER, M. A. Decomposição da fitomassa de plantas de cobertura e liberação de nitrogênio em função da quantidade de resíduos aportada ao solo sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v.44, n.5, p.801-809, 2014.

ALVES, R. N.; MENEZES, R. S. C.; SALCEDO, I. H.; PEREIRA, W. E. Relação entre qualidade e liberação de N por plantas do semiárido usadas como adubo verde. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.11, p.1107-1114, 2011.

ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A.M.M.; COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.48, n.5, p.536-544, 2013.

ANDRADE, L. C.; ANDREAZZA, R.; CAMARGO, F. A. O. Atividade microbiana em solos sob doses de lodo de estação de tratamento de efluentes de um aterro industrial. **Ciência Rural**, v.46, n.2, p.267-272, 2016.

ARAÚJO, L. S.; CUNHA, P. C. R.; SILVEIRA, P. M.; NETTO, M. S.; OLIVEIRA, F. C. Potencial de cobertura do solo e supressão de tiririca (*Cyperus rotundus*) por resíduos culturais de plantas de cobertura. **Revista Ceres**, v.62, n.5, p.483-488, 2015.

BALOTA, E. L.; CALEGARI, A.; NAKATANI, A. S.; COYOSE, M. S. Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: A long-term study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.197, p.31-40, 2014.

BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. diferentes idades. **Scientia Florestalis**, v.42, n.104, p.581-590, 2014.

BIMÜLLER, C.; MUELLER, C. W.; LÜTZOW, M. V.; KREYLING, O.; KOLBL, A.; HAUG, S.; SCHLOTTER, M.; KOGEL-KNABNER, I. Decoupled carbon and nitrogen mineralization in soil particle sizefractions of a forest topsoil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.78, p.263-273, 2014.

BOECHAT, C. L.; RIBEIRO, M. O.; BOMFIM, M. R.; BITTENCOURT, N. S.; ACCIOLY, A. M. A.; SANTOS, J. A. G. Sewage sludges in physic nut seedlings macronutrient contents and chemical attributes of soil. **Bioscience Journal**, v.31, n.5, p.1378-1387, 2015.

BOECHAT, C. L.; RIBEIRO, M. O.; RIBEIRO, L. O.; SANTOS, J. A. G.; ACCIOLY, A. M. A. Lodos de esgoto doméstico e industrial no crescimento inicial e qualidade de mudas de pinhão-manso **Bioscience Journal**, v.30, n.3, p.782-791, 2014.

CALONEGO, J. C.; GIL, F. C.; ROCCO, V. F.; SANTOS, E. A.; Persistência e liberação de nutrientes da palha de milho, braquiaria e labe-labe. **Bioscience Journal**, v.28, n.5, p.770-781, 2012.

CARNEIRO, W. J. O.; SOUZA, E. D.; PAULINO, H. B.; SALES, L. E. O.; VILELA, L. A. F. Mineralização de Nitrogênio em Latossolos Adubados com Resíduos Orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.715-725, 2013.

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.

CARVALHO, A. M.; MARCHÃO, R. L.; SOUZA, K. W.; BUSTAMANTE, M. M. C. Soil fertility status, carbon and nitrogen stocks under cover crops and tillage regimes. **Revista Ciência Agronômica**, v.45, n.5, p.914-921, 2014.

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

FARRELL, M.; PRENDERGAST-MILLER, M.; JONES, D. L.; HILL, P. W.; CONDRON, L. M. Soil microbial organic nitrogen uptake is regulated by carbon availability. **Soil Biology & Biochemistry**, v.77, p.261-267, 2014.

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

GEISSELER, D.; LAZICKI, P. A.; SCOW, K. M. Mineral nitrogen input decreases microbial biomass in soils under grasslands but not annual crops. **Applied Soil Ecology**, v.106, p.1-10, 2016.

GONÇALVES, S. L.; SARAIVA, O. F.; TORRES, E. Influência de fatores climáticos na decomposição de resíduos culturais de milho e soja. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** 6. Londrina: Embrapa Soja, 2011.

HASSAN, W.; DAVID, J.; ABBAS, F. Effect of type and quality of two contrasting plant residues on CO₂ emission potential of Ultisol soil: Implications for indirect influence of temperature and moisture. **Catena**, v.114, p.90-96, 2014.

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, p.1681-1689, 2015.

MANCINELLI, R.; MARINARI, S.; FELICE, V. D.; SAVIN, M. C.; CAMPIGLIA, E. Soil property, CO₂ emission and aridity index as agroecological indicators to assess the mineralization of cover crop green manure in a Mediterranean environment. **Ecological Indicators**, v.34, p.31-40, 2013.

MARSCHNER, P. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**. 3rd.ed. New York, Academic Press, 2012, 651p.

MAZZETTO, A. M.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. Atividade da biomassa microbiana do solo alterada pelo uso da terra no sudoeste da Amazônia. **Bragantia**, v.75, n.1, p.79-86, 2016.

MENDONÇA, E.S; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005. 77p.

MOREIRA, F. M. S; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2^a.ed. Lavras: UFLA, 2006. 729p.

MORENO-CORNEJO, J.; ZORNOZA, R.; FAZ, A. Carbon and nitrogen mineralization during decomposition of crop residues in a calcareous soil. **Geoderma**, v.230-231, p.58-63, 2014.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Aplicação do Método de Mineralização de Nitrogênio com Lixiviação para Solo Tratado com Lodo de Esgoto e Composto Orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.622-631, 2013.

MORO, E.; CRUSCIOL, C. A. C.; NASCENTE, A. S.; CANTARELLA, H. Teor de nitrogênio inorgânico no solo em função de plantas de cobertura, fontes de nitrogênio e inibidor de nitrificação. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.43, n.4, p.424-435, 2013.

NAIR, A; NGOUAJIO, M. Soil microbial biomass, functional microbial diversity, and nematode community structure as affected by cover crops and compost in an organic vegetable production system. **Applied Soil Ecology**, v.58, p.45-55, 2012.

NETO, S. E. D. A. SILVA, A. N.; KUSDRA, J. F.; KOLLN, F. T.; NETO, R. C. A. Atividade biológica de solo sob cultivo múltiplo de maracujá, abacaxi, milho, mandioca e plantas de cobertura. **Revista Ciência Agronômica**, v.45, n.4, p.650-658, 2014.

PAULA, J. R. D.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.1729-1741, 2013.

PEYRARD, C.; MARY, B.; PERRIN, P.; VÉRICEL, G.; GRÉHAN, G.; JUSTES, E.; LÉONARD, J. N₂O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, p.224, p.145-156, 2016.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; SOUZA, N. A. P.; CARMO, J. B.; COSCIONE, A. R.; CARVALHO, C. S. Disponibilidade e mineralização do nitrogênio após aplicações sucessivas de lodo de esgoto no solo, estimadas por meio de incubação anaeróbica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.50, n.4, p.333-342, 2015.

POTRICH, D. C.; MARCHETTI, M. E.; POTRICH, D. C.; ENSINAS, S. C.; SERRA, A. P.; SILVA, E. F.; SOUZA, N. H. Decomposição de resíduos culturais de cana-de-açúcar submetidos a diferentes doses de nitrogênio. **Semina: Ciências Agrárias**, v.35, n.4, p.1751-1760, 2014.

PRADO, R. B.; FIDALGO, E. C. C.; BONNET, A. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2014, 491p.

PRAMANIK, P.; HAQUE, M. M.; KIM, S. Y.; KIM, P.J. C and N accumulations in soil aggregates determine nitrous oxide emissions from cover crop treated rice paddy soils during fallow season. **Science of the Total Environment**, v.490, p.622-628, 2014.

REGEHR, A.; OELBERMANN, M.; VIDELA, C.; ECHARTE, L. Gross nitrogen mineralization and immobilization in temperate maize-soybean intercrops. **Plant Soil**, v.391, p.353-365, 2015.

RIGBY, H.; CLARKE, B. O; PRITCHARD, D. L.; MEEHAN, B.; BESHAN, F.; SMITH, S. R.; PORTER, N. A. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. **Science of the Total Environment**, v.541, p.1310-1338, 2016.

ROGERI, D. A.; ERNANI, P. R.; LOURENÇO, K. S.; CASSOL, P. C.; GATIBONI, L. C. Mineralização e nitrificação do nitrogênio proveniente da cama de aves aplicada ao solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.6, p.534-540, 2015.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento nº 8**. Embrapa Monitoramento por Satélite Campinas, SP, 2010.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. **Dinâmica da Matéria Orgânica do Solo em Sistemas Conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006, 304p.

SAINT-LAURENT, D.; BEAULAC-GERVAIS, V.; BERTHELOT, J. S. Comparison of soil organic carbon and total nitrogen contents in inundated and non-inundated zones in southern Québec, Canada. **Catena**, v.113 p.1-8, 2014.

SALTON, J. C. 20 anos de Experimentação em Integração Lavoura-Pecuária na Embrapa Agropecuária Oeste. **Documento 130/Relatório 1995–2015**. Embrapa Agropecuária Oeste: Dourados-MS, 2015.

SANTOS, F. C.; FILHO, M. R. A.; VILELA, L.; FERREIRA, G. B.; CARVALHO, M. C. S.; VIANA, J. H. M. Decomposição e liberação de macronutrientes da palhada de milho e braquiária, sob integração lavoura-pecuária no cerrado baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.855-1861, 2014.

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

SIGMAPLOT. **Exact Graphy and Data Analysis**. Version 13.0, 2016.

SRINIVASARAO, C.; KUNDU, S.; SHANKER, A. K.; NAIK, R. P.; VANAJA, M.; VENKANNA, K.; SANKAR, G. R. M.; RAO, V. U. M. Continuous cropping under elevated CO₂: Differential effects on C4 and C3 crops, soil properties and carbon dynamics in semi-arid Alfisols. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.218, p.73-86, 2016.

STANFORD G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potential of soils. **Soil Science Society of American Journal**, v.36, n.3, p.465-472, 1972.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLWKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Boletim técnico nº5. 2 ed. Departamento de Solos, UFRGS; Porto Alegre, 1995.

TRIBOUILLOIS, H.; CRUZ, P.; COHAN, J-P. JUSTES, E. Modelling agroecosystem nitrogen functions provided by cover crop species in bispecific mixtures using functional traits and environmental factors. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, p.207, v.218-228, 2015.

VICTORIA, R.; BLACK, S. B. H.; INGRAM, J.; JOOSTEN, H.; MILNE, E.; NOELLEMEYER. **The Benefits of Soil Carbon**: Managing soils for multiple economic, societal and environmental benefits. Agriculture on drained peatland in Central Kalimantan, Indonesia, is leading to huge soil carbon losses. UNEP YEAR BOOK, 2012.

VIEIRA-MEGDA, M. X.; MARIANO, E.; LEITE, J. M.; FRANCO, H. C. J.; VITTI, A. C.; MEGDA, M. M.; KHAN, S. A.; MULVANEY, R. L.; TRIVELIN, P. C. O. Contribution of fertilizer nitrogen to the total nitrogen extracted by sugarcane under Brazilian field conditions. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.101, p.241-257, 2015.

YANNI, S. F.; WHALEN, K.; MA, B. L. Crop residue chemistry, decomposition rates, and CO₂ evolution in Bt and non-Bt corn agroecosystems in North America: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.87, p.277-293, 2010.

ZHONG, Y.; YAN, W.; SHANGGUAN, Z. Soil carbon and nitrogen fractions in the soil profile and their response to long-term nitrogen fertilization in a wheat field. **Catena**, v.135, p.38-46, 2015.