



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

ANA CAROLINE MESSIAS DE MAGALHÃES

**ADUBAÇÃO ORGÂNICA COM BASE NA TAXA DE MINERALIZAÇÃO DE
NUTRIENTES DO COMPOSTO ORGÂNICO**

**FORTALEZA
2018**

ANA CAROLINE MESSIAS DE MAGALHÃES

ADUBAÇÃO ORGÂNICA COM BASE NA TAXA DE MINERALIZAÇÃO DE
NUTRIENTES DO COMPOSTO ORGÂNICO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo. Área de concentração: Manejo do solo e da água.

Orientador: Prof. Dr. Julius Blum.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- M164a Magalhães, Ana Caroline Messias de.
Adubação orgânica com base na taxa de mineralização de nutrientes do composto orgânico / Ana Caroline Messias de Magalhães. – 2018.
81 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Fortaleza, 2018.
Orientação: Prof. Dr. Julius blum.
1. cicarem de nutrientes . 2. dinâmica de mineralização. 3. matéria orgânica do solo. 4. composto orgânico. 5. modelagem. I. Título.

CDD 631.4

ANA CAROLINE MESSIAS DE MAGALHÃES

ADUBAÇÃO ORGÂNICA COM BASE NA TAXA DE MINERALIZAÇÃO DE
NUTRIENTES DO COMPOSTO ORGÂNICO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo. Área de concentração: Manejo do solo e da água.

Aprovada em: 27/02/2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Julius Blum (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Carlos Alberto Kenji Taniguchi
Embrapa Agroindústria Tropical

A Deus.
Aos meus pais, familiares e amigos.

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida, oportunidades e força nas dificuldades enfrentadas;

Aos meus pais Zilmar Cameli Messias Magalhães e Godofredo Mesquita de Magalhães Filho e minha avó Fatima Cameli Messias que foram meu alicerce, me educaram e me deram amor e carinho;

Ao meu irmão Luan Messias Magalhães pela inspiração em ser determinado e por dividir comigo os momentos felizes e me sustentar nos momentos difíceis;

Ao Prof. Dr. Julius Blum, pela excelente orientação, profissionalismo, confiança depositada e incentivo de fundamental importância para minha formação acadêmica e profissional;

Aos professores da UFC, em especial, Dra. Mirian Cristina Gomes Costa, Dr. Paulo Mendes e Dr. Fernando Bezerra Lopes pelos ensinamentos e incentivo;

À banca examinadora Dr. Julius Blum, Dra. Mirian Cristina Gomes Costa, Dr. Carlos Alberto Kenji Taniguchi por aceitarem o convite de participação e pelas valiosas sugestões;

À técnica do laboratório de manejo e conservação do solo e água do DCS/UFC, Deyse Maia, pela amizade e pela ajuda técnica na realização das análises;

Aos funcionários da horta, em especial ao Msc. Narciso e Michael pela ajuda e orientação no trabalho de campo;

A todos os funcionários e colegas do DCS, pelo convívio e auxílio durante todo o período do curso;

A todos os colegas e amigos do Laboratório de Manejo do Solo (LMS), pelo convívio e momentos inesquecíveis durante o curso;

Aos amigos, em especial Raquel da Hora, Alda Naíne, Aécio Dantas, que participaram direta ou indiretamente da minha pós-graduação, agradeço imensamente por todo o companheirismo e convívio, pelos momentos de descontração, lazer e valiosas conversas;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos de mestrado.

“O entusiasmo é a maior força da alma. Conserva-o e nunca te faltará poder para conseguires o que desejas”

Napoleão Bonaparte

RESUMO

A utilização de resíduos orgânicos para a fertilização de culturas agrícolas tem sido apontada como a forma mais econômica e sustentável de destinação de resíduos produzidos pela sociedade. Além de promover a ciclagem de nutrientes, o uso de resíduos orgânicos como fertilizantes melhora as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. No entanto, visto que a disponibilidade de nutrientes desses fertilizantes depende da recalcitrância do fertilizante orgânico e das condições ambientais, ainda não há uma metodologia precisa de recomendação da dose a ser aplicada. O presente trabalho objetivou avaliar a recomendação de fertilização orgânica a partir da constituição do material orgânico, dos coeficientes de mineralização dos nutrientes. O estudo foi desenvolvido em duas fases: Na primeira fase, o composto orgânico e o solo foram caracterizados quanto à granulometria, pH, teores de carbono (C) e macro e micronutrientes. Em seguida, a mineralização dos nutrientes do composto orgânico foi quantificada ao longo de 63 dias de incubação do solo mais composto. Os resultados foram ajustados ao modelo exponencial para a determinação dos coeficientes de mineralização de nutrientes. Na segunda etapa, a recomendação da dose da adubação orgânica foi realizada com base na taxa de mineralização dos nutrientes N, P e K conforme a equação proposta por Furtini Neto *et al.* (2001) modificada por Silva (2008). O trabalho em campo foi realizado com a cultura do feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp), sendo o experimento conduzido em blocos inteiramente casualizados com cinco tratamentos e cinco repetições, os tratamentos foram constituídos pelo tratamento padrão de adubação mineral, tratamento sem adubação e doses de composto orgânico equivalentes à 100 e 200 e 300% da quantidade de nutrientes do tratamento padrão. A equivalência entre a adubação orgânica e mineral foi calculada com base na quantidade de nutrientes teoricamente mineralizada do fertilizante orgânico. Foram avaliados: teores de nutrientes no solo, teores de nutrientes nas folhas, componentes de produção e produtividade das plantas de feijão. Os dados referentes a mineralização de N, P e liberação do K não se ajustaram ao modelo exponencial. A recuperação do K aplicado na forma mineral do solo foi mais eficiente que a recuperação do K aplicado na forma orgânica. Doses equivalentes de P orgânico e mineral surtiram efeito semelhante no teor de P lábil. Os teores de B, Cu, Mn e K se mostraram muito abaixo dos teores adequados estabelecidos pela literatura para o feijão caupi. Apesar disso, as produtividades se mostraram comparáveis ou superiores as verificadas na literatura, não houve correlação positiva desses nutrientes com a produtividade. A produtividade alcançada

no tratamento padrão (adubação mineral) foi comparável à produtividade encontrada no tratamento com adubação orgânica correspondente ao nutriente em menor disponibilidade.

Palavras-chaves: Adubação orgânica. Ciclagem de nutrientes. Dinâmica de mineralização. Matéria orgânica do solo. Composto orgânico. Modelagem.

ABSTRACT

The use of organic waste for the fertilization of agricultural crops has been pointed out as the most economical and sustainable way of disposing of waste produced by society. In addition to promoting nutrient cycling, the use of organic wastes as fertilizers improves the physical, chemical and biological properties of the soil. However, since the nutrient availability of these fertilizers depends on the recalcitrance of organic fertilizer and environmental conditions, there is still no precise methodology for recommending the dose to be applied. The present work aimed to evaluate the recommendation of organic fertilization from the constitution of the organic material, the nutrient mineralization coefficients. The study was developed in two phases: In the first phase, the organic compound and the soil were characterized as granulometry, pH, carbon (C) and macro and micronutrient contents. Then, the nutrient mineralization of the organic compound was quantified over the course of 63 days of incubation of the most compound soil. The results were adjusted to the exponential model for the determination of the nutrient mineralization coefficients. In the second stage, the recommendation of the organic fertilization dose was performed based on the nutrient mineralization rate N, P and K according to the equation proposed by Furtini Neto et al. (2001) modified by Silva (2008). The experiment was carried out in a completely randomized blocks with five treatments and five replications. The treatments were constituted by the standard treatment of mineral fertilization, treatment without fertilization and doses of organic compound equivalent to 100 and 200 and 300% of the amount of nutrients of the standard treatment. The equivalence between organic and mineral fertilization was calculated based on the amount of nutrients theoretically mineralized organic fertilizer. Soil nutrient content, nutrient content in leaves, yield components and yield of bean plants were evaluated. The data concerning the mineralization of N, P and K release did not fit the exponential model. The recovery of K applied in the mineral form of the soil was more efficient than the recovery of K applied in the organic form. Equivalent doses of organic and mineral P had a similar effect on the labile P content. The levels of B, Cu, Mn and K were well below the adequate levels established by the literature for cowpea. Despite this, the yields were comparable or higher than those in the literature, there was no positive correlation of these nutrients with productivity. The productivity reached in the standard treatment (mineral fertilization) was comparable to the productivity found in the treatment with organic fertilization corresponding to the nutrient in less availability.

Keywords: Organic fertilization. Nutrient cycling. Dynamics of mineralization. Soil organic matter. Organic compost. Modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa da área de realização do experimento de campo.	344
Figura 2 - Dados de temperatura e pluviometria durante o experimento de campo.	344
Figura 3 - Stand de plantas.....	355
Figura 4 - Início da floração.....	366
Figura 5 - Mineralização do N orgânico ao longo do período de mineralização.....	39
Figura 7 - Teores de P no solo após a aplicação de diferentes doses de composto orgânico na cultura do feijão. Significativo a 1% de probabilidade.....	455
Figura 8 - Teor de N no solo em função do aumento das doses de composto orgânico no solo aplicadas na cultura do feijão. Significativo a 5% de probabilidade.....	466
Figura 9 - Teor de Carbono orgânico do solo em função do aumento das doses de composto orgânico aplicadas na cultura do feijão. Significativo a 5% de probabilidade.	477
Figura 10 - Teor de cálcio na folha em função das doses de adubação orgânica. Significativo a 1% de probabilidade.	500
Figura 11 - Concentração de magnésio nas folhas de feijoeiro durante o período reprodutivo sob doses de adubação orgânica.....	511
Figura 12 - Teor de Boro nas folhas de feijão em função das doses de composto orgânico. Significativo a 5% de probabilidade.....	533
Figura 13 - Aumento do comprimento médio das vagens em função das doses de adubação orgânica. Significativo a 5% de probabilidade.	555
Figura 14 - Aumento do número de vagens por planta em função das diferentes doses de adubação orgânica aplicada. Significativo a 1% de probabilidade.	577
Figura 15 - Aumento da produtividade em função das doses de adubação orgânica. Significativo a 1% de probabilidade.....	600

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características físicas e químicas do solo utilizado no experimento.....	30
Tabela 2 - Caracterização do composto usado no experimento.....	31
Tabela 3 - Resumo da análise de variância e coeficientes de variação para os valores de pH (potencial hidrogeniônico), Al ³⁺ (alumínio), K ⁺ (potássio), Na ⁺ (sódio), P (fósforo), N-total (nitrogênio), carbono orgânico (CO) e MOS (matéria orgânica do solo) no solo no estágio R8 da cultura do feijão.	43
Tabela 4 - Resumo da análise de variância e coeficientes de variação dos macro e micronutrientes presentes nas folhas de feijão caupi mediante doses de adubo orgânico.....	48
Tabela 5 - Resumo da análise de variância e coeficientes de variação para comprimento médio de vagens (CMV), número de grãos por vagem (NGV), número de vagens por planta (NVP), peso médio das vagens (PMV), massa de 100 sementes (M100) e produtividade de feijão-caupi.....	54

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1	Liberação de nutrientes de resíduos	15
2.2	Mineralização do nitrogênio (N)	18
2.3	Mineralização do Fósforo (P)	19
2.4	Liberação do Potássio (K)	21
2.5	Recomendação de adubação orgânica	23
2.6	Modelos matemáticos para predição da mineralização de nutrientes	25
2.7	Adubação orgânica do feijão	27
3	MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1	Coleta e caracterização físico-química do solo e composto orgânico	29
3.2	Determinação das taxas de mineralização de nutrientes do composto incubado no solo	31
3.3	Experimento de campo	33
3.4	Análise estatística	37
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1	Experimento de laboratório	38
4.1.1	<i>Mineralização do N</i>	38
4.1.2	<i>Mineralização do P</i>	40
4.1.3	<i>Liberação do K</i>	41
4.2	Experimento de Campo	42
4.2.1	<i>Fertilidade do solo</i>	42
4.2.2	<i>Análise foliar</i>	47
4.2.3	<i>Produtividade e componentes da produção</i>	54
4.2.3.1	<i>Comprimento médio das vagens (CMV)</i>	54
4.2.3.2	<i>Número de Grãos por Vagem (NGV)</i>	55
4.2.3.3	<i>Número de vagens por planta (NVP)</i>	56
4.2.3.4	<i>Peso Médio das Vagens (PMV)</i>	58
4.2.3.5	<i>Massa de 100 sementes (M100)</i>	58
4.2.3.6	<i>Produtividade (PROD)</i>	59
5	CONCLUSÕES	62
	REFERÊNCIAS	63

1 INTRODUÇÃO

A elevada densidade populacional gera grande quantidade de resíduos orgânicos ao longo da cadeia de produção e consumo de alimentos. Dentre as possíveis formas de destinação desses resíduos, a aplicação no solo é uma das mais promissoras, visto que além de melhorar as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, viabiliza a ciclagem de nutrientes na produção agrícola, evitando o consumo de recursos não renováveis para suprir a demanda de nutrientes das culturas agrícolas. A destinação dos resíduos como fertilizante tem um melhor potencial de uso em comparação a outras formas de descarte como a incineração, deposição nos lixões, corpos d'água e até mesmo aterros planejados. Portanto, o aproveitamento de resíduos orgânicos na agricultura é uma alternativa econômica e ambientalmente correta, no entanto as doses de aplicação devem ser equilibradas e atenderem as necessidades das culturas.

A utilização de resíduos orgânicos como fertilizantes é complexa, visto que em sua maioria os nutrientes estão presentes na forma orgânica, portanto, não prontamente disponíveis para as culturas agrícolas. A disponibilização, ou seja, a mineralização dos nutrientes ocorre gradualmente, dependendo não somente das características do resíduo, mas também das condições ambientais, principalmente temperatura e umidade. A dinâmica da mineralização deve ser compreendida com propósito de viabilizar uma recomendação mais precisa de fertilizantes orgânicos. Com isso, pode-se minimizar o risco de disponibilização deficiente ou em excesso de nutrientes no solo. Se as doses aplicadas forem menores que as exigências nutricionais da cultura, acarretará em uma redução da produtividade e consequentemente dos lucros, o que torna o sistema economicamente inviável. Por outro lado, se as doses aplicadas forem em excesso, ou seja, além daquelas requeridas pela cultura, além do desperdício de recursos e trabalho, a médio e longo prazo, pode vir a deteriorar a qualidade do solo e dos cursos d'água, já que o acúmulo de material orgânico no ambiente aumenta o risco de lixiviação de minerais e compostos orgânicos solúveis.

Sendo assim, é importante a realização de estudos que avaliem a dinâmica da mineralização de nutrientes de diferentes resíduos orgânicos, possibilitando o conhecimento das quantidades que são disponibilizadas às plantas ao longo do tempo. Visando otimizar a sincronização da mineralização de nutrientes no solo com a demanda pelas culturas.

A mineralização dos nutrientes pode ser estimada por meio de modelos matemáticos, os quais possibilitam quantificar a mineralização em função do tempo. Modelos exponenciais são frequentemente apontados como bons indicadores da cinética de

mineralização de nutrientes em resíduos orgânicos. Esses modelos são constituídos por coeficientes relacionados às condições ambientais (temperatura e umidade), manejo e à recalcitrância do material orgânico. Sendo assim a partir do conhecimento das condições ambientais e das características do material orgânico, teoricamente, é possível prever a disponibilidade de nutrientes para as culturas.

Existe carência de estudos que relacionem as taxas de mineralização de resíduos orgânicos com uma metodologia que defina a dose adequada do fertilizante orgânico determinadas experimentalmente. Portanto, há relevância em desenvolver estudos que estabeleçam, conforme a dinâmica de mineralização dos nutrientes do composto orgânico, a dose adequada a ser aplicada ao solo.

A hipótese do presente estudo é que a recomendação de fertilizantes orgânicos pode ser realizada a partir da mineralização de nutrientes estimada de acordo com as condições ambientais locais e o coeficiente de mineralização de nutrientes determinado em condições controladas.

Diante do exposto, objetivou-se, com a presente pesquisa, avaliar a eficiência da recomendação de fertilização orgânica a partir da cinética de mineralização de nutrientes em condições de campo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Liberação de nutrientes de resíduos

Os microrganismos são os principais responsáveis pelo processo biológico de mineralização de nutrientes. Durante o processo de decomposição dos materiais orgânicos, os polímeros são quebrados por enzimas extracelulares produzidas por micro-organismos, transformando-as em moléculas inorgânicas, processo este denominado como mineralização (TRASAR-CEPEDA; GIL-SOTRES; LEIROS, 2007; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Ainda segundo os autores Moreira e Siqueira (2006) essa é a última etapa da transformação biológica dos materiais orgânicos no solo. A mineralização de nutrientes pode ocorrer ao mesmo tempo que a imobilização desses nutrientes pela microbiota do solo para atender a sua demanda nutricional, indisponibilizando-os novamente.

Fatores bióticos e abióticos influenciam a atividade dos micro-organismos do solo (CARVALHO *et al.*, 2008; 2012; ESPINDOLA *et al.*, 2006). As características do solo interferem no processo de mineralização dos compostos orgânicos, principalmente por influenciar a dinâmica da comunidade microbiana. No qual o crescimento e reprodução dos microrganismos são significativamente afetados pela textura, tipo de argila, quantidade de nutrientes, pH, oxigênio disponível, umidade do solo e temperatura (FIERER; JACKSON, 2006; LEITE; MENDONÇA, 2003; STEINER; GARCIA; ZECH, 2009).

Os micro-organismos são seres que dependem da água para absorção de nutrientes e para manter a integridade da superfície celular (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A umidade ideal para a máxima atividade dos micro-organismos está entre 50 e 70% da capacidade de retenção de água do solo (CRA) (FRANZLUEBBERS, 1999; LINN; DORAN, 1984). Quando o solo seca há a liberação de aminoácidos e outros componentes do material húmico, o que resulta também na morte de parte microbiota do solo (HAYASHI; HARADA, 1969; SOULIDES; ALLISSON, 1961), principalmente por interferir no potencial osmótico intracelular (CSONKA, 1989; STARK; FIRESTONE, 1995).

A velocidade de decomposição aumenta com o aumento da temperatura quando a disponibilidade do substrato e a atividade enzimática não influenciam as taxas das reações (BURKE *et al.*, 2003; DAVIDSON; JANSSENS, 2006; FRIEDLINGSTEIN *et al.*, 2006). A temperatura afeta tanto as reações fisiológicas das células quanto as características físico químicas do ambiente, afetando a comunidade microbiana (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Ainda segundo os autores a temperatura ideal para a maioria dos micro-organismos está entre

30 e 35 °C, Jenny (1941) relatou a importância da temperatura sobre a dinâmica da matéria orgânica do solo, em que ele concluiu de forma empírica que com o aumento de cada dez graus da temperatura aumenta de duas a três vezes a quantidade decomposta de matéria orgânica.

Dentre os fatores que afetam as propriedades e processos físicos, químicos e biológicos do solo destaca-se o pH do solo. O pH tem influência direta sobre a biomassa microbiana (ACIEGO PIETRI; BROOKES, 2008, 2009), a atividade dos micro-organismos (KEMMITT *et al.*, 2006) e a estrutura da comunidade microbiana (BAATH; ANDERSON, 2003; FIERER; JACKSON, 2006; ROUSK; BROOKES; BAATH, 2009). Nas bactérias a acidez causa desnaturação das proteínas e inibição enzimática, enquanto que nos fungos micorrízicos o desenvolvimento é afetado já que a diminuição do pH aumenta a disponibilidade de elementos tóxicos como Al (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A acidez do solo tem efeito na disponibilidade de nutrientes e indiretamente nas concentrações de substâncias tóxicas como alumínio e manganês, que interferem no crescimento das plantas afetando a reserva de matéria orgânica do solo (MOS) que é a principal fonte de alimentos para a sobrevivência da biota do solo (ADAMS; ADAMS, 1983; KEMMITT *et al.*, 2006).

A taxa de decomposição e a mineralização de nutrientes dependem da acessibilidade dos micro-organismos às partículas orgânicas (VAN VEEN; KUIKMAN, 1990). Portanto quando esses compostos orgânicos estão protegidos fisicamente dentro dos agregados do solo e/ou adsorvidos sobre a superfície dos minerais pelos diferentes grupos funcionais, há uma redução dos processos que levam à decomposição da MOS e à liberação de nutrientes (BALDOCK; SKJEMSTAD, 2000; BARRÉ *et al.*, 2014; SOLLINS; HOMAN; CALDWELL, 1996; WERSHAW, 1993). Solos argilosos apresentam maior área superficial específica e CTC em comparação a solos arenosos; portanto, quanto maior a quantidade de argila maiores serão as interações organominerais que promovem a proteção e conseqüentemente a estabilidade do material orgânico (SCOTT, 1996).

Diversos atributos intrínsecos aos materiais determinam a velocidade de decomposição de resíduos orgânicos e a taxa de liberação dos nutrientes. Dentre esses atributos, pode-se citar: as concentrações de nitrogênio (N), lignina (TIAN; KANG; BURSSAARD, 1992; VANLAUWE *et al.*, 1996), celulose, hemicelulose, as quantidades de compostos fenólicos, solúveis, polifenóis, além das relações C/N, lignina/N e lignina+polifenóis/N (AITA; GIACOMINI, 2003; ESPINDOLA *et al.*, 2006; REINERTSEN *et al.*, 1984; RHEINHEIMER; ANGHINONI; KAMINSKI, 2000; TRINSOUTROT *et al.*, 2000).

A baixa disponibilidade de alguns nutrientes no material orgânico pode acarretar em deficiência nutricional dos microrganismos, desacelerando a dinâmica de mineralização/liberação de nutrientes das formas orgânicas (ISLAM; DICK, 1998; REDDY *et al.*, 2001; SAVIOZZI *et al.*, 2006). Além disso, para degradar compostos orgânicos com baixa disponibilidade de nutrientes, a comunidade microbiana pode utilizar os nutrientes do solo, imobilizando-os em sua biomassa, portanto, diminuindo sua disponibilidade para as plantas (ISLAM; DICK, 1998; REDDY *et al.*, 2001; SAVIOZZI *et al.*, 2006). Segundo Moreira e Siqueira (2006), quando há fatores que favorecem os micro-organismos responsáveis pela decomposição e há maior disponibilidade de elementos químicos ocorrerá maior mineralização líquida de nutrientes e favorecimento da decomposição mais rápida dos resíduos orgânicos no solo.

Além da composição mineral isolada, a relação C:N é um indicador relacionado à suscetibilidade do material à decomposição e à liberação do nutriente (GIACOMINI *et al.*, 2003; WISNIEWSKI; HOLTZ, 1997). Quando o material orgânico apresenta baixa relação C:N, ou seja, menor que 20, há maior liberação do N (JANSSEN, 1996). Enquanto o resíduo que apresentar essa relação maior que 30, o N do solo poderá ser imobilizado na biomassa microbiana (KUMAR; GOH, 2003; TRINSOUTROT *et al.*, 2000). Quando essa relação estiver entre 20 e 30 haverá equilíbrio entre o N que é mineralizado e imobilizado (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

Apesar de ser um dos indicadores mais usados para determinar a sensibilidade de materiais orgânicos à decomposição, a relação C:N nem sempre é o fator determinante no processo de decomposição. No estudo realizado por Green e Blackmer (1995), a imobilização do N e a taxa de decomposição dos resíduos de soja foram mais rápidas do que os resíduos de milho, apesar de ambos terem a mesma relação C:N. Na maioria das vezes é a composição bioquímica, como as concentrações de celulose, lignina e gorduras do material orgânico, que define a velocidade de decomposição (SOUTO *et al.*, 2005), sendo que maiores concentrações de constituintes estruturais retardam o processo. A velocidade de decomposição pode também estar associada a outras variáveis, como por exemplo, as condições do solo anterior à aplicação dos resíduos. Como demonstrado no trabalho de Carrillo *et al.* (2012) os resíduos adicionados 16 meses antes da adição do segundo resíduo orgânico influenciaram a disponibilidade de N nesse solo e, conseqüentemente, a decomposição do segundo material orgânico aplicado. Assim como plantas ricas em nutrientes podem afetar a decomposição da matéria orgânica por influenciar na disponibilidade dos nutrientes aos micro-organismos (TILMAN; WENDIN; KNOPS, 1996; HOOPER; VITOUSEK, 1997).

2.2 Mineralização do nitrogênio (N)

O N pode estar presente no solo na forma orgânica e na forma mineral como amônio, nitrato e nitrito (MALAVOLTA, 2006). O processo de mineralização do N converte o N orgânico da MOS em N inorgânico, que é mediado pelos animais e microrganismos do solo (CHAPIN III *et al.*, 2011). Já o processo de imobilização é aquele em que há o consumo de N inorgânico pelos micro-organismos do solo, os quais acumulam o N na forma orgânica na sua biomassa para atender a sua demanda nutricional (HUTCHISON; WALWORTH, 2007). A taxa de mineralização depende ainda da temperatura do solo, do conteúdo de água no solo e da qualidade da MOS assim como dos diferentes tipos de vegetação que dará origem à MOS (CAINE; GELDERMAN, 2011; WEEDON *et al.*, 2013; WETTERSTEDT; PERSSON; AGREN, 2010).

A qualidade do material orgânico adicionado ao solo, em particular a composição bioquímica (materiais solúveis, hemicelulose, celulose e lignina), tem mostrado grande influência sobre a decomposição e padrão de liberação do N. Monteiro e Cantarutti (2002) observaram que a mineralização líquida de N nos resíduos de *L. leucocephala* foi limitada pela sua elevada capacidade de complexar proteínas dos polifenóis, apesar de apresentar características semelhantes à *B. humidicola* e *B. brizantha* quanto a relação C:N, teor de lignina e digestibilidade. Sendo assim, como mencionado por Aita e Giacomini (2003), materiais com diferentes qualidades apresentaram taxas de decomposição e mineralização do N distintas. Esse processo é controlado por diversas características constitutivas dos resíduos, assim como as concentrações de N na fração solúvel em água, os teores de lignina, polifenóis, relação C:N, lignina:N e lignina+polifenóis:N (TRINSOUTROT *et al.*, 2000).

Alguns estudos indicam que altas concentrações de nitrogênio mineral estimulam a decomposição da MOS (HENRIKSEN; BRELAND, 1999; MARY *et al.*, 1996; NEFF *et al.*, 2002; POTTHOFF, *et al.*, 2005; RECOUS *et al.*, 1995). Outros autores sugerem que esse fator de decomposição da MOS depende do conteúdo de N no resíduo, a disponibilidade de outros nutrientes, dos componentes dos compostos orgânicos, da lixiviação do N e da estrutura da comunidade microbiana (HOBBIE, 2005; HOBBIE *et al.*, 2012; KASPARI *et al.*, 2008; NEFF *et al.*, 2002).

Além da qualidade do material orgânico, a interação desse com o solo pode modificar suas características de mineralização (AITA; GIACOMINI, 2007). O pH tem forte influência sobre a dinâmica de mineralização do N (CANTARELLA, 2007) por ser um importante regulador da atividade microbiana (HAYNES, 1986). Espera-se que uma faixa de

pH entre 6 e 7 favoreça o desenvolvimento e a atividade microbiana, de modo a contribuir para o processo de disponibilização do N (SIQUEIRA; MOREIRA, 2006). Em valores de pH baixos a mineralização do N torna-se restrita (APPEL; MENGEL, 1990; HAYNES, 1986), enquanto que em maiores valores de pH aumenta a taxa de mineralização do N. No estudo de Nyborg e Hoyt (1978) foi observado que a mineralização de N praticamente duplicou após a correção da acidez em amostras de 40 solos do Canadá com um pH inicial variando de 4 a 5,6.

A umidade do solo é outro fator regulador da dinâmica de mineralização do N, e tem efeito direto na água disponível aos micro-organismos (ORCHARD; COOK, 1983) e no controle da difusão de O₂ (SKOPP; JAWSON; DORAN, 1990). Os valores de umidade do solo considerados ótimos para a decomposição e mineralização estão entre -0,01 e -0,05 MPa (MILLER; JOHNSON, 1964; MYERS; CAMPBELL; WEIER, 1982; REICHMAN; GRUNES; VIETS, 1966; SABEY, 1969; STANFORD; EPSTEIN, 1974;), que corresponde com a umidade próxima a capacidade de campo. Segundo Guntiñas *et al.* (2012) o teor ótimo para a mineralização do N foi de 80% da capacidade de campo, enquanto a mineralização a 100% da capacidade de campo foi apenas ligeiramente menor do que a obtida a 80%.

Alguns estudos indicam que a mineralização do N é principalmente influenciada pela temperatura, tendendo a aumentar gradualmente com o aumento da temperatura (SIERRA, 1997; GUNTIÑAS *et al.*, 2012). De forma geral, esse fator afeta o processo de liberação do N dos resíduos orgânicos por meio da alteração que causa na composição e quantidade dos micro-organismos do solo (GUNTIÑAS *et al.*, 2012), por afetar diretamente os processos bioquímicos e influenciar o consumo de O₂ pela microbiota do solo (RENAULT; SIERRA, 1994). Stanford e Smith (1972) demonstraram que a taxa de nitrogênio mineralizada dobra com o aumento de cada 10°C na temperatura, segundo a lei de Arrhenius (DAVIDSON; JASSENS, 2006).

2.3 Mineralização do Fósforo (P)

O fósforo é um elemento essencial para todos os organismos (WESTHEIMER, 1987), portanto, não pode ser substituído por nenhum outro, sendo de vital importância para a produção de alimentos (STEEN, 1998). As rochas fosfáticas são uma fonte não renovável de P para a agricultura, e estima-se que as reservas mais acessíveis sejam exauridas nos próximos 50-100 anos, sendo que as demais reservas têm um elevado custo de extração e baixa

qualidade (RUNGE-METZGER, 1995; STEEN, 1998).

O manejo adequado de P no solo é imprescindível pois ele limita a produção primária, as fontes de P são limitadas e a perda de P do solo causa eutrofização quando acumulado em corpos hídricos (CEULEMANS *et al.*, 2011). Portanto, existe a necessidade de se entender melhor a dinâmica de P associada ao processo de mineralização dos resíduos orgânicos com o objetivo de desenvolver estratégias de manejo que mantenham ou elevem o rendimento das culturas, maximizando as entradas desse elemento ligado a esses compostos e reduzir a adição de insumos (SANTOS *et al.*, 2006).

Segundo McGil e Cole (1981) a mineralização biológica é a oxidação microbiana da matéria orgânica do solo com objetivo de obter energia, a qual pode estar associada com a liberação de nutrientes inorgânicos, antes ou depois da ingestão microbiana. Ainda segundo os autores, a mineralização bioquímica é definida como a liberação de nutrientes nas formas inorgânicas por meio de processos enzimáticos extracelulares motivados pela necessidade do nutriente, assim seguida pela captação do P a partir da solução do solo. As enzimas fosfatases, específicas para liberar o íon fosfato de seu substrato, em sua maioria são originadas dos micro-organismos, mas também podem ser exsudadas das plantas (GEORGE *et al.*, 2011).

Na maioria dos solos, o fosfato liberado no processo de mineralização não se acumula na solução do solo, mas é rapidamente adsorvido na superfície dos colóides do solo ou precipitado, diminuindo sua disponibilidade (BÜNEMANN, 2015; SEGATO, 2001). Porém, a disponibilidade de P no solo pode aumentar devido à outras interações com a matéria orgânica. Com a decomposição da matéria orgânica há produção de compostos orgânicos solúveis, ácidos húmicos e fúlvicos ou ácidos orgânicos de baixo peso molecular que competem pelos sítios de adsorção de P e conseqüentemente aumenta as concentrações de P na solução do solo (BOLAN *et al.*, 1994; EARL; SYERS; MCLAUGHLIN, 1979; HUE, 1991; HUE; IKAWA; SILVA, 1994; NAGARAJAH; POSNER; QUIRK, 1970; SIBANDA; YOUNG, 1986; TRAINA *et al.*, 1987). Além disso, os processos de complexação de metais e dissolução dos óxidos de Fe e Al pela matéria orgânica, reduzem os sítios de adsorção, aumentando a disponibilidade de P na solução (PAVINATO; ROSOLEM, 2008). Ainda segundo os autores, outra forma com que a matéria orgânica influencia nas concentrações de P é a formação de pontes de ligações metálicas que levam a um aumento dos sítios de adsorção não específicas de P, onde o P adsorvido pode retornar para a solução mais facilmente, portanto o P contido no material orgânico é disponibilizado no solo.

Outro fator que influencia a dinâmica de mineralização do P são as características do solo (DOSSA *et al.*, 2009; GAMA-RODRIGUES; BARROS; SANTOS, 2003; OEHL *et*

al., 2004; PYPERS; VERSTRAETE; MERCK, 2005). O P interage fortemente com os minerais de argila e óxidos presentes nos solos brasileiros, e essa interação com as cargas do complexo sortivo do solo influencia a mineralização do nutriente (SEGATO, 2001; NOVAIS; SMYTH, 1999). Souza *et al.* (2006), avaliando o efeito da calagem e adubação orgânica na disponibilidade de P no solo, concluíram que em condições de solos mais argilosos, intemperizados e com teores de óxidos, havia menores quantidades do nutriente disponível para as plantas.

A qualidade do material influencia ainda na dinâmica de mineralização do P, sendo possível observar redução da quantidade de P mineralizada quando se tem maiores quantidades de componentes mais resistentes à decomposição, como lignina e polifenóis (Esse *et al.*, 2001).

Enquanto a relação C:N dos micro-organismos é razoavelmente constante entre os diferentes solos, a relação C:P tem grande variação (MANZONI *et al.*, 2010). Os valores dessa relação variam conforme a população microbiana responsável pelo processo de mineralização, sendo comum valores entre 5-370 para bactérias e 300-1190 para fungos (KIRKBY *et al.*, 2011). A variação da relação C:P para a biomassa microbiana total varia entre 23 e 333 (MANZONI *et al.*, 2010). Além disso, o tempo de residência do P microbiano é menor do que o tempo de residência do C microbiano, já que a maioria do P se encontra fora da membrana celular e citoplasmática enquanto que o C é um importante constituinte da parede celular microbiana (BROOKES, 2001; KOUNO; TUCHIYA; ANDO, 1995). A relação C:P do material é um fator determinante na liberação do nutriente no solo, quando a relação for menor que 100 haverá mineralização do P orgânico, enquanto que mediante relações maiores que 400 haverá predomínio de imobilização de formas minerais de P pelos micro-organismos do solo (IYAMUREMYE; DICK; BAHAN, 1996). Quando a relação estiver entre 200-300 há um equilíbrio entre o que é imobilizado e o que é mineralizado (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

2.4 Liberação do Potássio (K)

Depois do nitrogênio o segundo nutriente requerido em maior quantidade pelas plantas é o potássio (MALAVOLTA, 1980). A quantidade requerida para o ótimo desenvolvimento vegetal situa-se entre 20-50 g kg⁻¹ de massa das diferentes partes vegetativas da planta (MEURER, 2006). Ainda segundo o autor, não é incomum a presença de

concentrações maiores do que essas no tecido vegetal, superando a necessidade da planta pelo nutriente, o que é denominado como consumo de luxo.

Diferentemente dos outros nutrientes já citados, à esse nutriente não se aplica o termo mineralização e sim o termo liberação, pois a disponibilização do K não depende da atividade dos micro-organismos para transformação em formas inorgânicas (BRAZ *et al.*, 2004). O K está somente ligado às células e tecidos por ligações de baixa energia, do tipo eletrostática (TAIZ; ZEIGER, 2006). Dessa forma, para sua disponibilização no solo há apenas a necessidade do rompimento de barreiras físicas ou de equilíbrios físico-químico entre a matriz e o substrato. Sendo assim, logo após a morte das células ele é disponibilizado no solo. Ainda segundo os autores grande parte do K oriundo de materiais orgânicos de origem animal já se encontra prontamente disponível no solo, portanto, esse elemento se comporta como o nutriente proveniente dos fertilizantes minerais (ERNANI; ALMEIDA; SANTOS, 2007).

Essa característica de disponibilização do K pode ser observada no trabalho de Giacomini *et al.* (2003) que verificam que em sistema de plantio direto as taxas de liberação do K de diferentes resíduos culturais foram 4,5 vezes maiores do que as do fósforo. Segundo Salmi *et al.* (2006), dentre os nutrientes avaliados a partir da decomposição de resíduos, concluíram que o nutriente liberado em maior quantidade e maior constante de liberação foi o potássio, em relação ao fósforo, seguido do nitrogênio. Carpim *et al.* (2008), avaliando a liberação de nutrientes pela palhada de milho em diferentes estádios fenológicos concluíram que o K apresentou comportamento diferente dos outros nutrientes, sendo mais facilmente liberado independente do estágio fenológico das plantas.

A maioria dos fertilizantes orgânicos apresentam K na sua composição, porém em baixas quantidades, com valores variando entre cada resíduo de 0,2% a 4% (ERNANI *et al.*, 2007). As menores quantidades são observadas em materiais que passaram pela separação das matrizes predominantemente líquida, como por exemplo o esterco separado do chorume, onde a maior parte do K permanecerá solubilizado e, portanto, removido do esterco (MALAVOLTA, 1980).

Os cátions do solo, assim como o potássio, podem ser adsorvidos às cargas negativas das partículas orgânicas e inorgânicas do solo. Dessa forma, quando esses cátions estão adsorvidos eles não são facilmente perdidos pelo processo de lixiviação, o qual vai proporcionar uma reserva desse nutriente que pelo processo de troca catiônica se torna disponível para absorção pelas plantas (TAIZ; ZEIGER, 2006).

2.5 Recomendação de adubação orgânica

Segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), para que um resíduo possa ser adicionado ao solo é necessário que esse forneça algum benefício agrônômico, por exemplo, agindo como condicionador ou fornecedor de nutrientes ao solo. Logo, para que seja feito o uso desse resíduo em solo agrícola, o mesmo deve ser registrado ou seu uso deve ser autorizado pelo MAPA (BRASIL, 2005). Dentre as principais preocupações do agricultor, pode-se destacar o fornecimento dos nutrientes necessários ao desenvolvimento da planta, além da preocupação com a presença de compostos orgânicos e inorgânicos tóxicos, patógenos e vetores de doenças. Portanto, o primeiro passo é a análise química do resíduo para determinar sua composição e seu uso como fertilizante. Segundo Souza *et al.* (2005) e Silva *et al.* (2011) a escolha pela adubação orgânica aumenta a produção e ainda produz plantas com qualidade superior do que aquelas cultivadas somente com adubos minerais.

No manual de recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999), existem apenas orientações básicas de quantidades de adubo orgânico aplicadas, conforme o tipo de adubo, forma de aplicação (em área total ou localizada) e a cultura. Nessa orientação, as faixas de quantidades variam demasiadamente mesmo dentro de uma mesma situação, como por exemplo, a recomendação da quantidade de esterco de galinha para a horticultura varia de 5 a 10 Mg ha⁻¹. Uma recomendação semelhante é encontrada no Boletim Técnico 100 de recomendação de adubação e calagem para o estado de São Paulo (VAN RAIJ *et al.*, 1996) no qual são citadas as quantidades normalmente aplicadas, que variam de 10 a 100 Mg ha⁻¹ de esterco bovino e quatro vezes menos de esterco de galinhas, dependendo da cultura e do grau de pureza do esterco. No manual de recomendações de adubação e calagem para o estado do Ceará (AQUINO *et al.*, 1993) a recomendação de adubação orgânica é feita com base na disponibilidade de nutrientes fornecidos pelo esterco de curral e caso haja a disponibilidade de outro fertilizante orgânico é feita a conversão por meio de fatores multiplicativos. Como por exemplo, se a recomendação for de 20 Mg de esterco de gado/ha para a cultura do feijão e o esterco a ser utilizado será o esterco de galinha, esse valor é multiplicado por 0,5, portanto, a quantidade recomendada seria de 10 Mg de esterco de galinha/ha.

O Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS RS/SC. 2004) com exceção dos estercos líquidos, o cálculo da quantidade de nutriente a ser aplicada pode ser realizado pela equação 1:

$$QD = A \times B/100 \times C/100 \times D \quad \text{Eq. 1}$$

Onde,

QD= quantidade disponível de N, P₂O₅ e K₂O (kg ha⁻¹);

A= quantidade do material aplicado em (kg ha⁻¹);

B= porcentagem de matéria seca do material (%);

C= porcentagem do nutriente na matéria seca (%);

D= Índices de eficiência dos nutrientes no solo de diferentes tipos de esterco e resíduos orgânicos

Segundo Furtini Neto *et al.* (2001), modificado por Silva (2008), a equação para calcular a dose de adubo orgânico sólido a ser aplicado é conforme a equação 2:

$$X = [A/(B/100 \times C/100 \times D/100)] \times E \quad \text{Eq. 2}$$

Onde:

X= Quantidade do fertilizante orgânico sólido aplicado ou a aplicar (kg ha⁻¹; g planta⁻¹);

A= Quantidade do nutriente exigida pela cultura (kg ha⁻¹);

B= Teor de matéria seca do fertilizante (%);

C= Teor do nutriente na matéria seca (%);

D= Índice de conversão (%);

E= Fator de correção para o tipo de cultura, sendo um para as culturas perenes e dois para as culturas anuais.

As recomendações de quantidade de fertilizante orgânico apresentadas por Furtini Neto *et al.* (2001) e o manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS RS/SC. 2004) são bastante semelhantes entre si e já consideram a necessidade de nutrientes minerais pela cultura, a concentração de nutrientes no resíduo e um fator relacionado à velocidade de mineralização. O fator E utilizado na equação apresentada por Furtini Neto *et al.* (2001) assume que 50% dos nutrientes são mineralizados ao longo de um cultivo anual. Desse modo, o valor de E igual à 2, indicado para essa situação, duplicará a recomendação de fertilizantes orgânicos. O fator D da equação apresentada por CQFS RS/SC (2004) equivale ao fator E de Furtini Neto *et al.* (2001) e representa a proporção dos nutrientes orgânicos que serão mineralizados ao longo de um cultivo. No entanto, a recomendação apresentada no manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS RS/SC. 2004) é um pouco mais complexa e precisa, visto que o fator D varia de acordo com os diferentes tipos de resíduos orgânicos. Entretanto, os dados

sobre os diferentes tipos de materiais orgânicos são escassos. Além disso, não há referências que considerem os fatores ambientais, temperatura e umidade para recomendação.

2.6 Modelos matemáticos para predição da mineralização de nutrientes

Em estudos sobre a dinâmica da liberação de nutrientes por compostos orgânicos é importante saber qual modelo matemático melhor descreve os processos de decomposição e mineralização em função do tempo e outros fatores relacionados (MANZONI; PORPORATO, 2007). Deste modo, esses modelos matemáticos tem o potencial de possibilitar a definição da quantidade correta de resíduo adicionado ao solo para a melhor disponibilização de nutrientes para as plantas. O processo de decomposição da matéria orgânica do solo e as variáveis envolvidas nesse processo são normalmente descritos por modelos não lineares, destacando-se os exponenciais (PEREIRA, 2003).

Existem diversos modelos para predizer a cinética de mineralização dos nutrientes. O modelo proposto por Stanford e Smith (1972) utilizado para materiais homogêneos, trata-se de uma equação exponencial simples (equação 3).

$$X_m = X_0 (1 - e^{-kt}) \quad \text{Eq. 3}$$

Onde,

X_m = Nutriente mineral (g kg^{-1});

X_0 = Nutriente orgânico potencialmente mineralizável (g kg^{-1});

k = constante de primeira ordem da taxa de mineralização do nutriente orgânico por dia;

t = tempo em dias.

Ainda segundo os autores, esse modelo é utilizado com uma boa precisão nos resultados principalmente para materiais homogêneos como os que passam por processo de compostagem. Enquanto que para resíduos orgânicos heterogêneos, são normalmente usados modelos de duplo exponencial, assim como proposto por Bunnell *et al.* (1997), Lousier e Parkison (1976) (equação 4). Segundo Kätterer *et al.* (1998), o uso desses modelos é mais eficiente para explicar a dinâmica da matéria orgânica incubada no solo.:

$$X_m = X_0 (1 - \exp^{-k_1 t}) + X_1 (1 - \exp^{-k_2 t}), \quad \text{Eq. 4}$$

Onde,

X_m = nutriente mineralizado no tempo (g kg^{-1});

X_0 = estimativa do nutriente potencialmente mineralizável no primeiro compartimento da matéria orgânica em (g kg^{-1});

X_1 = estimativa do nutriente potencialmente mineralizável no segundo compartimento da matéria orgânica em (g kg^{-1});

k_1 = constante de mineralização do composto orgânico no primeiro compartimento por dia;

k_2 = constante de mineralização do composto orgânico no segundo compartimento por dia;

t = tempo em dias.

O modelo exponencial foi posteriormente adaptado por Jenkinson (1990) de modo que as diferentes condições ambientais como temperatura e umidade e fatores relacionados a planta pudessem ser considerados (equação 5).

$$X_m = X_0(1 - e^{-abckt}) \quad \text{Eq.5}$$

Onde,

a = fator modificador dependente da temperatura;

b = fator modificador dependente da umidade do solo;

c = fator modificador referente ao crescimento da planta;

k = constante de mineralização;

t = tempo.

Desse modo, o fator k é constante e específico para cada material orgânico e será modificado de acordo com as condições ambientais. Kätterer *et al.* (1998) demonstram que em 25 experimentos realizados em diversos locais com diferentes condições ambientais, a relação entre temperatura e velocidade de decomposição se ajustou muito bem aos modelos matemáticos propostos, mesmo utilizando todo o conjunto de dados de todos os experimentos. Isso demonstra que essa relação já foi suficientemente estudada e que os valores de a obtidos no estudo de Kätterer *et al.* (1998) são confiáveis e podem ser utilizados em grande diversidade de condições. Jenkinson (1990) demonstra que a decomposição da matéria orgânica do solo permanece na taxa máxima até que haja uma tensão de água no solo de -100 kPa, correspondente à um déficit de umidade de aproximadamente 20 mm. Esse déficit de água é calculado pelo balanço entre a média mensal de evapotranspiração e a média de precipitação mensal, quando essas médias variam, há aumento do déficit de umidade da camada superficial do solo e, conseqüentemente, da taxa que modifica a constante, demonstrando que as diferentes condições do solo influenciam a dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes.

2.7 Adubação orgânica do feijão

Segundo Silva e Silveira (2000), o feijoeiro é uma planta muito exigente em nutrientes, e por ser uma cultura de ciclo curto, necessita que esses nutrientes estejam prontamente disponíveis no momento em que há demanda, para não limitar a produtividade.

Os trabalhos envolvendo adubação com materiais orgânicos refere-se ao uso de esterco como promotores de melhorias do solo e fornecedor de nutrientes (VILLAS BOAS *et al.*, 2004), principalmente tratando de esterco bovino, caprino, suíno e de aves (MALAVOLTA, 1989; CAVALCANTE, 2010). Mesmo que a composição desses adubos estudados seja distinta, há uma conformidade de que estes são bons fornecedores de nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e potássio.

O emprego de adubação orgânica no feijão é eficiente já que é uma cultura de ciclo curto, com sistema radicular superficial e que apresenta resposta satisfatória a esse tipo de adubação (PARRA, 2000). A produtividade dos sistemas de produção de feijão orgânico é comparável ao sistema convencional, mostrando que é viável a produção da cultura com o uso de fertilizantes orgânicos (CARVALHO; WANDERLEY, 2007). O uso de fertilizantes orgânicos tem sido eficaz no aumento da produtividade de feijão caupi (CAVALCANTE *et al.*, 2009; MELO *et al.*, 2009; PEREIRA *et al.*, 2013) e feijão de vagem (ALVES *et al.*, 2000).

Em inúmeros trabalhos são demonstrados os efeitos da adubação orgânica em diferentes espécies de feijão. Oliveira *et al.* (2001) verificaram o maior rendimento médio de grãos secos de feijão caupi de 2 Mg ha⁻¹ adubado com a dose de 25 Mg ha⁻¹ de esterco bovino, em que houve incremento de 47,9 kg ha⁻¹ de grãos verdes com o aumento de cada tonelada de adubo orgânico adicionado. Em feijão-vagem, Santos *et al.* (2001) observou aumento linear para o crescimento das vagens e efeito quadrático sobre o rendimento máximo de vagens de 26, 30 e 23 t ha⁻¹ ao adicionar as doses de 13, 24 e 16 t ha⁻¹ de esterco de galinha, bovino e de caprino, respectivamente. Também em feijão fava, Araújo *et al.* (2001) observaram que com o aumento das doses de esterco suíno obteve-se efeito linear na produtividade, na presença e na ausência de adubação mineral. Alves (2006) constatou aumento da produtividade de vagens e de grãos verdes e secos quando utilizou esterco de origem bovina em feijão-fava.

O principal objetivo da adição de composto orgânico no solo não é apenas a disponibilização imediata de nutrientes às plantas, mas também a melhoria da estrutura do solo e possibilitar a mobilização do nutriente até a planta, o que permite um maior equilíbrio

sustentável do solo (DE BERTOLDI *et al.* 1983). Outra vantagem apresentada pelo uso do composto é a sua liberação gradativa dos nutrientes, os quais permitem que sejam liberados em quantidades que inviabiliza a poluição do solo assim como a intoxicação da microbiota do solo (CANELLAS *et al.*, 2015).

Os adubos orgânicos são capazes de fornecer os nutrientes essenciais às plantas (GILLER, 2011), que são indispensáveis para a produtividade das leguminosas. Van Raij (1991) afirma que a adubação do solo com composto orgânico é fundamental na formação e manutenção da fertilidade do solo, uma vez que influencia várias propriedades do solo, como a liberação lenta e gradual de N, P e S.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em duas fases: a primeira foi conduzida em laboratório em temperatura ambiente no departamento de Ciência do Solo do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, mantendo as amostras a temperatura ambiente, onde foram determinadas as constantes de mineralização do composto orgânico em um período de 63 dias. A segunda fase do experimento foi conduzida em condições de campo na horta da Universidade Federal do Ceará Campus do Pici (Fortaleza, CE), onde foi avaliada a eficiência de recomendação de adubação orgânica calculada a partir da mineralização dos nutrientes pela equação proposta por Furtini Neto *et al.* (2001) e modificada por Silva (2008).

3.1 Coleta e caracterização físico-química do solo e composto orgânico

Foram coletadas ao acaso 50 subamostras com auxílio de um trado tipo holandês da camada de 0-0,2 m de profundidade do solo da área que recebeu o experimento de campo. Foram coletadas ainda amostras indeformadas para determinação da densidade do solo. O volume de solo coletado foi utilizado na caracterização química e física do solo e no estudo de incubação. As amostras foram secas ao ar livre na sombra em casa de vegetação, destorroadas e passadas em peneiras com malha de abertura de 2 mm. As amostras indeformadas foram levadas diretamente ao laboratório, onde foram secas em estufa a 105 °C por 72 horas.

As análises laboratoriais para a caracterização do solo foram constituídas por: análises físicas, em que foram realizadas granulometria (teores de areia, silte e argila) pelo método da pipeta (GEE; OR, 2002), e densidade aparente do solo pelo método do anel volumétrico conforme metodologia de Donagema *et al.* (2011). E químicas foram, pH medido em água (1:2,5) por potenciometria, os teores de nitrogênio total (NT), fósforo (P), potássio (K^+), sódio (Na^+), cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), alumínio (Al^{+3}) e hidrogênio + alumínio (H + Al). A metodologia usada para determinação dos teores dos nutrientes foi realizada conforme Silva (2009). Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram extraídos com KCl 1 mol L⁻¹ e determinado por titulação com EDTA. A concentração de N total foi determinada pelo método semimicro Kjeldahl em extratos de digestão sulfúrica. Extratos com Mehlich 1 foram utilizados para a determinação dos teores de P, K^+ , Na^+ . O P foi determinado por espectrofotometria, K^+ e Na^+ por fotometria de chama. O H+Al foi extraído por acetato de cálcio e determinado por titulação com NaOH. O carbono orgânico foi determinado de acordo com o método descrito por Yeomans e Bremner (1988), que é realizada uma oxidação da

matéria orgânica por via úmida com dicromato de potássio na presença de ácido sulfúrico e aquecimento externo, e titulação do excesso de dicromato com sulfato ferroso amoniacal. Os resultados estão disponíveis na Tabela 1.

Tabela 1 - Características físicas e químicas do solo utilizado no experimento.

Característica	Valor
Areia grossa (g kg ⁻¹)	523
Areia fina	370
Silte (g kg ⁻¹)	52
Argila (g kg ⁻¹)	55
Argila natural (g kg ⁻¹)	17
Densidade do solo (g cm ⁻³)	1,46
Densidade de partículas (g cm ⁻³)	2,68
pH (água)	6,92
Cálcio (mmol _c dm ⁻³)	16,0
Magnésio (mmol _c dm ⁻³)	13,0
Sódio (mmol _c dm ⁻³)	3,0
Potássio (mmol _c dm ⁻³)	1,0
H + Al (mmol _c dm ⁻³)	18,2
Alumínio (mmol _c dm ⁻³)	1,5
Carbono (g kg ⁻¹)	7,02
Nitrogênio (g kg ⁻¹)	0,68
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	12,10
P assimilável (mg dm ⁻³)	23
Relação C:N	10

O material orgânico usado foi um composto produzido na Universidade Federal do Ceará formado por esterco de codorna e folhas de árvores frutíferas. Após a coleta do composto orgânico o mesmo foi transportado para o laboratório de Manejo do Solo/UFC onde o material foi seco em estufa a 65 °C por 48 horas, seguido de peneiramento em malha com abertura de 2,00 mm para caracterização do mesmo. Após a secagem foram realizados procedimentos analíticos de acordo com o Boletim de Análises de Fertilizantes Orgânicos do MAPA (2014). Foram determinados o pH em solução de CaCl₂ (1:2,5) por potenciometria, e

os teores totais de fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e carbono orgânico (C) em extratos de digestão nitro-perclórica (na proporção 3:1, vv⁻¹). A concentração de N total foi determinada pelo método semimicro Kjeldahl em extratos de digestão sulfúrica. Os teores de Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, B, e Mn foram determinados em espectrofotômetro de absorção atômica, Na e K foram determinados por meio de fotometria de chama e o P e S determinado por colorimetria. O carbono orgânico foi determinado por oxidação por via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico e titulação com sulfato ferroso amoniacal (Tabela 2).

Tabela 2 - Caracterização do composto usado no experimento.

Característica	Valor
N (%)	1,61
P (%)	0,79
K (%)	0,39
Ca (%)	1,03
Mg (%)	0,21
S(%)	0,11
Fe (mg kg ⁻¹)	1026
Zn (mg kg ⁻¹)	82
Cu (mg kg ⁻¹)	16
Mn (mg kg ⁻¹)	106
B	13
Umidade (%)	42,3
C (%)	25,9
M.O. (%)	44,65
C/N	16
pH	6,7

3.2 Determinação das taxas de mineralização de nutrientes do composto incubado no solo

O experimento de incubação foi realizado com a mistura do solo com o composto orgânico, em condições controladas de umidade do solo (70% da capacidade de retenção de água no solo) e temperatura ambiente.

A dose de composto orgânico para a incubação foi baseada na dose de 300% de N aplicada no campo, calculada de acordo com Furtini Neto *et al.* (2001) modificada por Silva (2008). O cálculo de equivalência foi realizado com base no teor total de N presente no composto em base seca.

Amostras de solo de 68 cm³ (100 g) foram colocadas em recipientes de plástico com capacidade de 150 cm³. A incubação foi realizada em triplicata em condições aeróbicas por um período de 63 dias em tratamentos de solo com e sem adição composto orgânico. No tratamento com adição de composto orgânico, a mistura do solo com o composto foi realizada manualmente no solo antes do umedecimento do mesmo. As amostras foram incubadas com umidade de 70% da capacidade de retenção de água do solo. A determinação da capacidade de campo do solo foi feita com base na metodologia proposta por Monteiro e Frighetto (2000). A manutenção da umidade do solo foi realizada por meio da adição de água destilada com base na perda de massa das amostras em avaliações periódicas em intervalos de 1 dia.

As avaliações foram realizadas aos 0; 7; 14; 28; 35; 49 e 63 dias após o início da incubação. Em cada data de avaliação foram retiradas amostras para determinação dos teores de N, P e K segundo a metodologia do Manual de Análises Químicas de solos, plantas e fertilizantes (SILVA, 2009).

Para a determinação do nitrogênio foram retiradas duas amostras de 10 g de solo em que uma serviu para determinação da umidade (secagem em estufa a 105°C) e a outra para a determinação do N-inorgânico. Para a determinação de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ foi feita agitação dos 10 g de solo com 100 mL de solução de KCl 1 mol L⁻¹ por uma hora, seguida de decantação por uma hora. Retiraram-se 25 mL do sobrenadante para a quantificação de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ por meio de destilação a vapor, em destilador Kjeldhal, com adição de MgO e de liga de Devarda, respectivamente. O destilado foi recebido em solução de H₃BO₃ + indicadores, e a titulação foi realizada com solução de H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹ (SILVA, 2009). Para o fósforo (P) e o potássio (K) foram retiradas da amostra homogeneizada 5 gramas de solo e solo + composto úmidos colocados em erlenmeyer e adicionados 50 mL de Mehlich-1 e agitado por 5 minutos, após isso foram colocados para decantar por uma noite. No dia seguinte, foi retirado um sobrenadante de 1 mL para o solo sem composto e 0,5 mL para solo com composto para fazer a diluição de 1:4 e 0,5:4,5 respectivamente, posteriormente foi adicionado molibdato de amônio e ácido ascórbico e deixado para reagir por 30 minutos, seguindo-se a quantificação por colorimetria em espectrofotômetro. O restante do sobrenadante extraído com Mehlich-1 foi utilizado para fazer a leitura do potássio por

fotometria de chama. Os valores foram posteriormente corrigidos para o teor de umidade das amostras coletadas.

As taxas de mineralização e o tamanho dos compartimentos de N, P e K foram ajustados ao modelo exponencial simples proposto por Stanford e Smith (1972). O ajuste do valor de k do modelo não linear foi realizado por processo iterativo pelo método de Newton, de modo a minimizar a soma dos quadrados dos erros entre os valores observados e estimados utilizando a ferramenta solver do Microsoft Excel.

3.3 Experimento de campo

O experimento de campo foi realizado na horta da Universidade Federal do Ceará Campus do Pici (Fortaleza, CE) (Figura 1). A cultura avaliada foi o feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) cv. Pitiúba, sob regime de irrigação. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com cinco repetições. Os tratamentos foram constituídos por: Tratamento padrão de adubação mineral (Tratamento 1), tratamento sem adubação (Tratamento 2) e doses de composto orgânico equivalentes à 100 (Tratamento 3), 200 (Tratamento 4) e 300% (Tratamento 5) do tratamento padrão (Tabela 2). As parcelas foram constituídas por 5 linhas espaçadas de 100 cm entre si e de 30 cm entre covas ao longo da linha, perfazendo uma área de 5 m de comprimento por 1,8 m de largura. A adubação do tratamento padrão com N (uréia), P (superfosfato simples) e K (cloreto de potássio) na forma mineral foi definida em função da análise de solo e a exigência da cultura, de acordo com o manual de recomendações e calagem para o estado do Ceará (AQUINO *et al.*, 1993). A temperatura média durante o experimento de campo não variou em relação às condições de laboratório (Figura 2).

Figura 1 - Mapa da área de realização do experimento de campo

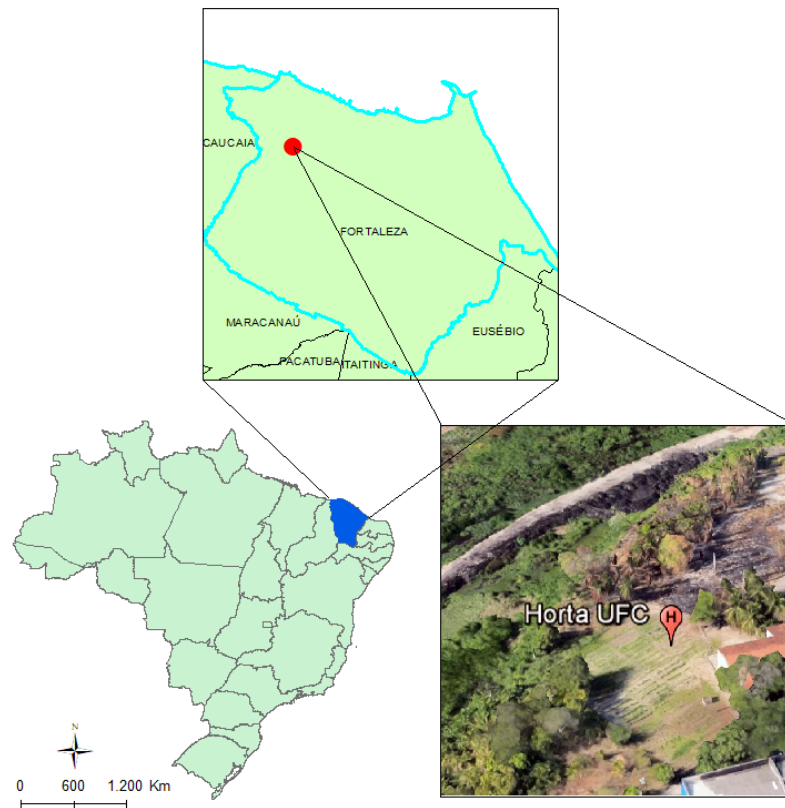
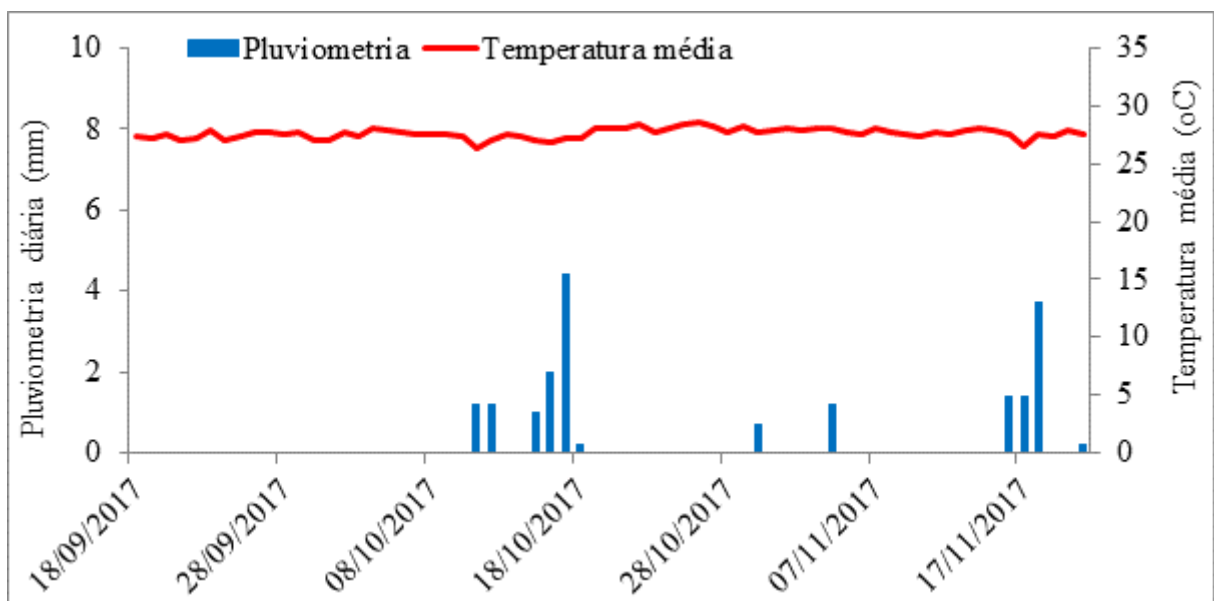


Figura 2 - Dados de temperatura e pluviometria durante o experimento de campo



A dose 100% do tratamento com adubação orgânica foi definida com base em equivalência do nitrogênio do tratamento padrão. A disponibilidade dos nutrientes do

composto orgânico foi determinada a partir da equação proposta por Futini Neto *et al.* (2001) modificada por Silva (2008).

Covas com 0,25 m de profundidade e 0,25 m de diâmetro foram abertas, onde o solo retirado das mesmas foi homogeneizado com as doses de fertilizantes orgânico e mineral e retornado para as covas. A adubação orgânica foi realizada incorporando ao solo o adubo e em dose única 10 dias anteriormente à semeadura, já que os adubos orgânicos tendem a liberar os nutrientes de forma gradual. As doses de N e K no tratamento padrão de adubação mineral foram aplicadas de forma parcelada na cova, sendo metade na semeadura junto com o P, e o restante posteriormente na etapa de desenvolvimento V4, subetapa V4-5, ou seja, quando 50% das plantas apresentaram a quinta folha trifoliolada da haste principal aberta (FERNÁNDEZ; GEPTS; LOPEZ, 1985). Durante todo o experimento foi realizada irrigação do tipo localizada por gotejamento.

A semeadura foi feita manualmente, fazendo-se a distribuição de 3 sementes por cova, realizando-se posteriormente o desbaste deixando duas plantas por cova, com o objetivo de se obter, uma população aproximada de 67.000 plantas ha⁻¹ (Figura 3). Foram realizadas capinas com auxílio de enxada nas entrelinhas e manual dentro das covas. Para o controle do pulgão (*Aphis craccivora*) foi realizada pulverizações com detergente Ypê® Glicerina com coco na concentração de 4% (LAVOR, 2006). A colheita foi efetuada manualmente no final da etapa R9, ou seja, na maturação plena, totalizando um ciclo biológico de 72 dias.

Figura 3 - Stand de plantas.



A diagnose foliar foi realizada no início do florescimento (Figura 4) a partir de 30 trifólios+pecíolos coletados aleatoriamente dentro da área útil de cada parcela. Foi coletado o terceiro trifólio a partir do topo, acondicionados em sacos plásticos, identificados e levados para o laboratório onde foram lavados com detergente neutro e posteriormente com água destilada e secas em estufa a 65 °C até peso constante e macerados. Foram determinados os teores de N-total, pelo método Kjeldhal, com extração do N total por meio de digestão com ácido sulfúrico + sulfato de Cu e sulfato de K; os teores de P, K, Ca, Mg, S, B, Fe, Zn, Mn, Cu por digestão com ácido nítrico e perclórico e determinados no extrato (P- colorimetria; K- fotometria de chama; S- turbidimetria; Ca, Mg, Zn, Mn, Cu Fe e B- espectrofotometria de absorção atômica), conforme a metodologia descrita por Sarruge e Haag (1974) e Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

Figura 4 - Início da floração.



No estágio reprodutivo R8 foram coletadas amostras do solo da área da cova na profundidade de 0 até 0,20 m em um total de 10 amostras simples para composição de uma amostra composta para proceder a análise química para determinação dos teores de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), carbono orgânico (CO) e matéria orgânica do solo (MOS).

As plantas da área útil de cada parcela, descartando as duas linhas laterais e 0,5 m de cada extremidade, foram utilizadas para a determinação da produtividade e dos componentes da produção (número de sementes por planta e massa de 100 sementes, comprimento médio das vagens, número de vagens por planta, número de grão por vagem, peso médio das vagens).

3.4 Análise estatística

O experimento de campo foi conduzido em delineamento de blocos ao acaso com cinco tratamentos e cinco repetições. As variáveis avaliadas do experimento de campo foram submetidas à análise estatística utilizando o software Sistema de Análise de variância para dados balanceados (SISVAR 5.3), descrito por Ferreira (2011). Foi realizada a análise de variância entre os cinco tratamentos, análise de regressão para as doses de composto orgânico e contraste entre a dose padrão de adubação mineral e as doses de adubação com composto orgânico. Para analisar as relações entre os dados de produção e os teores de nutrientes nas folhas e no solo foi aplicada análise de correlação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Experimento de laboratório

4.1.1 Mineralização do N

Os dados de mineralização de N em amostras de solo com composto obtidos em laboratório, não se ajustaram ao modelo exponencial de cinética de primeira ordem (SANTDFORD; SMITH, 1972), pois não houve a estabilização após as primeiras semanas da adição de composto orgânico, como normalmente ocorre, assim como observado nos trabalhos de Paula Kaupa e Rao (2014), Giller, Carballo e Calvo (2011) e Camargo, Gianello e Vidor (1997).

O modelo exponencial de primeira ordem é constantemente utilizado para descrever a dinâmica de mineralização do N em função do manejo do solo, de culturas e das condições climáticas (HATCH *et al.*, 2000; HANSELMAN; GRAETZ; OBREZA, 2004; MIHKHA; RICE; BENJAMIN, 2006; THOMAS *et al.*, 2015). Porém, diversos estudos têm mostrado que o modelo é inadequado para estimar o N mineralizado em adubos orgânicos, por não apresentar bom ajuste dos dados. Segundo Lindemann e Cardenas (1984), o modelo se mostrou ineficiente para descrever a mineralização de N em solos tratados com lodo de esgoto. Pereira *et al.* (2009) compararam a predição da mineralização do N por três modelos não lineares, e concluíram que o modelo exponencial simples não apresentou um bom ajuste.

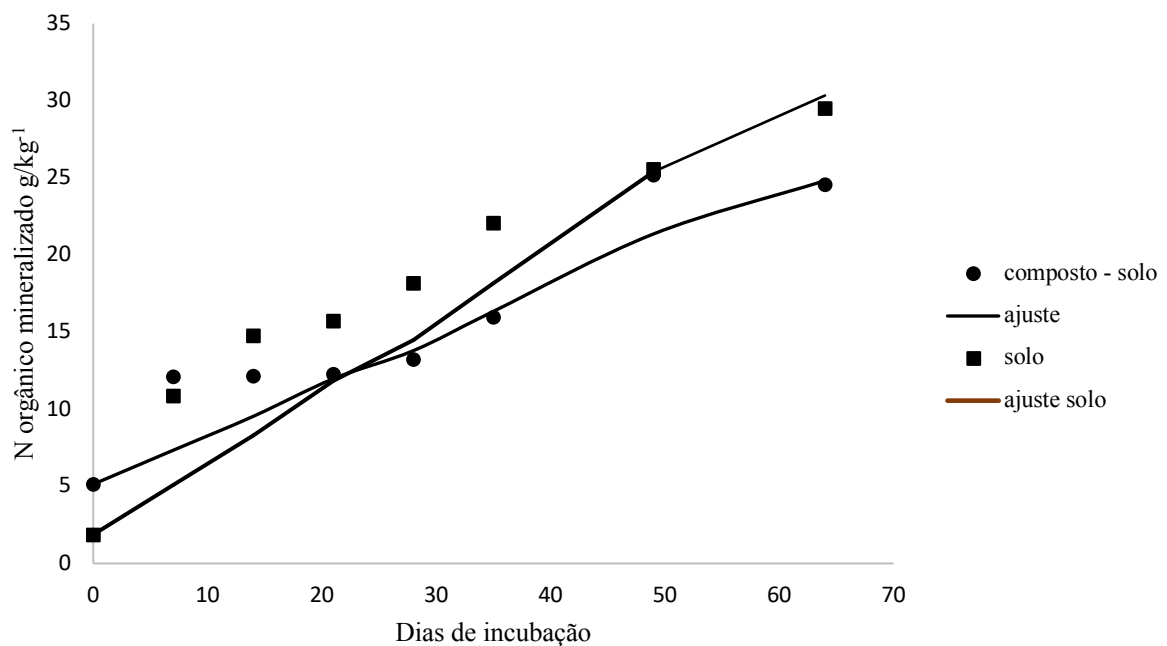
De acordo com a metodologia de avaliação empregada de quantificação do N mineral no solo ao longo do tempo, a quantidade de N mineralizada ao longo do período de incubação correspondeu a 0,021 g kg⁻¹, ou seja apenas 2,21 % do N aplicado na forma de composto orgânico foi mineralizado no período de 63 dias. O teor de N-Total inicial do solo correspondeu a 0,680 g kg⁻¹, a adição de composto correspondeu a 0,961 g N kg⁻¹ de solo, após o experimento de incubação se constatou que haviam 0,394 g kg⁻¹ para o solo sem composto e 0,689 g kg⁻¹ para solo com composto. Contradizendo o resultado esperado, já que a adição de composto do solo deveria resultar em 1,641 g kg⁻¹ de N total logo no início do experimento de incubação.

As condições do experimento favoreceram a volatilização da amônia, o pH do solo no início do experimento era de 6,92. Como o composto apresenta pH elevado levou a um aumento do pH do solo, favorecendo a uma maior volatilização no solo com composto como pode ser constatado nos resultados desse experimento. Nessas condições de pH, a

quantidade de íons de hidrogênio (H^+) é reduzida, favorecendo a transformação do cátion NH_4^+ em NH_3 (HORN *et al.* (1994). Segundo Gordon *et al.* (1988) e Thompson; Pain; Rees (1990), a perda por volatilização de NH_3 dependem das características dos resíduos orgânicos e do ambiente, podendo alcançar valores acima de 90% do N mineral aplicado. Terman (1979), relatou perdas de amônia superiores a 50%, quando aplicados no solo fertilizantes nitrogenados e compostos orgânicos. Outro motivo para os resultados obtidos no presente trabalho pode estar associado a própria análise química de determinação do N-inorgânico, mostrando que não é uma análise simples.

A quantidade de N remanescente no experimento de laboratório ao final de 64 dias correspondeu a $0,689 \text{ g kg}^{-1}$, dos quais $0,021 \text{ g kg}^{-1}$ estavam na forma mineral, enquanto que no campo quando foi realizada a análise de solo no estádio R8 correspondendo aos 66 dias após a adição do composto havia $0,820 \text{ g kg}^{-1}$ no tratamento equivalente à dose aplicada no laboratório. Considerando que a mineralização e perdas no campo às mesmas taxas, o valor observado foi próximo ao resultado encontrado no laboratório. Porém, deve levar em conta que há um déficit de $0,821 \text{ g kg}^{-1}$ do valor que era esperado, atribui-se isso às condições de campo às perdas e a absorção pela planta. Dessa forma, os estudos de laboratório não podem ser indicados como uma pré-avaliação dos processos de decomposição dos resíduos que devem servir de base para estudos em campo.

Figura 5 - Mineralização do N orgânico ao longo do período de mineralização



4.1.2 Mineralização do P

Os teores de P mineral lábil do solo não se ajustaram ao modelo exponencial simples, houve um aumento gradual até o 28º dia, onde atingiu o valor máximo, e depois os valores diminuíram significativamente. A magnitude de diminuição foi de 3%, 73%, 65%, aos 35, 49 e 63 dias, respectivamente. Aos 63 dias a mineralização foi de 0,027 g kg⁻¹. O declínio da concentração de P lábil pode ser devido à fixação do P mineralizado, ou até mesmo pela imobilização pelos micro-organismos do solo. Portanto o P mineral lábil obtido em extrato de Mehlich-1 não pode ser utilizado como um indicador direto da mineralização de P. O teor de P do solo que recebeu composto foi superior ao teor de P do solo que não recebeu composto apenas nas avaliações realizadas aos 0, 28, 35 e 49 dias. O aumento no P lábil no solo após 21 dias, pode ter sido ocasionado pela remineralização do P dos micro-organismos mortos. Pois com o passar do tempo de incubação ocorre a reciclagem do P da biomassa microbiana a partir da morte dos micro-organismos que possibilita a mineralização do P recentemente sintetizado (RANDHAWA *et al.*, 2005). Araújo *et al.* (2004) em seu estudo de incubação durante 120 dias observaram aumento e redução nas frações de fósforo inorgânico e orgânico dos solos, explicado pela influência do tempo de incubação na mineralização do P orgânico pela microbiota do solo. A contribuição do composto para os teores de Fe do solo, pode ter contribuído para a formação de composto de P insolúveis, assim como no estudo de Ebeling *et al.* (2003), observaram que a adição de biossólidos formaram compostos de P insolúveis devido a adição de altas quantidades de Al e Fe presentes.

A diferença entre os teores presentes no solo com e sem composto se deve simplesmente a quantidade de P que foi adicionado por meio do material orgânico, sem que houvesse interferência do P que estava anteriormente presente no solo. A matéria orgânica pode ter influenciado ainda na baixa disponibilidade do P mineralizado, pois os resíduos podem formar pontes de ligações metálicas que incrementam a adsorção (PAVINATO; ROSOLEM, 2008). A matéria orgânica do solo pode ainda formar complexos ternários intermediados por pontes de cátions como Fe e Al, os quais podem adsorver o fosfato inorgânico (BELDROCK *et al.*, 1997). Oehl *et al.* (2001) observaram uma taxa de mineralização do P orgânico de 1,7 mg kg⁻¹dia⁻¹ para um solo sob cultivo orgânico na Suíça após 10 dias de incubação; entretanto, a taxa de mineralização reduziu para 0,2 mg P kg⁻¹dia⁻¹ após 56 dias de incubação.

4.1.3 Liberação do K

A liberação do potássio do composto ocorreu principalmente no momento da incorporação do composto ao solo, no qual o teor de K^+ trocável do solo aumentou para $0,062 \text{ g kg}^{-1}$. No decorrer do restante da incubação foi observado incremento adicional inferior à $0,020 \text{ g kg}^{-1}$. Durante o processo de compostagem, o nutriente que estava presente no material vegetal pode ter liberado grande parte da quantidade de K contida nas células vegetais. Portanto, o K presente no composto estava disponível para ser absorvido pelas plantas, e apenas uma pequena quantidade foi liberada após a adição no solo. Giacomini *et al.* (2003) observaram o mesmo comportamento ao estudarem a decomposição de resíduos culturais e a ciclagem de nutrientes de plantas de cobertura solteiras e consorciadas, concluindo que o K foi o nutriente liberado mais rapidamente pelos restos culturais estudados. A rápida liberação do K, está relacionada aos altos teores de potássio na forma solúvel em água, os quais foram relatados por alguns autores que estudaram a decomposição e liberação de nutrientes por resíduos orgânicos. Buchanan e King (1993), estudando sobre a liberação do K de resíduos culturais, observaram que a rápida liberação no período inicial da decomposição dos resíduos culturais estava relacionada à presença do alto teor de K solúvel em água. Giacomini *et al.* (2003), avaliando a liberação de restos culturais, determinaram que a rápida liberação do K foi atribuída ao elevado teor de K solúvel em água nos tecidos das diferentes espécies vegetais.

Schomberg e Steiner (1999) associaram a rápida liberação de K a dois mecanismos físicos e químicos que são chuva e qualidade do resíduo, respectivamente. E, portanto, devido à sua rápida liberação, esse nutriente está passível de ser perdido no solo através da lixiviação. Esses autores atribuíram esses mecanismos como conclusão de seu trabalho, em que observaram que com precipitações elevadas houve maior liberação de K nas leguminosas do que nas gramíneas.

Na literatura é comum encontrar que a disponibilização do K acontece de forma rápida e que o elemento é disponibilizado logo no primeiro ano de aplicação do adubo orgânico. Segundo os autores Giacomini *et al.* (2003), após 15 dias de manejo das plantas de cobertura, apenas 10% do K da ervilhaca e 15% do nabo forrageiro ainda estavam presentes nos resíduos culturais dessas espécies quando incubados. O mesmo resultado foi encontrado por Espindola *et al.* (2006) que ao estudarem a liberação de nutrientes da parte aérea de algumas leguminosas concluíram que 30 dias após o corte, a porcentagem de K remanescente variou de 2 a 15% presente nos resíduos vegetais analisados, demonstrando que houve rápida

liberação desse nutriente, em qualquer época de avaliação. Porém nem sempre é isso que acontece, já que existem diferentes fontes orgânicas que se comportam de formas distintas, na maioria das vezes comportando-se como adubo mineral, disponibilizando imediatamente quase todo o K presente no material. Dessa forma, é indispensável o estudo do padrão de liberação dos nutrientes ao longo do tempo, para os diferentes resíduos.

Aos 64 dias de incubação o aumento do teor de K extraído por Mehlich-1 no tratamento com composto em relação ao tratamento sem composto correspondeu à 19% de todo o K aplicado na forma de composto. Resultado semelhante ao encontrado por Torres e Pereira (2008) que, estudando a taxa de liberação de K de resíduos vegetais, observou que após 42 dias os materiais liberaram em torno de 20% do total de K acumulado, segundo os autores atribuído a diferença entre os materiais utilizados.

4.2 Experimento de Campo

4.2.1 Fertilidade do solo

A análise de variância conjunta dos dados relativos a fertilidade durante o experimento de campo detectou efeito significativo dos tratamentos sobre o teor de potássio, fósforo, nitrogênio e carbono orgânico (Tabela 3). Não foram detectados quaisquer efeitos significativos dos blocos nas variáveis analisadas.

Tabela 3 - Resumo da análise de variância e coeficientes de variação para os valores de pH (potencial hidrogeniônico), Al³⁺ (alumínio), K⁺ (potássio), Na⁺ (sódio), P (fósforo), N-total (nitrogênio), carbono orgânico (CO) e MOS (matéria orgânica do solo) no solo no estágio R8 da cultura do feijão.

FV	Quadrados médios						
	pH	Al ³⁺	K ⁺	Na ⁺	P	N	CO
Tratamento	0,17 ^{ns}	0,0008 ^{ns}	0,006*	0,00001 ^{ns}	676,15**	0,65*	10,65*
Bloco	0,14 ^{ns}	0,0003 ^{ns}	0,003 ^{ns}	0,00009 ^{ns}	165,66 ^{ns}	0,02 ^{ns}	5,75 ^{ns}
erro	0,06	0,001	0,0018	0,00003	161,7	0,01	2,85
CV (%)	3,50	26,84	21,04	12,57	43,32	20,95	14,08

Tratamentos	Médias						
	Água	mmol _c dm ⁻³			mg dm ⁻³	g kg ⁻¹	
Mineral	7,47	0,0	26,0	4,80	27,37	0,582	10,99
0%	7,18 ^{ns}	0,0 ^{ns}	16,5 ⁽⁻⁾	4,60 ^{ns}	10,85 ^{ns}	0,524 ^{ns}	10,82 ^{ns}
100%	7,54 ^{ns}	0,0 ^{ns}	19,4 ^{ns}	4,60 ^{ns}	30,16 ^{ns}	0,666 ^{ns}	11,89 ^{ns}
200%	7,61 ^{ns}	0,0 ^{ns}	19,6 ^{ns}	4,40 ^{ns}	38,80 ^{ns}	0,630 ^{ns}	11,80 ^{ns}
300%	7,64 ^{ns}	0,0 ^{ns}	20,7 ^{ns}	4,80 ^{ns}	39,59 ^{ns}	0,828 ^{ns}	14,46 ⁽⁺⁾

FV= fonte de variação; CV (%)= Coeficiente de variação; *significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F. Médias seguidas por (+) foram superiores à testemunha absoluta (adubação mineral), em nível de 5% de probabilidade pelo teste Dunnett (P≤0,05). Médias seguidas por (-) foram inferiores à testemunha absoluta, em nível de 5% de probabilidade pelo teste Dunnett (P≤0,05). NS - médias não diferem da testemunha absoluta em nível de 5% de probabilidade pelo teste Dunnett.

Para os valores de pH e teores de Al³⁺ não houve diferença significativa (p<0,05) pelo teste F para os tratamentos de adubação orgânica e adubação mineral padrão. Diversos autores (VAN HEES *et al.*, 2000; SIMAS *et al.*, 2005; MENDONÇA *et al.*, 2006) afirmam que os ácidos orgânicos apresentam grande afinidade e habilidade de complexação estável com o Al³⁺ diminuindo sua atividade na solução do solo. No entanto no presente estudo esse efeito não foi observado, pois os teores de Al³⁺ no solo foram teores desprezíveis devido ao elevado pH, condição na qual ocorre a insolubilização do Al³⁺.

A análise de variância não demonstrou efeito significativo dos tratamentos sobre os teores de sódio. Os teores verificados de sódio são inferiores aos teores de 5 e 10 mmol_c dm⁻³ que influenciam negativamente no desenvolvimento da planta e na estrutura do solo (RICHARDS, 1954; AWAD; ABBOT, 1976).

A maior dose de adubação orgânica e a adubação mineral refletiram nos maiores teores de K. O valor inicial de K de 16,5 mmol_cdm⁻³ é considerado médio segundo Aquino *et al.* (1993) (médio 11 – 23 mmol_c dm⁻³). O Tratamento mineral foi o que apresentou maior incremento no teor de K, não diferindo estatisticamente dos demais tratamentos de adubação orgânica. A dose aplicada no Tratamento 4 corresponde a aproximadamente 60 kg ha⁻¹ de K, dos quais, segundo a recomendação de Furtini Neto *et al.* (2001), metade estaria disponível

para uma cultura anual, que corresponde à dose de KCl aplicada ao solo. Como não houve diferença significativa para os teores de K no solo entre o tratamento de adubação mineral e o Tratamento 4, considera-se que a recomendação de Furtini Neto *et al.* (2001), teve efeito semelhante à adubação mineral, mostrando que a quantidade mineralizada do composto foi suficiente para suprir a quantidade requerida pela planta. O teor de K se correlacionou fortemente com o teor N do solo ($r=0,788$). A adição de resíduos orgânicos, incorpora ao solo nutrientes como potássio e nitrogênio que fazem parte da sua constituição. A presença do nitrogênio pode ainda ter afetado na maior disponibilidade do K^+ trocável no solo. Singh e Goulding (2002) relataram que o maior teor de N no solo foi responsável pela maior absorção de K, e a incorporação de material orgânico complementando o fertilizante nitrogenado resultou em maior liberação do potássio não-trocável que promoveu uma maior quantidade de potássio trocável na solução do solo.

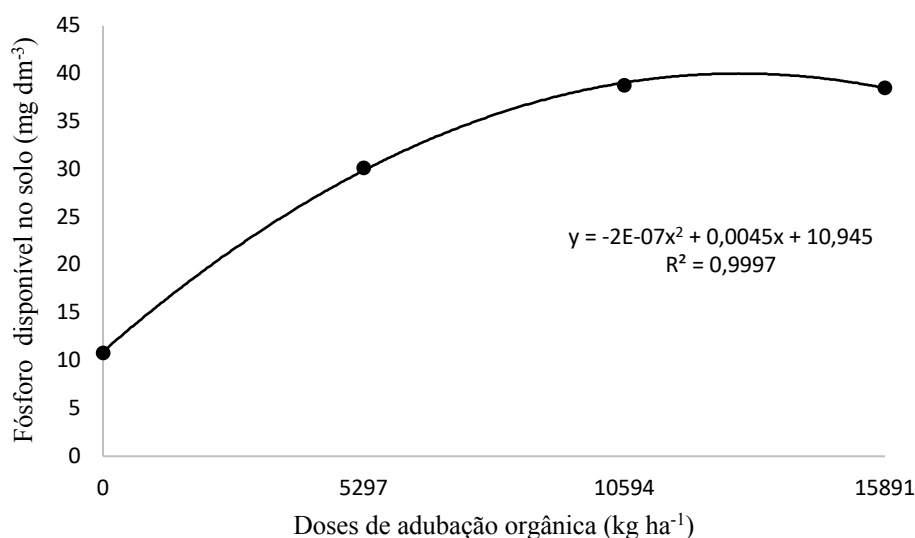
Uma avaliação mais detalhada do solo revela que a recuperação do K aplicado na forma mineral do solo é mais eficiente que a recuperação do K aplicado na forma orgânica. Isso deve-se ao fato de que foi adicionado na forma de KCl 0,12 g de K por dm^3 de solo, das quais 0,04 g de K foram recuperadas na avaliação do solo no estágio R8 da cultura, recuperando dessa forma cerca de 33% do total de K aplicado. Confirmando os resultados obtidos no laboratório, que nem todo o K presente no composto tem comportamento de K mineral, pois a recuperação do K aplicado na forma de composto foi no máximo de 14%.

Houve diferenças significativas para os teores de fósforo no solo. Os teores de P do solo se ajustaram de forma quadrática às doses de adubação orgânica (Figura 7). Com a adição de adubo mineral houve incremento de $16,5 mg dm^{-3}$, enquanto que na dose de 300% de adubação orgânica, houve um incremento significativo do teor de P em relação ao tratamento mineral.

A recomendação proposta pela equação de Furtini Neto *et al.* (2001) para o fósforo foi o equivalente à dose de 300% de adubação orgânica. Contudo, a dose de 100% foi o suficiente para aumentar o P lábil do solo em proporções semelhantes à dose recomendada de P mineral. Pode-se inferir que o fósforo orgânico proveniente de compostos orgânicos foi mais disponível em relação àquele adicionado por meio do adubo mineral, tanto pelo processo de mineralização que disponibiliza nutrientes no solo, como pela liberação de ácidos orgânicos, de acordo com Mello (1980). A decomposição do material orgânico resulta na formação de ácidos orgânicos que competem pelos sítios de adsorção com o fosfato, o que conseqüentemente aumenta a disponibilidade do elemento (MCDOWELL; SHARPLEY, 2001; ANDRADE *et al.* 2003; BUENO *et al.* 2011). Diversos autores têm relatado aumento

dos níveis de P disponível com a adição de resíduos orgânicos (ABREU JUNIOR; MURAOKA; OLIVEIRA, 2002; MARQUES *et al.*, 2007; BUENO *et al.*, 2011). Os valores de P passaram de alto (14,2-28,6) para muito alto (>28,6), segundo critérios apresentados em Aquino *et al.* (1993) com adição de doses de adubo orgânico.

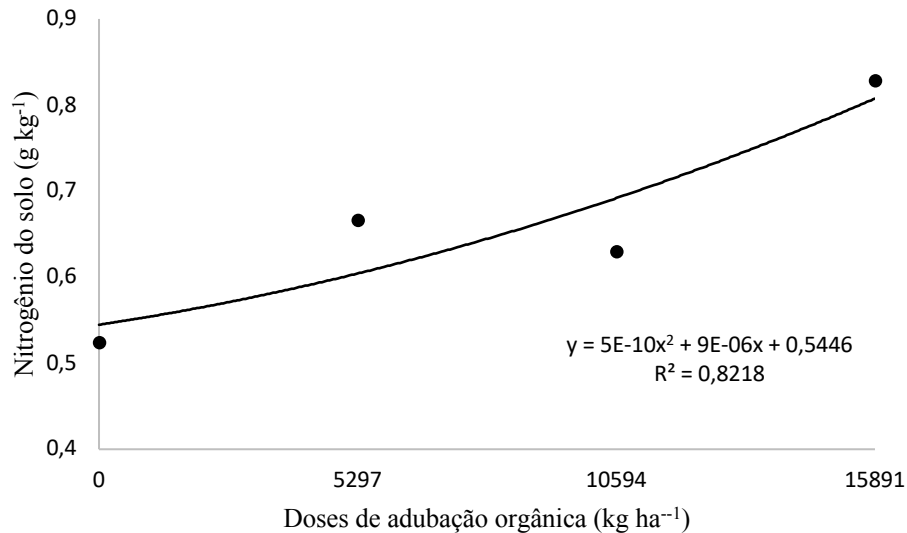
Figura 6 - Teores de P no solo após a aplicação de diferentes doses de composto orgânico na cultura do feijão. Significativo a 1% de probabilidade.



Houve aumento quadrático significativo ($p < 0,05$) nos teores de N do solo em relação à dose adicionada de composto orgânico (Figura 8). Comparado ao teor inicial do solo, houve pequeno decréscimo nos tratamentos com adubação mineral e controle, o que pode ser explicado pelo fato da cultura do feijão utilizar o nitrogênio presente no solo desde a fase de germinação. Portanto, as doses de N foram aplicadas nas fases ativas de maior absorção do elemento, o que explicaria o menor teor do elemento no solo. Além disso, o nitrogênio é um nutriente passível de perdas, seja por lixiviação do nitrato, o qual estava susceptível devido ao uso da irrigação, e também por volatilização da amônia ocasionado pelos altos valores de pH (>7,0) do solo desse estudo, o que torna qualquer fertilizante nitrogenado sujeito a perdas de NH_3 (CANTARELLA, 2007). O que não ocorreu nos tratamentos que foram aplicados composto orgânico, visto que uma das vantagens de aplicação de adubos orgânicos é a liberação gradual e contínua dos nutrientes. A adição de materiais orgânicos tem como característica a adição e liberação gradativa de nutrientes que diminui processos como lixiviação, fixação e volatilização (ZECH *et al.*, 1997). O nitrogênio se correlacionou positivamente e forte com os teores de carbono orgânico ($r = 0,880$), a matéria orgânica aplicada ao solo é constituída de vários elementos como o carbono e

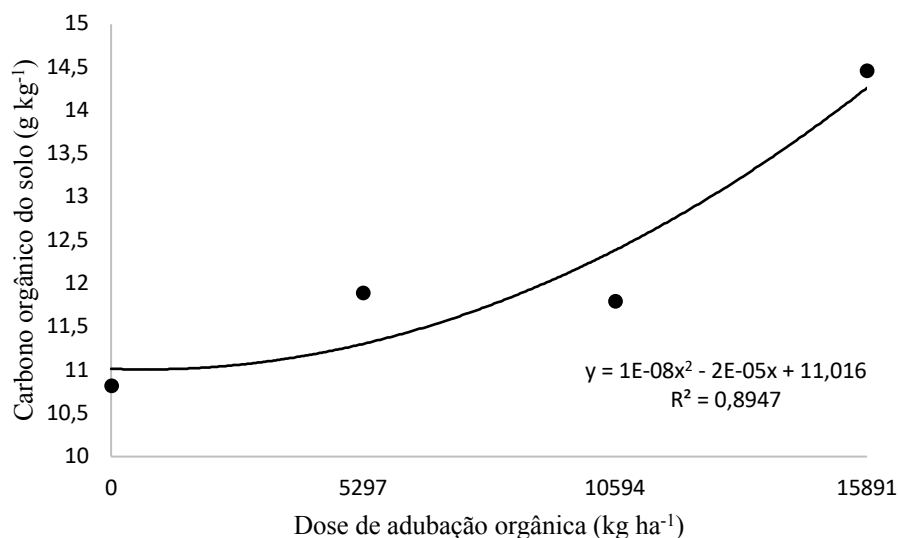
nitrogênio, dessa forma tanto o N quanto o C sofreram incrementos proporcionais em relação à dose de composto aplicada.

Figura 7 - Teor de N no solo em função do aumento das doses de composto orgânico no solo aplicadas na cultura do feijão. Significativo a 5% de probabilidade.



O composto orgânico alterou de forma quadrática os teores de carbono orgânico do solo (g kg⁻¹), os valores variaram de 10,82 (0) a 14,46 (5) (Figura 9). O tratamento 5 representou aumento de 33,64% dos teores totais de CO. Resultados semelhantes encontrados por Clark *et al.* (1998) que, estudando os efeitos da agricultura orgânica sob clima temperado, percebeu que os teores de carbono orgânico, fósforo, potássio, cálcio e magnésio foram maiores no sistema orgânico com aplicação de composto do que no sistema de manejo convencional. Portanto, os incrementos nos teores de C_{total} apresentam relação direta com as taxas de adições de C no solo. Outros autores também constataram aumento dos teores C com a adição de resíduos orgânicos no solo (ADELI *et al.*, 2008; KOGA; TSUJI, 2009; LOURENZI *et al.*, 2011; MAILLARD; ANGERS, 2014). O aumento das doses de composto pode levar ao incremento da produção de biomassa da parte área do feijão, o que também contribui com o maior estoque de C ao solo (DURIGON *et al.*, 2002; KOGA; TSUJI, 2009; NAYAK *et al.*, 2009).

Figura 8 - Teor de Carbono orgânico do solo em função do aumento das doses de composto orgânico aplicadas na cultura do feijão. Significativo a 5% de probabilidade.



4.2.2 Análise foliar

Houve efeito significativo dos tratamentos aplicados sobre os teores de potássio, cálcio, magnésio, enxofre e boro nas folhas de feijão (Tabela 4). Quando comparados os teores médios de macronutrientes nas folhas + pecíolos do feijoeiro em função das doses de adubação orgânica com as faixas propostas por Malavolta *et al.* (1997), verifica-se valores considerados acima do adequado pela literatura nos teores de N, P, S, Cu e Zn. Enquanto que os teores de K, Ca, B, Mn, Fe ficaram abaixo da faixa considerada ideal. Os teores de Mg estão dentro do padrão considerado ideal para o feijão *Vigna*. Porém, de acordo com os valores estabelecidos por Raij *et al.* (1997), os teores de N, P, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Mn e Fe estão dentro dos valores considerados adequados na matéria seca das folhas do feijoeiro. Ainda segundo ele, os teores de K e B se encontram abaixo dos valores considerados ideais.

Tabela 4 - Resumo da análise de variância e coeficientes de variação dos macro e micronutrientes presentes nas folhas de feijão caupi mediante doses de adubo orgânico.

FV	Quadrados médios										
	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Zn	Mn	Fe
Tratamento	4,04	0,27	34,50*	65,18**	2,41**	0,34**	84,14**	16,86	157,36	92,26	81,40
Bloco	29,06	0,51	15,38	12,01	1,27*	1,16	37,54	5,86	55,66	44,86	79,90
Erro	26,82	0,19	9,55	4,65	0,39	0,07	20,74	8,01	93,01	101,16	121,42
CV (%)	11,36	10,83	22,25	11,14	12,13	12,04	11,45	32,46	18,38	20,23	15,18
Médias											
Tratamento	-----g/kg-----						-----mg/kg-----				
1	46,71	4,15	16,57	18,98	5,24	2,62	37,60	9,80	59,00	56,60	76,80
2	46,06 ^{ns}	3,86 ^{ns}	15,74 ^{ns}	15,12 ^{ns}	4,62 ^{ns}	1,9 ⁽⁻⁾	38,60 ^{ns}	6,40 ^{ns}	44,60 ^{ns}	47,00 ^{ns}	68,40 ^{ns}
3	44,29 ^{ns}	3,74 ^{ns}	9,79 ⁽⁻⁾	20,54 ^{ns}	5,36 ^{ns}	2,30 ^{ns}	42,93 ^{ns}	8,20 ^{ns}	51,60 ^{ns}	47,60 ^{ns}	71,80 ^{ns}
4	45,33 ^{ns}	4,10 ^{ns}	13,90 ^{ns}	24,74 ⁽⁺⁾	6,24 ^{ns}	2,30 ^{ns}	45,00 ^{ns}	11,20 ^{ns}	56,60 ^{ns}	51,20 ^{ns}	69,20 ^{ns}
5	45,58 ^{ns}	4,32 ^{ns}	13,46 ^{ns}	17,44 ^{ns}	4,50 ^{ns}	2,40 ^{ns}	34,80 ^{ns}	8,00 ^{ns}	50,60 ^{ns}	46,20 ^{ns}	76,80 ^{ns}

FV= fonte de variação; CV (%)= Coeficiente de variação; *significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F. Médias seguidas por (+) foram superiores à testemunha absoluta (adubação mineral), em nível de 5% de probabilidade pelo teste Dunnett ($P \leq 0,05$). Médias seguidas por (-) foram inferiores à testemunha absoluta, em nível de 5% de probabilidade pelo teste Dunnett ($P \leq 0,05$). NS - médias não diferem da testemunha absoluta em nível de 5% de probabilidade pelo teste Dunnett. N (nitrogênio), P (fosforo), K (potássio), Ca (cálcio), Mg (magnésio), S (enxofre), B (boro), Cu (cobre), Zn (zinco), Mn (manganês), e Fe (ferro)

Os teores foliares de nitrogênio obtidos no presente experimento apresentaram valores considerados acima à faixa considerada adequada de 18 a 22 g kg⁻¹ segundo Malavolta *et al.* (1997) para o feijão vigna. Segundo a interpretação de Malavolta *et al.* (1997) até mesmo o tratamento em que não houve aplicação de N excedeu a quantidade considerada ideal para suprir as plantas de feijão, fato que deve ser levado em conta o N que foi fixado via associação simbiótica foi suficiente para suprir além da necessidade do feijão pelo nutriente naquele que não houve adição de adubo mineral e orgânico. Com a adição de adubo há a inibição da nodulação por parte das bactérias simbióticas, dessa forma no tratamento mineral pressupõe-se que a dose adicionada de uréia excedeu a quantidade necessária para nutrir a planta, assim como nos tratamentos em que foram adicionados adubo orgânico. Dessa forma, se a quantidade de adubo aplicado resultou em teor foliar maior que o necessário, é necessário rever as recomendações de adubação. Resultado esse que contradiz os valores considerados adequados, de 30 a 50 g kg⁻¹, por Raij *et al.* (1997) e 15,4 a 51 g kg⁻¹ por Oliveira e Thung (1988). Segundo esses resultados de referencia, os valores encontrados são considerados dentro da faixa ideal para o desenvolvimento pleno da cultura do feijão, o que pode ser contatado durante o ciclo da cultura, visto que não apresentou sintomas de deficiência.

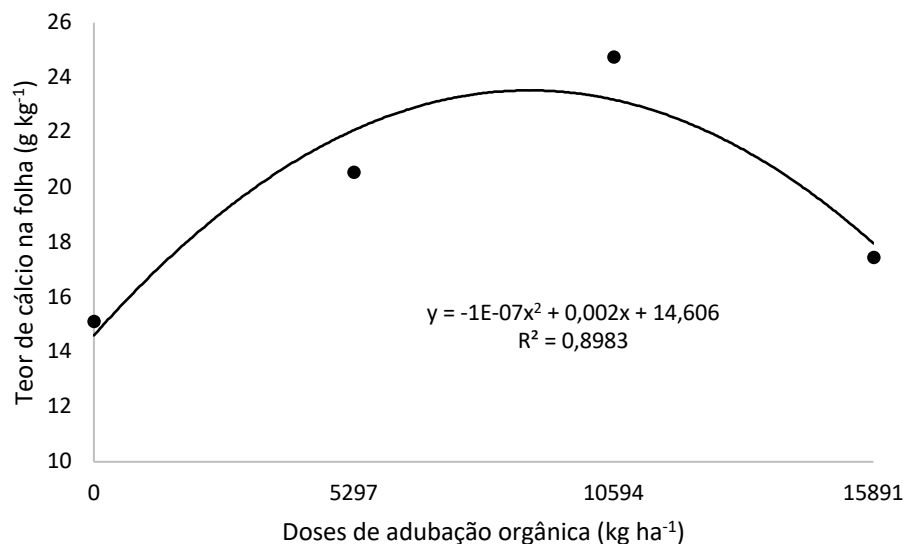
Os teores foliares de fósforo nos diferentes tratamentos também acima da faixa dos teores adequados de 1,2 a 1,5 g kg⁻¹ segundo Malavolta *et al.* (1997). Raij *et al.* determinaram que valores entre 2,5 e 4,0 são considerados ideais para a cultura do feijão. Não houve diferenças estatísticas entre os diferentes tratamentos, o que mostra que os teores de P presentes no solo foram suficientes para suprir a necessidade nutricional da planta, dos quais os tratamentos não diferiram estatisticamente entre si. O teor de N também interfere na maior absorção de P pelo maior crescimento radicular das plantas de feijão aumentando a área de contato solo-planta (FAGERIA *et al.*, 2006). No caso do fornecimento de altas quantidades de P, pode ocorrer o consumo de luxo (TAGLIAVINI *et al.*, 1991). O teor de P nas folhas de correlacionou positivamente com o parâmetro de produção número de vagens por planta ($r=0,480$) esse efeito ocorreu apesar dos teores de P na folha terem sido considerados acima do ideal.

Os teores foliares de potássio encontrados apresentaram valores inferiores à faixa considerada adequada segundo Malavolta *et al.* (1997), 30 a 35 g kg⁻¹, e para Raij *et al.* (1997), 20 a 24 g kg⁻¹. Contudo, para Oliveira e Thung (1988) esse valor encontra-se dentro da faixa considerada adequada entre 14,0 a 31,0 g kg⁻¹ com exceção do Tratamento 3, que pelo teste Dunnet mostrou-se a média inferior em relação ao tratamento padrão mineral. O Mg compete com o K por compostos produzidos metabolicamente, portanto há uma redução na

absorção de K e Ca quando há presença de Mg em concentrações significativas como é o caso do presente estudo (FAGERIA, 1983). A presença do magnésio reduz significativamente os teores de K e Ca, que pode ser explicado pela competição entre esses elementos, na absorção (FAGERIA, 1983).

Os teores de cálcio verificados nas folhas de feijoeiro encontram-se abaixo da faixa adequada 50 a 55 g kg⁻¹ segundo Malavolta *et al.* (1997), enquanto que para Raij *et al.* (1997) e Oliveira e Thung (1988) esses valores são adequados, 10 a 25 g kg⁻¹ e 10 a 57 g kg⁻¹, respectivamente. A presença de N-NH₄⁺ inibi a absorção do cálcio, o que interfere no teor final desse nutriente nas folhas do feijão (FAGERIA, 2006). A análise de regressão mostra que o aumento das doses de adubação orgânica aumentou o teor de cálcio na folha até a dose de 200% de adubação orgânica, o qual na dose de 300% foi observada redução nos teores, provavelmente ocasionada pela distribuição desse nutriente para outras partes da planta, visto que a maior dose de adubação orgânica foi também aquela que apresentou maior produtividade (Figura 10) e provavelmente um maior crescimento da planta.

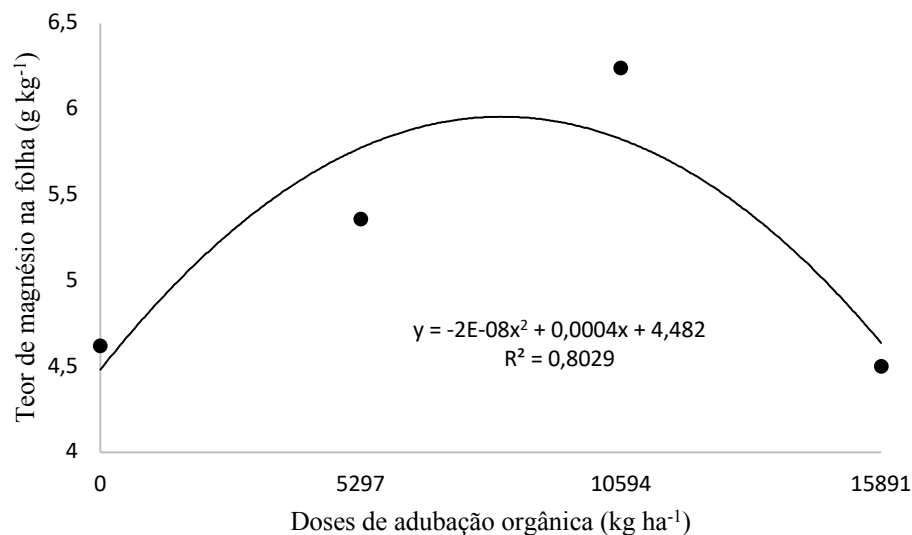
Figura 9 - Teor de cálcio na folha em função das doses de adubação orgânica. Significativo a 1% de probabilidade.



Os teores foliares de magnésio foram considerados adequados para as folhas de feijão vigna 5 a 8 g kg⁻¹, segundo Malavolta *et al.* (1997) e Raij *et al.* (1997), 2,5 a 5,0 g kg⁻¹. O teor de P na planta se correlacionou positivamente com o de magnésio ($r=0,504$) explicado pelo efeito sinérgico pela presença dos íons de H₂PO₄, já que o Mg é um ativador da enzima kinase e ativa diversas reações que envolvem a transferência do fosfato (FAGERIA, 2006). O

baixo teor de K pode ainda ter influenciado na absorção adequada do magnésio, Fageria (1983), em um estudo da interação do K com outros nutrientes, observou que a absorção de Mg foi influenciada pelas baixas concentrações de K, isso ocorreu devido a competição por processos metabólicos. A análise de regressão mostrou uma resposta quadrática dos teores foliares de Mg ao aumento das doses de adubação orgânica, em que foi observado um aumento do teor do nutriente até o tratamento com 200% de adubação orgânica (Figura 11). No tratamento 5, assim como o efeito observado para o Ca, pode ainda ter ocorrido diluição do nutriente na planta.

Figura 10 - Concentração de magnésio nas folhas de feijoeiro durante o período reprodutivo sob doses de adubação orgânica.

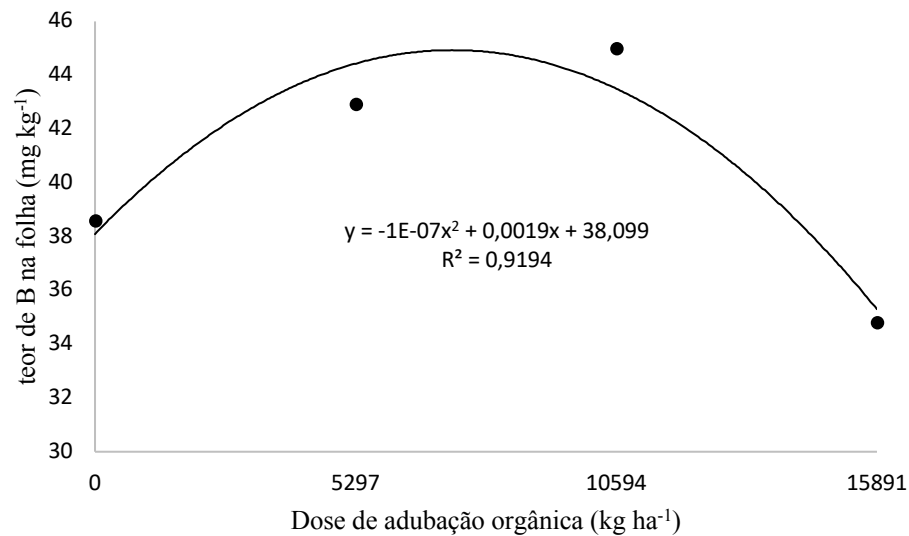


Os teores de enxofre se mostraram adequados apenas para o tratamento em que não foi adicionado nenhuma adubação 1,5 a 2,0 g kg⁻¹, segundo Malavolta *et al.* (1997). Em desacordo com tal resultado, os valores mencionados como ideais para os teores de S foliares para Raij *et al.* (1997) e Oliveira e Thung (1988) são de 2,0 a 3,0 g kg⁻¹ e 0,7 a 2,3 g kg⁻¹, respectivamente. Segundo o teste Dunnet o único tratamento que apresentou um decréscimo em relação ao Tratamento mineral padrão foi o Tratamento 2, que segundo os valores de Malavolta *et al.* (1997), seria o único com valor adequado. Apesar do S apresentar teores um pouco acima da faixa adequada nos demais tratamentos, não foram observados sintomas de toxidez, demonstrando que as condições em que foram determinadas as faixas ideais para a cultura do feijão segundo os outros autores, foram mais próximas do experimento desse estudo.

enquanto que o teor de B apresentou efeito significativo a 1% de probabilidade, apresentando resposta quadrática à dose de composto aplicada (Figura 12). Segundo Malavolta (1997), o teor de boro nas folhas do feijoeiro encontra-se muito abaixo da faixa considerada ideal (150-200 mg kg⁻¹). Contradizendo os dados de Raij *et al.* que segundo os autores a faixa ideal de boro nas folhas de feijoeiro vai de 15 a 26 mg kg⁻¹, valor esse mais próximo ao encontrado, porem indicando haver excesso do nutriente na planta, o qual está mais condizente com o esperado pois o aporte de matéria orgânica do solo é uma a principal fonte de boro disponível às plantas (ABREU *et al.*, 2007; DECHEN; NACHTIGALL, 2007), conseguindo suprir parte das necessidades das plantas durante o cultivo (BOT; BENITES, 2005). . A análise de regressão demonstrou que o teor B nas folhas apresentou um ajuste quadrático em função do aumento das doses de adubação orgânica. Corroborando com o resultado dos teores de cálcio e magnésio, onde a maior dose de adubação orgânica foi a que apresentou menor teor desses nutrientes nas folhas (Figura 12). Normalmente o maior teor de P está ligada a maior absorção do B (MALAVOLTA, 2006), entretanto se observou uma correlação muito fraca entre esses dois nutrientes ($r=0,105$).

Os teores de manganês e ferro não diferiram estatisticamente entre os diferentes tratamentos. O teor de manganês e ferro, encontram-se muito abaixo do considerado adequado (400-425 mg kg⁻¹), (700-900 mg kg⁻¹), respectivamente, segundo Malavolta (1997). O fato dos micronutriente manganês e ferro estarem em concentrações abaixo do ideal pode ser explicado pelo pH elevado, em que aumento do pH diminui a disponibilidade de micronutrientes no solo como Mn trocável e ferro. Além disso, o menor teor de Mn⁺² pode estar associada a competição entre NH₄⁺ e os íons de manganês (FAGERIA, 2006). Os altos teores de Mg no solo aumentam o pH do solo o que contribui para a redução da disponibilidade de Fe, assim como os elevados teores de Cu podem ter influenciado negativamente os teores de Fe nas folhas de feijoeiro (MALAVOLTA, 2006). A absorção do ferro é influenciada também por outros cátions como potássio, cálcio e magnésio. Contradizendo os resultados baseados nos dados de MALAVOLTA *et al.* (1997), os teores de Fe e Mn estão dentro dos valores adequados de 40-140 mg kg⁻¹ e 15-100 mg kg⁻¹, respectivamente, segundo Raij *et al.* (1997).

Figura 11 - Teor de Boro nas folhas de feijão em função das doses de composto orgânico. Significativo a 5% de probabilidade.



O teor foliar de Cu do tratamento sem aplicação de fertilizantes foi considerado ideal enquanto que os teores de cobre em todos os demais tratamentos estão acima da faixa considerada ideal para o feijoeiro vigna, 5 a 7 mg kg⁻¹, segundo Malavolta *et al.* (1997). No entanto, os tratamentos não tiveram efeitos significativos sobre o teor foliar de Cu.

Os teores de zinco não diferiram estatisticamente entre si, em que a média geral se mostrou dentro da faixa considerada ideal para o feijão *Vigna* 40–50 mg kg⁻¹ (MALAVOLTA, 1997).

Apesar de alguns nutrientes terem ficado abaixo e acima da faixa adequada, não foram observados sintomas de deficiência e toxidez. No estágio de rápida expansão houve efeito diluição do conteúdo dos nutrientes nas folhas e, conseqüentemente, redução dos nutrientes nesses órgãos. Os nutrientes que estavam armazenados nas folhas podem ser redistribuídos para os outros órgãos mais jovens, órgãos de reserva, frutos e regiões em crescimento, antes mesmo da senescência e da abscisão (FAQUIN *et al.*, 2005). Existem diferenças na capacidade ou na velocidade de absorção entre as diferentes espécies e variedades, portanto extrapolar um mesmo nível adequado de nutrientes para todas as variedades pode ser equivocado, devendo ser avaliado também as condições em que foram conduzido o experimento. A absorção dos íons apresenta uma seletividade que varia entre genótipos nas características de absorção, essa influência está ligada a fatores genéticos que estão relacionados às características morfológicas e fisiológicas da planta (MARSCHNER, 1995).

4.2.3 Produtividade e componentes da produção

A análise de variância conjunta dos dados relativos aos componentes de rendimento do feijoeiro durante o experimento de campo detectou efeito significativo sobre o rendimento de grãos e seus componentes, e todos se mostraram influenciados no fator tratamentos (Tabela 5). Não foram detectados quaisquer efeitos significativos dos blocos no número de grãos por vagem, peso médio das vagens e massa de 100 sementes.

Tabela 5 - Resumo da análise de variância e coeficientes de variação para comprimento médio de vagens (CMV), número de grãos por vagem (NGV), número de vagens por planta (NVP), peso médio das vagens (PMV), massa de 100 sementes (M100) e produtividade de feijão-caupi.

FV	Quadrados médio					
	CMV	NGV	NVP	PMV	M100	PROD
Tratamento	7,93**	4,84*	52,63**	0,89**	8,09**	32278,34**
Bloco	3,76*	1,83ns	11,16**	0,37ns	0,43ns	11428,10**
erro	1,44	2,03	3,16	0,25	0,42	3360,64
CV (%)	5,21	7,70	11,21	13,62	4,16	11,79
Tratamentos	Médias					
	cm	-----un-----		-----g-----		t ha ⁻¹
Mineral	23,30	18,56	17,7	3,78	16,10	1,59
0%	22,51 ⁽⁻⁾	18,18 ^{ns}	12,95 ⁽⁻⁾	3,58 ^{ns}	15,37 ⁽⁻⁾	1,11 ⁽⁻⁾
100%	23,10 ^{ns}	18,32 ^{ns}	12,95 ⁽⁻⁾	3,59 ^{ns}	15,49 ⁽⁻⁾	1,19 ⁽⁻⁾
200%	22,99 ^{ns}	18,50 ^{ns}	15,21 ^{ns}	3,90 ^{ns}	15,02 ⁽⁻⁾	1,34 ^{ns}
300%	23,59 ^{ns}	19,00 ^{ns}	20,48 ^{ns}	3,72 ^{ns}	16,01 ^{ns}	1,60 ^{ns}

FV= fonte de variação; CV (%)= Coeficiente de variação; *significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F. Médias seguidas por (+) foram superiores à testemunha absoluta, em nível de 5% de probabilidade pelo teste Dunnett ($P \leq 0,05$). Médias seguidas por (-) foram inferiores à testemunha absoluta, em nível de 5% de probabilidade pelo teste Dunnett ($P \leq 0,05$). NS - médias não diferem da testemunha absoluta em nível de 5% de probabilidade pelo teste Dunnett.

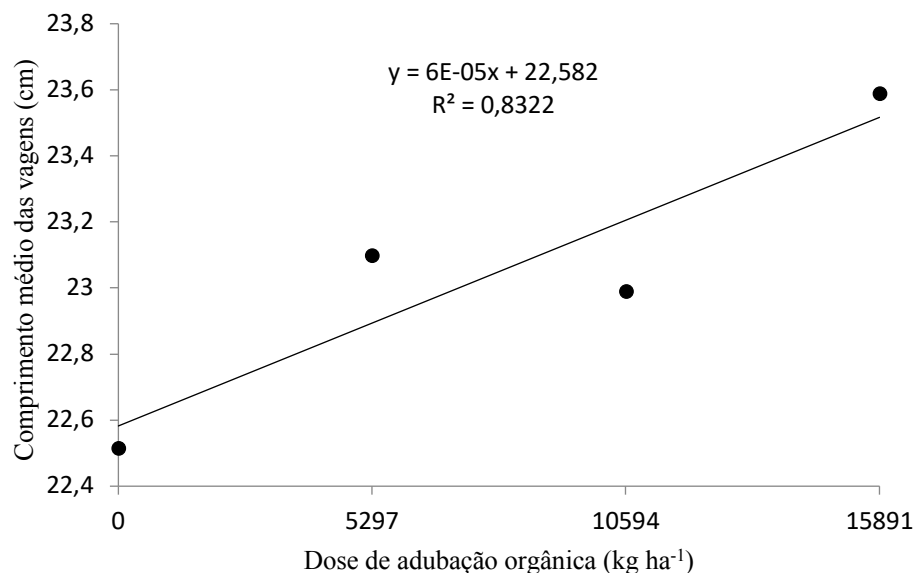
4.2.3.1 Comprimento médio das vagens (CMV)

O tratamento correspondente a 300% de adubação orgânica e a adubação mineral apresentaram os maiores comprimentos de vagem, 23,59 e 23,30, respectivamente, os quais não diferiram significativamente entre si (Tabela 5). O tratamento que apresentou menor média de comprimento de vagem foi o controle (sem adubação) com 22,51 cm. Paiva *et al.*

(2014), encontraram valores médios de 21,60 para a mesma variedade do estudo, demonstrando que os valores encontrados estão próximos.

O comprimento médio das vagens respondeu de forma linear às doses de adubação orgânica (Figura 13). Resultados semelhantes foram encontrados por Santos *et al.* (2001), segundo os autores doses crescentes de esterco de galinha, de bovino e de caprino resultaram em aumento linear do comprimento de vagens. Alves (2008) concluiu que houve incremento no comprimento médio de vagens de feijão-fava, quando aplicado esterco bovino na presença e ausência de NPK. Pereira *et al.* (2013) observaram efeitos significativo do uso de doses de esterco bovino nesse componente de produção em plantas de feijão-caupi.

Figura 12 - Aumento do comprimento médio das vagens em função das doses de adubação orgânica. Significativo a 5% de probabilidade.



O CMV apresentou forte correlação com o número de grãos por vagem ($r=0,709$), com o aumento do comprimento médio de vagem foi observado o maior número de grãos por vagem.

4.2.3.2 Número de Grãos por Vagem (NGV)

Apesar da análise de variância apontar resposta significativa ($p<0,05$) para tratamentos (Tabela 5), não houve ajuste de regressão para os diferentes tratamentos de adubação orgânica e não houve diferença entre o tratamento padrão de adubação mineral e os

demais tratamentos. Os dados encontrados foram superiores aqueles encontrados por Paiva *et al.* (2014) e por Alcantra *et al.* (2014) que encontraram valores de 16 e 17,59 grãos por vagem, respectivamente. O número de grãos por vagem se correlacionou moderadamente com a produtividade ($r=0,639$) e teve correlação forte com comprimento médio das vagens (0,709).

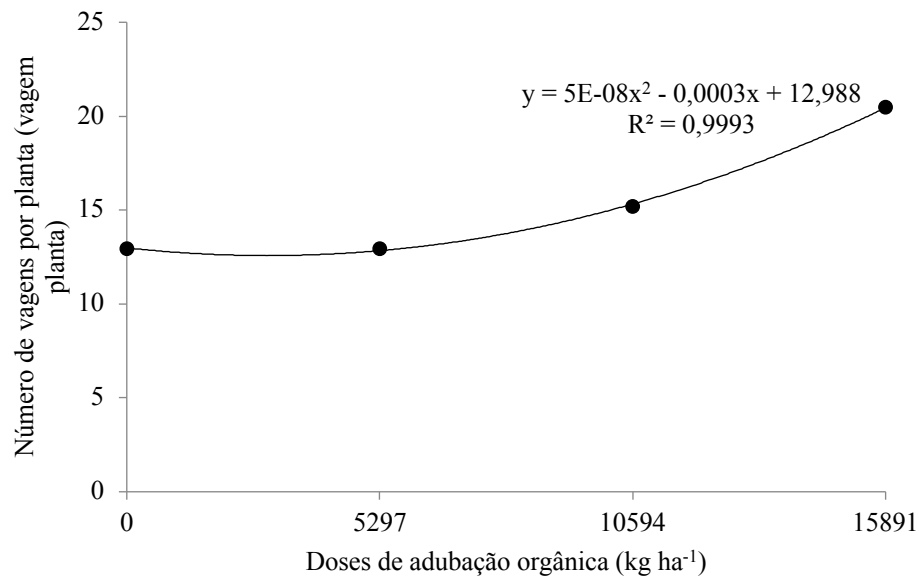
Segundo Andrade *et al.* (1998) esta é uma característica de alta herdabilidade pouco afetada por fatores externo. Porém o que se constatou neste trabalho, foi que essa característica foi influenciada pela fertilidade do solo, pois houve correlação entre o NGV e o teor de N no solo ($r=0,518$). O teor de N presente no solo apresenta uma relação íntima com a melhoria do estado nutricional do feijão e o aumento da produção de grãos, Buzetti *et al.* (1992) relataram um aumento linear na produtividade de grãos quando aplicados doses crescentes de N. Arf *et al.* (2004) encontraram aumento linear do número de grãos por vagem em função das doses crescentes de N aplicadas.

Esse componente de produção também apresentou correlação média com o teor de K no solo ($r=0,482$). O que pode ser explicado pelo fato de a MOS fornecer os macro e micronutrientes que são essenciais para o desenvolvimento da planta, materiais orgânicos no solo liberam gradualmente os nutrientes, mostrando que a aplicação de composto orgânico na produção do feijão se mostra promissora. Dentre os nutrientes, o principal é o enxofre e os micronutrientes zinco e boro que são responsáveis pela formação dos grãos.

4.2.3.3 Número de vagens por planta (NVP)

O número médio de vagens por planta aumentou de forma quadrática com o aumento das doses de adubação orgânica (Figura 14). O controle (2) e a adubação de 100% (3) foram aqueles que apresentaram menor desempenho dessa variável, diferindo significativamente do tratamento com adubação mineral (Tabela 5).

Figura 13 - Aumento do número de vagens por planta em função das diferentes doses de adubação orgânica aplicada. Significativo a 1% de probabilidade.



Alves *et al.* (2009) encontraram na dose de 50 mL de biofertilizante o maior número de vagens por planta com 20,75 unidades. Valores próximos foram encontrados nesse estudo com a dose máxima de adubação orgânica de 15696 t ha⁻¹ (tratamento 5). Oliveira *et al.* (2001), ao avaliar doses de esterco bovino na cultura do feijão caupi, constataram que houve aumento do rendimento das vagens com a elevação das doses de esterco. Ferreira e Silva (1987), avaliando genótipos de feijão caupi, sem adição de adubação, pois o solo já tinha os nutrientes necessários, observaram rendimento de 15,4 NVP para a cultivar pitiúba, valor próximo ao encontrado neste estudo com a dose de 200% de adubação orgânica (tratamento 4). Alcântara *et al.* (2014), encontraram 12,85 vagens por planta na variedade pitiúba inoculada com estirpes rizobianas.

O número de vagens por planta apresentou correlação positiva média com o teor de P nas folhas ($r=0,480$). Segundo Mokwunye e Bationo (2002), o P é importante no processo de fotossíntese, desenvolvimento das vagens e no processo de enchimento dos grãos em leguminosas. Além disso, o P influencia o processo de nodulação no feijão-caupi, que consequentemente contribui para a fixação de nitrogênio, e leva a uma maior produção de vagens por planta.

O número de vagens por planta apresentou correlação positiva com o teor de S nas folhas ($r=0,519$). O teor adequado desse nutriente nas folhas demonstra a importância desse nutriente, e sua essencialidade para manter o vigor das plantas de feijão. Segundo Oliveira *et*

al. (1988) a deficiência de S nas plantas de feijão causa redução do vigor, tornando-as atrofiadas com caules finos e folhas palias a amareladas, causando também redução na formação dos ramos, flores e vagens, e conseqüentemente na produtividade de grãos. A presença de outros macro e micronutrientes também contribuem para a melhoria da fertilidade do solo, que conseqüentemente resulta em materiais mais produtivos e com melhor qualidade. Segundo Chatterjee e Bandyopadhyay (2017) a presença de nutrientes essenciais disponíveis e em níveis adequados influenciam o vigor das plantas, os processos morfológicos e metabólicos, que conseqüentemente incrementam o número de vagens por planta e a produtividade total do feijão-caupi.

Houve correlação positiva média com o teor de N no solo ($r=0,492$). O N é um nutriente que está associado a qualidade e maior produção das plantas. Carvalho *et al.* (2001) afirmam que a aplicação de nitrogênio por meio de adubação orgânica ou mineral durante a semeadura induz ao aumento do número de vagens por planta e o número de sementes por planta. Segundo Portes (1996) baixas quantidades de N levam a planta a produzir menos flores, conseqüentemente menor número de vagens.

4.2.3.4 *Peso Médio das Vagens (PMV)*

Assim como para o NGV, apesar da análise de variância apontar resposta significativa ($p<0,01$) para tratamentos (Tabela 5), não houve ajuste de regressão para os diferentes tratamentos de adubação orgânica e não houve diferença entre o tratamento padrão de adubação mineral e os demais tratamentos. A variável apresentou correlação moderada com massa de 100 grãos ($r=0,6049$), produtividade ($r=0,5735$), número de vagem por planta ($r=0,6382$) e comprimento médio das vagens ($r=0,454$).

Valor máximo encontrado, 3,90 g, correspondendo a dose de 10464 t ha⁻¹ de composto orgânico, foi semelhante ao resultado encontrado no trabalho de Alcântara *et al.* (2014). Viana *et al.* (2005) estudando feijão-caupi, observaram maior incremento no peso médio de vagens com o uso da dose de 7,5 t ha⁻¹ de esterco bovino, associado ao biofertilizantes.

4.2.3.5 *Massa de 100 sementes (M100)*

O Tratamento 1 (mineral) e 5 (300% de adubação orgânica) apresentaram as maiores médias para o peso de 100 grãos, não diferindo entre si e com valores superiores ao tratamento controle (Tabela 1), demonstrando influência positiva da aplicação de composto orgânico no cultivo de feijão caupi. Os valores encontrados nesses tratamentos são semelhantes aos obtidos por Oliveira *et al.* (2003), que encontraram valores médios de 16,17 g e Alcântara *et al.* (2014) que constataram valor de 16,59 g para a variedade pitiúba. Porém, os valores foram menores do que o valor encontrado por Paiva *et al.* (2014) que encontraram 19,4 g para a mesma variedade deste estudo.

Diversos autores não encontraram incremento na massa de 100 sementes com o aumento de doses de adubo. Viana *et al.* (2011), testando diferentes doses de N e P em feijão comum não encontraram resultados significativos para esta variável. Alves *et al.* (2009), concluíram que não houve efeito significativo da adição de diferentes doses de biofertilizante sobre o feijão-caupi, quando comparado a testemunha.

Houve correlação negativa entre a massa de 100 grãos e os teores de B nas folhas apesar dos teores de B serem considerados baixos, esse efeito seria esperado em concentrações excessivas do boro (FAGERIA, 2000). Andrade (1997) concluiu que o boro foi o nutriente mais limitante na produção do feijão, segundo ele, mediante omissão desse nutriente na adubação, além da ocorrência de sintomas de deficiência, não houve produção de grãos.

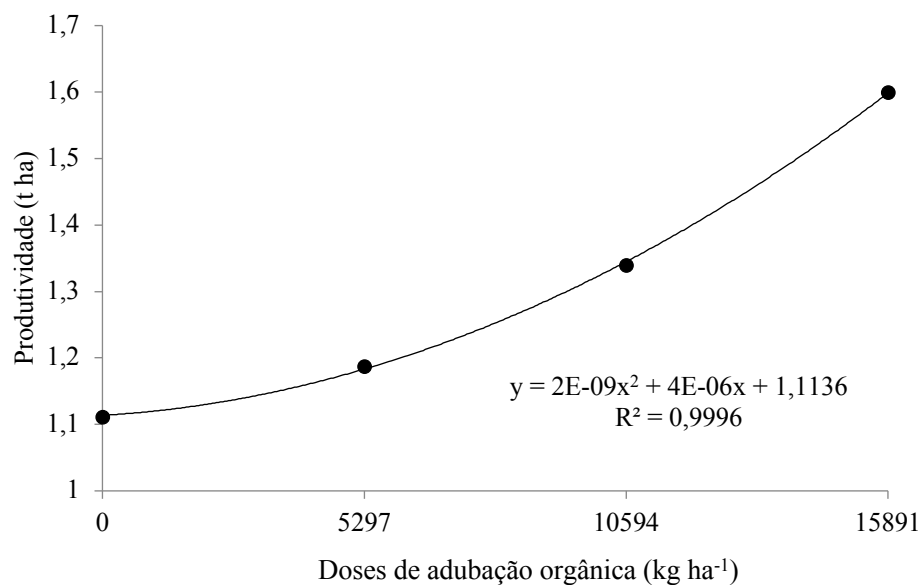
A adubação é essencial para alcançar a produtividade esperada, a ausência de algum dos nutrientes pode causar desordens metabólicas e nutricionais que impedem que esse objetivo seja alcançado. A adubação orgânica está associada a melhoria da qualidade comercial do feijão. A massa de 100 grãos é uma variável de extrema importância comercial nacional e internacional, sendo preferidas as variedades que possuem M100 maior que 20 g (PAIVA *et al.*, 2014). A variedade estudada apresenta esse ponto negativo, por apresentar uma semente de menor tamanho e conseqüentemente apresentar menor massa.

4.2.3.6 Produtividade (PROD)

A produtividade do feijão cv pitiúba no variou de 1100 à 1600 kg ha⁻¹ (Tabela 5), mostrando-se igual ou superior aos estudo já realizados com a mesma cultivar (Lima *et al.*, 1999; Paiva *et al.* (1978).

A produtividade apresentou resposta significativa para as diferentes doses de adubação orgânica, variáveis que apresentaram ajuste linear da regressão (Figura 15). O composto orgânico foi capaz de fornecer os nutrientes essenciais, já que a matéria orgânica é uma fonte lábil de nutrientes, que são disponibilizados através da mineralização. A aplicação de fertilizantes foi uma estratégia eficaz para aumentar a produtividade.

Figura 14 - Aumento da produtividade em função das doses de adubação orgânica. Significativo a 1% de probabilidade.



A produtividade se correlacionou com todos os componentes de produção, exceto a massa de 100 grãos. Fortemente com o número de vagens por planta ($r=0,836$), e moderadamente com o número de grãos por vagem ($r=0,639$), o que já era esperado, pois normalmente esses componentes são os que mais se correlacionam com essa variável (Silva e Silveira, 2000; Santos *et al.*, 2009). Apesar do teor de N da folha ter sido considerado acima do ideal em todos os tratamentos, a produtividade correlacionou-se ao teor de N do solo ($r=0,422$), de acordo com Malavolta (1979), o nitrogênio é um dos elementos mais absorvidos pelo feijoeiro, quando aplicado em doses adequadas, ele promove o rápido desenvolvimento da planta, o aumento da área foliar e o teor de proteínas nas sementes, portanto, contribui para a maior produtividade do feijoeiro.

Não houve correlações diretas entre produtividade e variáveis relacionadas à nutrição da planta e fertilidade do solo, exceto com o N total do solo, que não representa a disponibilidade do nutriente, por apresentar-se em sua maioria na forma orgânica. Os

componentes da produtividade correlacionaram-se com K do solo, P e S nas folhas. Sendo provável que a disponibilidade do K tenha sido o fator mais limitante para a mesma. Pois os teores P na folha foram considerados acima do ideal e os teores no solo foram considerados altos em todos os tratamentos que receberam fertilizantes. Já os teores de K da folha foram considerados abaixo do ideal.

5 CONCLUSÕES

A obtenção taxa de mineralização de N a partir da quantificação do N mineral ao longo do período de incubação é passível de erros devido à complexidade de interações do N no solo e dificilmente poderá ser empregada como uma análise de rotina para a recomendação de doses de fertilizantes orgânicos. Uma alternativa seria a quantificação do N total e mineral no tempo inicial e final da incubação, pois esses resultados foram semelhantes aos resultados obtidos no campo em condições semelhantes de temperatura e umidade.

A recuperação do K aplicado na forma mineral do solo é mais eficiente que a recuperação do K aplicado na forma orgânica.

Doses equivalentes de P orgânico e mineral surtiram efeito semelhante no teor de P lábil.

As faixas de teores foliares de nutrientes estabelecidos para o feijão vigna não são adequados, pois apesar dos níveis muito abaixo do considerado adequado para B, Cu, Mn e K, as produtividades foram comparáveis ou superiores às verificadas na literatura e não houve correlação positiva desses nutrientes e produtividade.

A produtividade do tratamento padrão (adubação mineral) foi comparável à produtividade do tratamento com adubação orgânica estabelecido a partir do nutriente em menor disponibilidade.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C.A.; LOPES, A.S.; SANTOS G. 2007. Micronutrientes. In: NOVAIS R.F.; ALVAREZ V.V.H; BARROS NF; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (eds). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS/ UFV. p. 645-736.
- ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v. 26, p. 769-780, 2002.
- ACIEGO PIETRI, J.C.; BROOKES, P.C. Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. **Soil Biology & Biochemistry**, 40, 1856e1861, 2008.
- ACIEGO PIETRI, J.C., BROOKES, P.C. Substrate inputs and pH as factors controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 41, p. 1396 -1405, 2009.
- ADAMS, T.M.; ADAMS, S.N. The effects of liming and soil pH on carbon and nitrogen contained in the soil biomass. **Journal of Agricultural Science**, v. 101, p. 553–558, 1983.
- ADELI, A.; BOLSTER, C.H.; ROWE, D.E.; MCLAUGHLIN, M.R.; BRINK, G.E. Effect of long-term swine effluent application on selected soil properties. **Soil Science**, v. 173, p. 223-235, 2008.
- AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 601- 612, 2003.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Matéria orgânica do solo, nitrogênio e enxofre de diversos sistemas de exploração agrícola. In: YAMADA, T.; STIPP, S. R.; VITTI, A. G. C. **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba: IPNI Brasil. p. 2-41, 2007.
- ALVES, E.U.; OLIVEIRA, A.P.; BRUNO, R.L.A.; ARAÚJO, E.; SILVA, J.A.L.; GONÇALVES, E.P.; COSTA, C.C. Produção de sementes de feijão-vagem em função de fontes e doses de matéria orgânica. **Horticultura Brasileira**, v. 18, p. 215- 221, 2000.
- ALVES, A.U. **Rendimento do feijão-fava (*Phaseolus lunatus* L.) em função da adubação organomineral**. 2006. 65f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – UFPB, Areias, PB.
- ALVES, A.U; OLIVEIRA, A.P.; ALVES, A.U.; DORNELAS C.S.M.; ALVES, E.U.; CARDOSO, E.A.; OLIVEIRA, A.N.P.; CRUIZ, I.S. Lima beans production and economic revenue as function of organic and mineral fertilization. **Horticultura Brasileira**, v. 26, p. 251-254, 2008.

ALVES, G.S.; SANTOS, D.; SILVA, J.A.; MEDEIROS, J.A.; NASCIMENTO, L.F.C.; DANTAS, T.A.G. Estado nutricional do pimentão cultivado em solo tratado com diferentes tipos de biofertilizantes. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 31, p. 661-665, 2009.

ALCÂNTARA, R.M.C.M.; XAVIER, G.R.; RUMJANEK, N.G.; ROCHA, M.M.; CARVALHO, J.S. Eficiência simbiótica de progenitores de cultivares brasileiras de feijão-caupi. **Revista Ciência Agrônoma**, v.45, p. 1-9, 2014.

ANDRADE, C.A.B. **Limitações de fertilidade e efeito do calcário para o feijoeiro (Phaseolus vulgaris L.) em solos de várzea do sul de Minas Gerais**. 1997. 107p. Tese (Doutorado em Agronomia – Fitotecnia) – Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1997.

ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S.; ALVAREZ, V.H.; NOVAIS, R.F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 1003-1011, 2003.

ANDRADE, M.J.B. de; DINIZ, A.R.; CARVALHO, J.G. de; LIMA, S.F. de. Resposta da cultura do feijoeiro à aplicação foliar de molibdênio e às adubações nitrogenadas de plantio e cobertura. **Ciência e Agrotecnologia**, v.22, p.499-508, 1998.

APPEL, T.; MENGEL, K. Importance of organic nitrogen fractions in sandy soils, obtained by electro-ultrafiltration or CaCl₂ extraction, for nitrogen mineralization and nitrogen uptake of rape. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 10, n. 2, p. 97-101, 1990.

AQUINO, A.B.; AQUINO, B.F.; HERNANDEZ, F.F.F.; HOLANDA, F.J.M.; FREIRE, J.M.; CRISÓSTOMO, L.A.; COSTA, R.I.; UNCHÔA, S.C.P.; FERNANDES, V.L.B. **Recomendações de adubação e calagem para o estado do Ceará**, UFC, 1993. 247 p.

ARAÚJO, J.S.; OLIVEIRA, A.P.; SILVA, J.A.L.; RAMALHO, C.I.; NETO, F.L.C. Rendimento do feijão-vagem cultivado com esterco suíno e adubação mineral. **Revista Ceres**, v. 48, p. 501-510, 2001.

ARAÚJO, M.S.B.; SHAEFER, C.E.G.R.; SAMPAIO, E.V.S.B. Frações de fósforo após extrações sucessivas com resina e incubação, em latossolos e luvisolos do semi-árido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 259-268, 2004.

ARF, O.; RODRIGUES, R.A.F.; de SÁ, M.E.; BUZETTI, S.; NASCIMENTO, V. Manejo do solo, água e nitrogênio no cultivo de feijão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.2, p.131-138, 2004.

AWAD, A.; ABBOTT, T.S. Gypsum requirement of sodic soil and waters. **Agricultural gazette**, Lodon, v.87, n.2, p. 55-57, 1976.

BALDOCK, J.A., SKJEMSTAD, J.O. Role of soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. **Organic Geochemistry**, v. 31, p. 697–710, 2000.

BARRÉ, P.; FERNANDEZ-UGALDE, O.; VIRTO, I.; VELDE, B.; CHENU, C. Impact of phyllosilicate mineralogy on organic carbon stabilization in soils: incomplete knowledge and exciting prospects. **Geoderma**, 382–395. 2014.

BAATH, E.; ANDERSON, T.H. Comparison of soil fungal bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. **Soil Biology & biochemistry**, v. 35, p. 955-963, 2003.

BELDROCK, C.N.; CHESHIRE, M.V; SHAND, C.A. The involvement of iron and aluminum in the bonding of phosphorus to soil humic acid. **Comm. Soil. Sci. Plant Anal**, v. 28, p. 961-971, 1997.

BOLAN, N. S.; NAIDU, R.; MAHIMAIRAJA, S.; BASKARAN, S. Influence of low molecular weight organic acids on the solubilisation of phosphates. **Biology and Fertility of Soils**, v. 18, p. 311–319. doi: 10.1007/BF00570634. 1994.

BOT, A.; BENITES, J. **The importance of soil organic matter, Key to drought-resistant soil and sustained food production**. FAO Soils Bulletin, 2005. 80p.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa n.23, de 31 de agosto de 2005. Aprova as definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Diário Oficial da União, Brasília, n.173, 08. set. 2005, Seção 1, p.12.

BROOKES, P. The soil microbial biomass: concept, measurement and applications in soil ecosystem research. **Microbial Environmental**. v. 16, p. 131-140, 2001.

BUCHANAN, M.; KING, L. Carbon and phosphorus losses from decomposing crop residues in no-till and conventional till agroecosystems. **Agronomy Journal**, Washington, v.85, p. 631-638, 1993.

BUENO, J.R.P.; BERTON, R.S.; SILVEIRA, A.P.D.; CHIBA, M.K.; ANDRADE, C.A.; DE MARIA, I.C. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated with successive applications of sewage sludge, **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v. 35; p. 1461-1470, 2011.

BÜNEMANN, E.K. Assessment of gross and net mineralization rates of soil organic phosphorus – A review. **Soil biology & biochemistry**. n 89, p 82-98, 2015.

BURKE, I.C. KAYE, J.P. BIRD, S.P. HALL, S.A. MCCULLEY, R.L. SOMMERVILLE, G.L. Evaluating and testing models of terrestrial biogeochemistry: the role of temperature in controlling decomposition. In: Models in Ecosystem Science (eds Canham CD, Cole JJ, Lauenroth WK), pp.254–271. **Princeton University Press**, Princeton, 2003.

BUZETTI, S.; ROMEIRO, P.J.M.; ARF, O.; SÁ, M.E.; GUERREIRO NETO, G. Efeito da adubação nitrogenada em componentes da produção do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivado em diferentes densidades. **Cultura Agrônômica**, v.1, p.11- 19, 1992.

- BRAZ, A.J.B.P.; SILVEIRA, P.M. da; KLIEMANN, H.J.; ZIMMERMANN, F.J.P. Acumulação de nutrientes em folhas de milho e dos capins braquiária e mombaça. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiás, v. 34, n. 2, p. 83-87, 2004.
- BUNNELL, F. L.; TAIT, D.E.N.; FLANAGAN, P.W.; VAN CLEVER, K. Microbial respiration and substrate weight loss. I. A general model of the influences of abiotic variables. **Soil Biology Biochemistry** v. 9, p. 33-40, 1977.
- CAINE, J.M.; GELDERMAN, T.M. Soil moisture controls on temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition for a mesic grassland. **Soil Biology Biochemistry** 43, 455–457, 2011.
- CAMARGO, F.A.O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Potencial de mineralização do nitrogênio em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 575-579, 1997.
- CANELLAS, L.P.; OLIVARES, F.L.; AGUIAR, N.O.; JONES, D.L.; NEBIOSO, A.; MAZZEI, P.; PICCOLO, A. Humic and fulvic acids as biostimulants in horticulture. **Science horticulture**, v. 196, p. 15-27. 2015.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F. *et al.* **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 375-470, 2007.
- CARPIM, L.K.; ASSIS, R.L.de; BRAZ, A.J.B.P.; SILVA, G.P.; PIRES, F.R.; PEREIRA, V.C.; GOMES, G.V.; SILVA, A.G. Liberação de nutrientes pela palhada de milho de diferentes estádios fenológicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2813-2819, 2008.
- CARRILLO, Y.; BALL, B.A.; STRICKLAND, M.S.; BRADFORD, M.A. Legacies of plant litter on carbon and nitrogen dynamics and the role of the soil community. **Pedobiologia** v.55, p. 185–192, 2012.
- CARVALHO, M.A.C.; ARF, O.; SÁ, M.E.; BUZETTI, S.; SANTOS, N.C.B.; BASSAN, D.A.Z. Produtividade e qualidade de sementes de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) sob influência de parcelamento e fontes de nitrogênio. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v. 25, n.3, p.617-624, 2001.
- CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; GERALDO JUNIOR, J.; VIVALDI, L. J. Decomposição de resíduos vegetais em Latossolo sob cultivo de milho e plantas de cobertura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.2831-2838, dez. 2008.
- CARVALHO, W. P.; WANDERLEY, A. L. Avaliação de cultivares de feijão (*Phaseolus vulgaris*) para o plantio em sistema orgânico no Distrito Federal. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 3, p. 605-611, 2007.
- CAVALCANTE, S.N.; DUTRA, K.O.G.; MEDEIROS, R.; LIMA, S.V.; SANTOS, J.R.; ANDRADE, R.; MESQUITA, E.F. Comportamento da produção do feijoeiro macassar (*Vigna unguiculata* L. Walp) em função de diferentes dosagens e concentrações de biofertilizante, **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 1, p. 10-

14, 2009.

CAVALCANTE, I.H.L.; ROCHA, L.F.; SILVA JÚNIOR, G.B.; AMARAL, F.H.C.; FALCÃO NETO, R. NOBREGA, J.C.A. Fertilizantes orgânicos para o cultivo da melancia em Bom Jesus- PI. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife – PE, v. 5, p. 518-524, 2010.

CEULEMANS, T.; MERCKX, R.; HENS, M.; HONNAY, O. A trait-based analysis of the role of phosphorus vs. nitrogen enrichment in plant species loss across North- west European grasslands. **Journal of Applied Ecology** 48, 1155-1163, 2011.

CHAPIN III, F.S.; CHAPIN, M.C.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. Springer. 2011.

CHATTERJEE, R.L; BANDYOPADHYAY, S. Effect of boron, molybdenum and biofertilizers on growth and yield of cowpea (*Vigna inguiculata* L. Walp.) in acid soil of eastern Himalayan region. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Science**, v. 16, p 332-336, 2017.

CLARK, M.S.; HORWATH, W.R.; SHERMAN, C.; SCOW, K.M. Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. **Agronomy Journal**, v. 90, p. 662–671, 1998.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo – Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.

CSONKA, L. N. Physiological and genetic responses of bacteria to osmotic stress. **Microbiological Reviewes**, Washington, DC, v. 52, n.1, p. 121-147, 1989.

DAVIDSON, E.A. JANSSENS, I.A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, 440, 165–173, 2006.

DE BERTOLDI, M; VALLINI, G.; PERA, A. The biology of composting: a review. **Waste Management and Resource**, vol. 1, n. 2, p. 157-176, 1983.

DECHEN, A. R., NACHTIGALL, G. R. Elementos requeridos à nutrição de plantas. In: NOVAIS, R. F., ALVAREZ, V. V. H., BARROS, N. F., FONTES, R. L. F., CANTARUTTI, R. B., NEVES, J. C. L (eds). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS/UFV. 2007. 132p.

DONAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B. de; CALDERANO, S.B.; TEIXEIRA, W.G.; VIANA, J.H.M. (Org.). **Manual de métodos de análise do solo**, 2.ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p. (Embrapa Solos. Documentos, 132).

DOSSA, E.L.; KHOUMA, M.; DIEDHIOU, I.; SENE, M.; KIZITO, F.; BADIANE, A.N.; SAMBA, S.A.N.; DICK. R.P. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semiarid Sahelian soils amended with native shrub residues. **Geoderma**, Amsterdam, v. 148, p. 251-260, 2009.

DURIGON, R.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; PAVINATO, P.S. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p. 983-992, 2002.

EARL, K.D.; SYERS, J.K.; MCLAUGHLIN, J.R. Origin of the effects of citrate, tartrate, and acetate on phosphate sorption by soils and synthetic gels. **Soil Science Society of America Journal**. v. 43, p. 674–678, 1979.

EBELING, A.M.; COOPERBAND, L.R.; BUNDY, L.G. Phosphorus availability to wheat from manures, biosolids, and na inorganic fertilizer. **Soil Sci Plant Anal**, v. 34, p. 1347-1365, 2003.

ERNANI PR; ALMEIDA JA; SANTOS FC. 2007. Potássio. In: NOVAIS RF; ALVAREZ VH; BARROS NF; FONTES RLF; CANTARUTTI RB; NEVES JCL. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS/UFV. p. 551-594

ESPINDOLA, J. A. A.; GUERRA, J. G. M.; ALMEIDA, D. L.; TEIXEIRA, M. G.; URQUIAGA, S. Decomposição e liberação de nutrientes acumulados em leguminosas herbáceas perenes consorciadas com bananeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.2, p.321-328, abr. 2006.

FAGERIA, N.K. Ionic interactions in rice plants from dilute solutions. **Plant soil**, v. 70, p. 309-310. 1983.

FAGERIA, N. K. Níveis tóxicos de boro na produção de arroz, feijão, milho, soja e trigo em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, vl. 4, n.1, p. 57-62, 2000.

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C.; CLARK, R. B. **Physiology of crop production**. New York: Food Products Press, 2006. 345 p.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras:UFLA/FAEPE, 2005. 183p.

FERNÁNDEZ, F.; GEPTS, P.; LÓPEZ, M. Etapas de desarrollo em la planta de frijol. In: LÓPEZ, M.; FERNÁNDEZ, F.; SCHOONHOVEN, A. van. (eds.). **Frijol: investigación y producción**. Cali: CIAT, 1985. p.61-78.

FIERER, N., JACKSON, R.B. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. **Proceedings of National Academy of Science**. USA v. 103, p. 626-631, 2006.

FERREIRA, J.M.; SILVA, P.S.L. Produtividade de “feijão verde” e outras características de cultivares de caupi. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.22, p. 55-58, janeiro, 1987.

FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v.35, n.6, p. 1038-1042, 2011.

FRANZLUEBBERS, A. J. Microbial activity in response to water-filled pore space of variably eroded southern Piedmont soils. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 11, n.

1, p. 91-101, 1999.

FRIEDLINGSTEIN, P.; COX, P.; BETTS, R.; BOPP, L.; VON BLOH, W. BROVKIN, V. Climate-carbon cycle feedback analysis: results from the (CMIP)-M-4 model intercomparison. **Journal of Climate**, v. 19, p. 3337– 3353, 2006.

FURTINI NETO, A. E.; VALE, F.R.; RESENDE, A.V.; GUILHERME, L.R.G.; GUEDES, G.A.A. **Fertilidade do solo**. Lavras: UFLA, 2001. 261 p.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; SANTOS, M. L. Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 1021-1031, 2003.

GEE, G. W.; OR, D. Particle-size analysis. In: DANE, J. H and TOPP, C. G., ed. *Methods of soil analysis*. Madison: USA. **Soil Science Society of America**. pt. 4, p. 255-293, 2002.

GEORGE, T.S.; FRANSSON, A. M.; HAMMOND, J.P.; WHITE, P.J. Phosphorus nutrition: rhizosphere processes, plant response and adaptations. In: Bünemann, E.K., Oberson, A., Frossard, E. (Eds.), **Phosphorus in Action e Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling, Soil Biology**, vol. 26. Springer, Heidelberg, p. 245-271, 2011.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; HUBNER, A.P.; LUNKES, A.; GUIDINI, E.; AMARAL, E.B. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, p. 1097-1104, set. 2003.

GILLER, M.V.; CARBALLO, M.T.; CALVO, L.F. Modelling N mineralization from bovine manure and sewage sludge composts. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 863-871, 2011.

GORDON, R.; LECLERC, M.; SCHUEPP, P.; BRUNKR, R. Field estimates of ammonia volatilization from swine manure by a simple micrometeorological technique. **Canadian Journal of Soil Science**, Ontario, v.68, n.2, p.369-380, 1988.

GREEN, C.J.; BLACKMER, A.M. Residue decomposition effects on nitrogen availability to corn following corn or soybean. **Soil Science Society of America Journal**, v.59, p. 1065–1070, 1995.

GUNTIÑAS, M.E.; LEIRÓS, M.C.; TRASAR-CEPEDA, C.; GIL-SOTRES, F. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. **European Journal of soil biology**, v. 48, p. 73-80, Fev. 2012.

HANSELMAN, T.A.; GRAETZ, D.A.; OBREZA, T.A. A comparison of in situ methods for measuring net nitrogen mineralization rates of organic soil amendments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.33, p.1098-1105, 2004.

HATCH, D.J.; BHOGAL, A.; LOVELL, R.D.; SHEPARD, M.A.; JARVIS, S.C. Comparison of different methodologies for field measurement of net nitrogen

mineralization in pasture soils under different soil conditions. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.32, p.287-293, 2000.

HAYASHI, R.; HARADA, T. Characterization of the organic nitrogen becoming decomposable through the effect of drying of a soil. **Soil science and plant nutrition**. Vol. 15. No 5, 1969.

HAYNES, R. J. The decomposition process: mineralization, immobilization, humus formation, and degradation. In: HAYNES, R. J. (Ed.). **Mineral nitrogen in the plant-soil system**. Orlando: Academic Press, p. 52-126, 1986.

HENRIKSEN, T.M., BRELAND, T.A. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 1121-1134. 1999.

HOBBIE, S.E. Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. **Ecosystems**, v. 8, p. 644-656, 2005.

HOBBIE, S.E.; EDDY, W.C.; BUYARSKI, C.R.; ADAIR, E.C.; OGDahl, M.L.; WEISENHORN, P. Response of decomposing litter and its microbial community to multiple forms of nitrogen enrichment. **Ecological Monograph**, v. 82, p. 389-405.2012.

HOOPER, D.U.; VITOUSEK, P.M. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1302-1305, 1997.

HORN, H.H.; WILKIE, A.C.; POWERS, W.J.; NORDSTEDT, R.A. Components of dairy manure management systems. **Journal of Dairy Science**, Lancaster, v. 77, p. 2008-2030, 1994.

HUE, N.V. Effects of organic acids/ anions on P sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. **Soil Science**. v. 152, p. 436-431, 1991.

HUE, N.V.; IKAWA, H.; SILVA, J.A. Increasing plant available phosphorus in an ultisol with yard waste compost. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. v.25, p. 3292-3303. 1994.

HUTCHISON, C. M. W.; WALWORTH, J. L. Evaluating the effects of gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification on nitrogen fertilizer availability in soil experimentally contaminated with diesel. **Biodegradation**, v. 18, p. 133-144, 2007.

ISLAM, M. M.; DICK, R. P. Effect of organic residue amendment on mineralization of sulphur in flooded rice soils under laboratory conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 29, p. 955- 969, Apr. 1998.

IYAMUREMYE, F.; DICK, R.P.; BAHAM, J. Organica Amendments and phosphorus dynamics: II distribution of soil phosphorus fraction. **Soil Science**, v. 161, p. 436-443, 1996.

JANSSEN, B. H. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. **Plant and Soil**, v. 181, n. 1, p. 39-45, 1996.

JENKINSON, D.S. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. **Philosophical Transactions: Biological Sciences**. v. 329, n. 1255, p. 361-368, 1990.

JENNY, H. **Factors of soil formation: A system of quantitative pedology**. New York, McGraw-Hill. 1941. 281p.

KASPARI, M., GARCIA, M.N., HARMS, K.E., SANTANA, M., WRIGHT, S.J., YAVITT, J.B. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. **Ecology Letters**, v. 11, p. 35-43. 2008.

KÄTTERE, T.; REICHSTEIN, M.; ANDRÉN, O.; LOMANDER, A. Temperature dependence of organic decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 258-262, 1998.

KEMMITT, S.J.; WRIGHT, D.; GOULDING, K.W.T.; JONES, L.J. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 38. p. 898-9111. 2006.

KIRKBY, C.A.; KIRKEGAARD, J.A.; RICHARDSON, A.E.; WADE, L.J.; BLANCHARD, C. Batten, G. Stable soil organic matter: a comparison of C:N:P:S ratios in Australian and other world soils. **Geoderma**, v. 163, p.197-208, 2011.

KOUNO, K.; TUCHIYA, Y.; ANDO, T. Measurement of soil microbial biomass phosphorus by an anion exchange membrane method. **Soil Biology & biochemistry**. v. 27, p. 1353-1357, 1995.

KUMAR, K.; GOH, K.M. Nitrogen release from crop residues and organic amendments as affected by biochemical composition. **Communications in Soil Science and Plant analysis**, v. 34, p. 2441-2460, 2003.

KOGA, N.; TSUJI, H. Effects of reduced tillage, crop residue management and manure application practices on crop yields and soil carbon sequestration on an Andisol in northern Japan. **Soil Science Plant Nutrition**, v. 55, p. 546-557, 2009.

LAVOR, M.T.F.C. Atividade biológica de produtos domissanitários para o controle alternativo do pulgão-preto no feijão-de-corda. 2006. 56 f. **Dissertação** (Mestrado em Agronomia/fitotecnia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S. Modelo Century na dinâmica da matéria orgânica do solo: equações e pressupostos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, p. 679-686, jul./ago. 2003.

LIMA, G. P. B.; AGUIAR, J.V.; COSTA, R.N.T.; PAZ, V.P.S. Rendimento de cultivares de caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) submetidas à diferentes lâminas de irrigação. **Irriga**, Botucatu, v. 4, n. 3, p. 205-212, 1999.

LINDEMANN, W.C.; CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potencial and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Science Society American Journal**, v.48, p.1072-1077, 1984.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, n. 6, p. 1267-1272, 1984.

LOUSIER, J. D.; PARKINSON, D. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. **Canadian Journal of Botany**, v. 54, p. 419-436, 1976.

LOURENZI, C.R.; CERETTA, C.A.; SILVA, L.S.; TRENTIN, G.; GIROTTO, E.; LORENSINI, F.; TIECHER, T.L.; BRUNETTO, G. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p. 1827-1836, 2011.

MAILLARD, E.; ANGERS, D.A. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 20, p. 666-679, 2014.

MALAVOLTA, E. ABC da adubação. 4. ed. São Paulo, **Agronômica Ceres**, 1979. 256p.

MALAVOLTA, E. Avaliação do estado nutricional. In: MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 1980. p.219-251.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006. 638 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas, princípios e aplicações**. 2 ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**. São Paulo: Ceres, 1989. 250 p.

MANZONI, S., TROFYMOW, J.A., JACKSON, R.B., PORPORATO, A. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in decomposing litter. **Ecological monographs**, v. 80 (1), p. 89-106, 2010.

MANZONI, S.; PORPORATO, A. A theoretical analysis of nonlinearities and feedbacks in soil carbon and nitrogen cycles. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, p. 1542-1556, 2007.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. New York, Academic Press, 1995.

MARQUES, M.O.; BELLINGIERRI, P.A.; MARQUES, T.A.; NOGUEIRA, T.A.R. Qualidade e produtividade de cana-de-açúcar cultivada em solo com doses crescentes de lodo de esgoto. **Bioscience Journal**, v. 23, p. 111-122, 2007.

MARY, B.; RECOUS, S.; DARWIS, D.; ROBIN, D. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, v. 181, p.

71-82. 1996.

MCDOWELL, R.W.; SHRPLEY, A.N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 278, p. 113-125, 2001.

McGIL, W.B.; COLE, C.V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, v. 26, p. 267-286, 1981.

MEURER, E.J. Potássio. In: FERNANDES, M.S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2006. p. 281-298.

MELO, R. F.; BRITO, L.T.L.; PEREIRA, L.A.; ANJOS, J.B. dos. Avaliação do uso de adubo orgânico nas culturas de milho e feijão caupi em barragem subterrânea. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Porto Alegre, v. 4, n. 2, p. 1264-1267, 2009.

MENDONÇA, E.S.; ROWELL, D.L. MARTINS, A.G.; SILVA, A.P. Effect of pH on the development of acidic sites in clayey and Sandy loam oxisol from the Cerrado Region, Brazil. **Geoderma**, v. 132, p.131-142, 2006.

MILLER, R.D., JOHNSON, D.D., The effect of soil moisture tension on carbon dioxide evolution, nitrification, and nitrogen mineralization. **Soil Science Society of America**, v. 28, p. 644– 647. 1964.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA. **Manual de métodos analíticos Oficiais para fertilizantes e corretivos**. Disponível em: <www.agricultura.gov.br>. Acesso em: jan. 2017.

MOKWUNYE, A.U.; BATIONO, A. Meeting the phosphorus needs of the soils and crops of West Africa: The role of indigenous phosphate rocks. In: VANLAUWE, B.J.; DIELS, SANGINGA, N.; MERCKX, R. Eds., **Integrated Plant Nutrient management in Sub-Saharan Africa: From concept to Practice**, CABI/IITA, Cromwell Press, Trowbridge. p. 209-224. 2002.

MONTEIRO, H. C. F. de M.; CANTARUTTI, R. B. Dinâmica de decomposição e mineralização de nitrogênio em função da qualidade de resíduos de gramíneas e leguminosas forrageiras. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 31, n. 3, p. 1092-1102, 2002.

MONTEIRO, R. T. R.; FRIGHETTO, R. T. S. Determinação da umidade, pH e capacidade de retenção de água do solo. In: FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. (Coords.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: manual técnico**. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna. 198p. (Embrapa Meio Ambiente. Documento, 21). 2000.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006, 729 p.

MYERS, R.J.K., CAMPBELL, C.A., WEIER, K.L. Quantitative relationships between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. **Canadian Journal Soil**

Science, v. 62, p. 111–124. 1982.

NAGARAJAH, S.; POSNER, A.M.; QUIRK, J.P. Competitive adsorption of phosphate with polygalacturonate and other organic anions on kaolinite and oxide surfaces. **Nature**, v. 228, p. 83–85, 1970.

NEFF, J.C., TOWNSEND, A.R., GLEIXNER, G., LEHMAN, S.J., TURNBULL, J., BOWMAN, W.D. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. **Nature** v. 419, p. 915-917. 2002.

NAYAK, P.; PATEL, D.; RAMAKRISHNAN, B.; MISHRA, A.K.; SAMANTARAY, R.N. Long-term application effects of chemical fertilizer and compost on soil carbon under intensive rice-rice cultivation. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 83, p.259–269, 2009.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399 p.

NYBORG, M.; HOYT, P. B. Effects of soil acidity and liming on mineralization of soil nitrogen. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 58, n. 1, p. 331-338, 1978.

OEHL, F.; FROSSARD, E.; FLIESSBACH, A.; DUBOIS, D.; OBERSON, A. Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 667-675, Abril, 2004.

OEHL, F.; OBERSON, A.; SINAJ, S.; FROSSARD, E. Organic phosphorus mineralization studies using isotopic dilution techniques. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, p.780-787, 2001.

OLIVEIRA, A.P; ARAUJO, J. S.; ALVES, E. U.; NORONHA, M. A. S.; CASSIMIRO, C. M.; MENDON, A, F. G. Rendimento de feijão-caupi cultivado com esterco bovino mineral. **Horticultura Brasileira**, v. 19, n. 1, p. 81-84, março, 2001.

OLIVEIRA, F.J.; ANUNCIÇÃO FILHO, C.J.; BASTOS, G.Q.; REIS, O.V. Divergência genética entre cultivares de caupi. **Pesquisa Agropecuária brasileira**, Brasília, v. 38, n. 5, p. 605-611. 2003.

OLIVEIRA, I. P. de; THUNG, M. D.T. Nutrição mineral. In: ZIMMERMANN, M. J. de O.; ROCHA, M.; YAMADA, T. **Cultura do feijoeiro: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1988. 589p.

ORCHARD, V.; COOK, F. J. Relationship between soil respiration and soil moisture. **Soil Biology Biochemistry**, v. 15, n. 4, p. 447-453, 1983.

PAULA KAUPA, B.K.; RAO, R. Nitrogen mineralization and efficiency from co-applied animal manures and mineral fertilizer in sweetpotato under humid tropical conditions. **Field Crops Research**, v. 168, p. 48-56, 2014.

PAIVA, J.B.; ALVES, J.F.; OLIVEIRA, F.J. de; MARTINS NET, D. Competição de cultivares de feijão de corda, *Vigna sinensis* (L) Savi, em três municípios do Estado do Ceará. In: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ. **Relatório de pesquisa – 1977**. Fortaleza, UFC, 1978, p. 7-16.

PAIVA, J.B.; FREIRE FILHO, F. R.; TEÓFILO, E. M.; RIBEIRO, V. Q. **Feijão-caupi: melhoramento genético no Centro de Ciências Agrárias**. Fortaleza: Edições UFC, 2014. 261 p. il.

PARRA, M.S. **Calagem e adubação**. In: PARRA, M.S. Feijão: tecnologia e produção. Londrina: IAPAR, 2000. p. 79-100.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciências do solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 911-920, mar. 2008.

PEREIRA, J. M. **Predição do índice de mineralização do nitrogênio em solos através da comparação de modelos não lineares**. In: SEAGRO, 10. 2003, Lavras. 2003.

PEREIRA, J.M.; MUNIZ, J.A.; SÁFADI, T.; SILVA, C.A. Comparação entre modelos para predição do nitrogênio mineralizado: uma abordagem bayesiana. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.33, p.1792-1797, 2009.

PEREIRA, R.F.; CAVALCANTE, S.N.; LIMA, A.S.; MAIA FILHO, F.C.F.; SANTOS, J.G.R. Crescimento e rendimento de feijão vigna submetido à adubação orgânica. **Revista Verde**, Mossoró, v. 8, n. 3, p. 91-96, 2013.

PORTES, T.A. Ecofisiologia. In: ARAÚJO, R.S.; RAVA, C.A.; STONE, L.F. & ZIMMERMANN, M.J.O., coords. **Cultura do feijoeiro comum no Brasil**. Piracicaba, Potafós, 1996. p.101-137.

POTTHOFF, M., DYCKMANS, J., FLESSA, H., MUHS, A., BEESE, F., JOERGENSEN, R.G. Dynamics of maize (*Zea mays* L.) leaf straw mineralization as affected by the presence of soil and the availability of nitrogen. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, p. 1259-1266. 2005.

PYPERS, P.; VERSTRAETE, S. C. P. T.; MERCK, R. Changes in mineral nitrogen, phosphorus availability and salt-extractable aluminium following the application of green manure residues in two weathered soils of South Vietnam. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 163-172, Jan. 2005.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.) **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2 ed. Campinas: Instituto Agrônômico, 1997. 285 p. (Boletim técnico, 100).

RANDHAWA, P.S.; CONDRON, L.M.; DI, H.J.; SINAJ, S.; McLENAGHEN, R.D. Effect of green manure addition on soil organic phosphorus mineralization. **Nutrition Cycle Agroecosystem**, v. 73, p.181-189, 2005.

RECOUS, S.; ROBIN, D.; DARWIS, D.; MARY, B. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology and Biochemistry** v. 27, p. 1529-1538. 1995.

REDDY, K. S; SINGH, M.; TRIPATHI, A.K.; DWIVEDI, A.K. Changes in organic and inorganic sulphur fractions and S mineralization in a Typic Haplustert after long-term cropping with different fertiliser and organic manure inputs. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 39, n. 4, p. 737-748, 2001.

REICHMAN, G.A.; GRUNES, D.L.; VIETS, F.G. Effect of soil moisture on ammonification and nitrification in two Northern Plain Soils. **Soil Science Society of America**, v. 30, p. 363–366, 1966.

REINERTSEN, S.A.; ELLIOTT, L.F.; COCHRAN, V.L; CAMPBELL, G.S. The role of available C and N in determining the rate of wheat straw decomposition. **Soil Biology Biochemical**, v. 16, p. 459-464, 1984.

RENAULT, P.; SIERRA, J. Modeling oxygen diffusion in aggregated soils: II. Anaerobiosis in topsoil layers. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 1023-1030. 1994.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 345-354, 2000.

RIBEIRO, A.C.; GUIMARAES, P.T.G.; ALVAREZ, V.H. **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em minas gerais**. Viçosa, 1999, 359p.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, U. S. Salinity Laboratory, (USDA. Agriculture handbook, 60. 1954.

ROUSK, J.; BROOKES, P.C.; BÅÅTH, E. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. **American society for microbiology**, v. 75, No. 6. p. 1589-1596. 2009.

RUNGE-METZGER, A. **Closing the cycle: obstacles to efficient P management for improved global food security**. In: SCOPE 54 – Phosphorus in the global environment – transfers, cycles and management, 462 p, 1995.

SABEY, B.R. Influence of soil moisture tension on nitrate accumulation in soils. **Soil Science Society of America**, v, 33, p. 263– 266, 1969.

SALMI, G.P.; SALMI, A.P.; ABBO UD, A.C. de S.D. Dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes de genótipos de guandu sob cultivo em aléias. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.4, p. 673-678, 2006.

SANTOS, R. C.; CAMPOS, J.F.; PINHEIRO, C. D.; TOLON, Y.B.; SOUZA, S.R.L.; BARACHO, M.; CARMO, E.L. Usinas de compostagem de lixo como alternativa viável à problemática dos lixões no meio urbano. **Enciclopédia Biosfera**, n. 2, 2006.

ISSN 1809-0583.

SANTOS, G.M.; OLIVEIRA, A.P.; SILVA J.A.L.; ALVES, E.U.; COSTA, C.C. Características e rendimento de vagem do feijão-vagem em função de fontes e doses de material orgânica. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 19, n. 1, p. 30-35, março, 2001.

SANTOS J.F, GRANJEIRO J.I.T, BRITO C.H.; SANTOS M. Produção e componentes produtivos de variedades de feijão caupi na microregião cariri paraibano. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 06, n.1, p. 214-222, 2009.

SARRUGE, J. R.; HAAG, H. P. **Análise química das plantas**. Piracicaba: ESALQ, 1974. 56 p.

SAVIOZZI, A.; CARDELLI, R.; CIPOLLI, S.; LEVI-MINZI, R. RIFFALDI, R. Sulphur mineralization kinetics of cattle manure and green waste compost in soils. **Waste Management & Research**, Denmark, v. 24, p. 545-551, Dec. 2006.

SCOTT, N. Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 102- 1109, July 1996.

SCHOMBERG, H. H.; STEINER, J. L. Nutrient dynamics of crop residues decomposing on a fallow no-till soil surface. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, n. 3, p. 607-613, 1999.

SEGATO, M. P. Efeitos da aplicação de resíduos industriais no solo e nas plantas. 150 p. **Dissertação** (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

SIBANDA, H.M.; YOUNG, S.D. Competitive adsorption of humus acids and phosphate on goethite, gibbsite and two tropical soils. **Journal of Soil Science**, v. 37, 197–204, 1986.

SIERRA, J. Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, p. 1557–1563, 1997.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G. A. (Ed.) *et al.* **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª edição. Porto Alegre: Métopole, 2008, p. 597-624.

SILVA, C.C. da; SILVEIRA, P.M. Influência de sistemas agrícolas na resposta do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) irrigado à adubação nitrogenada em cobertura. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. 2000.

SILVA, F.C. da (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. Ed. Brasília: Embrapa Informações Tecnológica; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 627p.

SILVA, E. M. N. C. P.; FERREIRA, R. L. F.; ARAÚJO NETO S. E.; TAVELLA, L. B.; SOLINO, A. J. S. Qualidade de alface crespa cultivada em sistema orgânico, convencional e hidropônico. **Horticultura Brasileira**, v.29, p.242-245, 2011.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006. 729 p.

SIMAS, F.N.B. SCHAEFER, C.E.G.R.; FERNANDES-FILHO, E.I.; CHAGAS, A.C.; BRANDÃO, P.C. Chemistry, mineralogy and micropedology of highlands soils in crystalline rocks of Serra da Mantiqueira, Southeastern Brazil. **Geoderma**, v.125, p187-201, 2005.

SINGH, B.; GOULDING, K.W.T. Changes with time in the potassium content and phyllosilicates in the soil the Broadbalk Continuous wheat experiment at Rothamsted. **European Journal Soil Science**, Oxford, v. 48, p. 651-659, 1997.

SKOPP, J.; JAWSON, M.D.; DORAN, J.W. Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. **Soil Science Society of America Journal**, v. 54, p. 1619-1625, 1990.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIENCIA DO SOLO COMISSAO DE QUIMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre, 2004. 400 p.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B.A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, v. 74, p. 65–105, 1996.

SOULIDES, D.A.; ALLISON, F.E. Effect of drying and freezing soils on carbon dioxide production, available mineral nutrients, aggregation, and bacterial population. **Soil Science**, v. 91. Issue 5. Maio 1961.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J.S.; SANTOS, R.V.; ARAUJO, G.T.; SOUTO, L.S. Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, p. 125-130, jan./fev. 2005.

SOUZA, P. A.; NEGREIROS, M. Z.; MENEZES, J. B.; BEZERRA NETO, F.; SOUZA, G. L. F. M.; CARNEIRO, C. R.; QUEIROGA, R. C. F. Características químicas de alface cultivada sob efeito residual da adubação com composto orgânico. **Horticultura Brasileira**, v.23, p.754-757, 2005.

SOUZA, R.F.; FAQUIN, V.; TORRES, P.R.F.; BALIZA, D.P. Calagem e adubação orgânica: influencia na adsorção de fosforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 975-983, 2006.

STANFORD, G.; EPSTEIN, E. Nitrogen mineralization water relation in soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 38, No. 1, p. 103–107, 1974.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 36, n. 2, p. 465-471, 1972.

STARK, J. M.; FIRESTONE, M. K. Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 61, n. 1, p. 218-221, 1995.

STEEN, I. Phosphorus availability in the 21st century: management of a non-renewable resource. **Phosphorus and Potassium**, v. 217, p. 25-31, 1998

STEINER, C.; GARCIA, M.; ZECH, W. Effects of charcoal as slow release nutrient carrier on NPK dynamics and soil microbial population: Pot experiments with ferralsol substrate, In: **Amazonian dark earths: Wim Sombroek's vision**. WOODS, W.I.; TEXEIRA, W.G.; LEHMANN, J.; STERINER, C. Springer, p. 325–338. 2009.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 719 p.

TAGLIAVINI, M.; HOGUE, E.J.; NEILSEN, G.H. Influence of phosphorus nutrition and root zoen temperature on Growth and mineral uptake of peach seedlings. **Journal of Plant Nutrition**, v.14, p. 1267-1275, 1991.

TERMAN, G.L. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments, and crop residues. **Advances in Agronomy**, v. 31, p. 189-223, 1979.

THOMAS, B.W.; SHARIFI, M.; WHALEN, J.K.; CHANTIGNY, M.H. Mineralizable Nitrogen Responds Differently to Manure Type in Contrasting Soil Textures. *Soil Science Society of America Journal*. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v.79, p.1396-1405, 2015.

THOMPSON, R.B.; PAIN, B.F.; REES, Y.J. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. **Plant & Soil**, v.125, n.1, p.119-128, 1990.

TIAN, G.; KANG, B.; BRUSSAARD, L. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions- decomposition and nutriente release. **Soil biology biochemical**, v. 24, No. 10, p. 1051-1060, 1992.

TILMAN, D.; WENDIN, D.; KNOPS, J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. **Nature**, v. 379, p. 718-720, 1996.

TORRES, J.L.R.; PEREIRA, M.G.; Dinâmica do potássio nos resíduos vegetais de plantas de cobertura no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p.1609-1618, 2008.

TRAINA, S.J; SPOSITO, G.; BRADFORD, G.R.; KAFKAFI, U. Kinetic study of citrate effects on orthophosphate solubility in an acidic, montmorillonitic soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, p. 1483–1487, 1987.

TRASAR-CEPEDA, C.; GIL-SOTRES, F.; LEIROS, M.C. Thermodynamic parameters of enzymes in grassland soils from Galicia, NW Spain. **Soil Biology Biochemical**, v. 39, p. 311–319, 2007.

TRINSOUTROT, I., RECOUS, S., BENTZ, B., LINÈRES, M., CHÈNEBY, D., NICOLARDOT, B. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 918- 926, 2000.

- VAN RAIJ, B. CANTARELA, H., QUAGGIO, J. A., FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: IAC, 1996. 285p. Boletim Técnico, 100.
- VAN RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba, SP: Ceres: Potafós, 1991. 343 p.
- VANLAUWE, B.; KWOKE, O.C.; SANGINGA, N.; MERCKX R. Impact of residue quality on the C and N mineralization of leaf and root residues of three agroforestry species. **Plant Soil**, v. 183, p. 221-231, 1996.
- VAN HEES, P.A.W.; LUNDSTROM, U.S.; STARR, M.; GIESLER, R. Factores Influencing aluminium concentrations in soil solution from podzols. **Geoderma**, v. 94, p.289-310, 2000.
- VAN VEEN, J.A.; KUIKMAN, P.J. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. **Biogeochemical**, v. 11, p. 213-233, 1990.
- VIANA, T. O.; VIEIRA, N.M.B.; MOREIRA, G.B.L.; BATISTA, R.O.; CARVALHO, S.J.P. de; RODRIGUES, H.F.F. Adubação do feijoeiro cultivado no norte de Minas Gerais com nitrogênio e fósforo. **Revista Ceres**, Viçosa-MG, v. 58, n. 1, p. 115-120, jan/fev, 2011.
- VIANA, J.S.; BRUNO, R.L.A.; ALMEIDA, F.A.C.; ARAÚJO, M.E.R.; CAVALCANTI, M.F.B.S.; SANTOS, J.F. Produção de feijão verde, cv. IPA 206, sob diferentes doses de esterco bovino e com biofertilizante. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 23, n. 2, p.479, 2005.
- VILLAS BOAS, R.L.; PASSOS, J.C.; FERNANDES, D.M.; BULL, L.T.; CEZAR, V.R.S.; GOTO, R. Efeitos de doses e tipos de compostos orgânicos na produção de alface em dois solos sob ambiente protegido. **Horticultura Brasileira** v. 22, p. 28-34, 2004.
- ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T.M.; MILTNER, A. & SCHROTH, G. Factor controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, 79:117-161, 1997.
- WEEDON, J.T.; AERTS, R.; ROWALCHUK, G.A.; VAN LOGTESTIJN, R.; ANDRIGA, D.; VAN BODEGOM, P.M. Temperature sensitivity of peatland C and N cycling: Does substrate supply play a role? **Soil Biology & Biochemistry**, v. 61, p. 109-120, 2013.
- WERSHAW, R.L. Model for humus in soils and sediments. **Environmental Science and Technology**, v. 27, p. 814–816, 1993.
- WESTHEIMER, F.H. Why nature chose phosphates. **Science**, v. 235, p. 1173-1178, 1987.
- WETTERSTEDT, J.A.M.; PERSSON, T.; AGREN, G.I. Temperature sensitivity and

substrate quality in soil organic matter decomposition: results of an incubation study with three substrates. **Global Change Biology**, v. 16, p. 1806–1819. 2010.

WISNIEWSKI, C.; HOLTZ, G. P. Decomposição da palhada e liberação de nitrogênio e fósforo numa rotação aveia-soja sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, p. 1191-1197, nov, 1997.

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