



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"  
Campus de Botucatu



**VIRLEY GARDENY LIMA SENA**

**SEQUESTRO DE CARBONO E EFICIÊNCIA DO USO DE NUTRIENTES PELO  
MILHO EM PLANTIO DIRETO SOBRE PALHA DE LEGUMINOSAS ARBÓREAS**

**Botucatu**

**2019**



**VIRLEY GARDENY LIMA SENA**

**SEQUESTRO DE CARBONO E EFICIÊNCIA DO USO DE NUTRIENTES PELO  
MILHO EM PLANTIO DIRETO SOBRE PALHA DE LEGUMINOSAS ARBÓREAS**

Tese apresentada à Faculdade de  
Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus  
de Botucatu, para obtenção do título de  
Doutora em Agronomia/Agricultura.

Orientador: Prof. Dr. Juliano Carlos Calonego

Co-orientador: Prof. Dr. Emanuel Gomes de Moura

**Botucatu**

**2019**

S474s

Sena, Virley Gardeny Lima

Sequestro de carbono e eficiência do uso de nutrientes pelo milho em plantio direto sobre palha de leguminosas arbóreas / Virley Gardeny Lima Sena. -- Botucatu, 2019

132 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu

Orientador: Juliano Carlos Calonego

Coorientador: Emanuel Gomes de Moura

1. Milho- Rendimento. 2. Sustentabilidade. 3. Cultivo em aleias. 4. Sequestro de carbono. 5. Eficiência do uso de nitrogênio. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

## CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título: "SEQUESTRO DE CARBONO E EFICIÊNCIA DO USO DE NUTRIENTES PELO MILHO EM PLANTIO DIRETO SOBRE PALHA DE LEGUMINOSAS ARBÓREAS"

AUTORA: VIRLEY GARDENY LIMA SENA  
ORIENTADOR: JULIANO CARLOS CALONEGO  
COORIENTADOR: EMANOEL GOMES DE MOURA

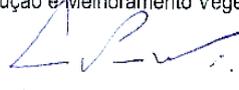
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em AGRONOMIA (AGRICULTURA), pela Comissão Examinadora:



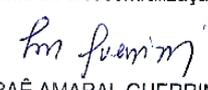
Prof. Dr. JULIANO CARLOS CALONEGO  
Produção e Melhoramento Vegetal / Faculdade de Ciências Agronômicas - UNESP - Câmpus de Botucatu



Pós-doutorando JOÃO PAULO GONSIORKIEWICZ RIGON  
Produção e Melhoramento Vegetal / Faculdade de Ciências Agronômicas/Unesp Botucatu



Dr. GUSTAVO PAVAN MATEUS  
Departamento de Descentralização do Desenvolvimento / Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios



Prof. Dr. IRAÊ AMARAL GUERRINI  
Solos e Recursos Ambientais / Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu



Pesquisador Dr. EMERSON BORGHI  
Núcleo Temático de Sistemas de Produção / Embrapa Milho e Sorgo

Botucatu, 27 de fevereiro de 2019.



Aos meus pais, Ana e Raimundo,  
Aos meus irmãos, Glécia e Sleydson,  
Aos meus tios Vanderléia e Flávio e  
aos meus primos Jaynah e Flávio Júnior,  
pelo amor, carinho e apoio,  
dedico



*À minha querida família, em especial, minha só Rosemira,*

*afereço*



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por tudo.

Aos meus amados pais, Ana e Raimundo pelo amor e pelos princípios que me norteiam. Em especial, minha querida mãe, minha maior inspiração de luta e determinação. Aos meus irmãos, Glécia Sena e Gleydson Sena, pelos quais tenho muito amor, orgulho e admiração.

Aos meus tios Flávio e Vanderléia, a minha eterna gratidão por todo amor e apoio, e aos meus primos Flávio Júnior e Flávia Taynah pelo amor e companheirismo.

Agradeço a meu namorado Vinícius Macedo, pelo amor, companheirismo, amizade, ajuda mútua, troca de conhecimentos, muito trabalho de campo e laboratório juntos e pelo incentivo diário. Obrigada!

Às minhas amigas da Pós-Graduação em Agroecologia, Hulda, Suelen, Vívian, Marta, Stéfanny, Alexandra e Emanuely.

Ao meu Orientador, Prof. Dr. Juliano Carlos Calonego, pela orientação, suporte e principalmente pelo exemplo de ser humano e profissional. Muito obrigada.

Ao meu Co-orientador Prof. Dr. Emanuel Gomes de Moura, pelo aprendizado durante anos de convivência. Pela contribuição na minha formação profissional, disponibilidade, amizade e orientação.

Aos professores Dirceu Fernandes, Alana das Chagas e Héder Braun pela disponibilidade em ajudar.

À Faculdade de Ciências Agrônômicas - UNESP - Botucatu/SP pelas condições oferecidas e pela possibilidade de realização deste curso.

À Universidade Estadual do Maranhão - UEMA - Sãos Luís/MA pelo espaço físico e condições necessárias ao desenvolvimento da tese.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela concessão da bolsa de doutorado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão - FAPEMA

Aos Colegas da UNESP, Michely Alves e João Gonsiorkiewicz pela colaboração e ajuda quando precisei.

Aos amigos que me acolheram em São Paulo, Elialdo, Taiza, Nathalia, Olívia, Míriam, Thamires, Michely e Cris. Aos amigos Michely, Ricardo Tajra e Katy pela amizade, apoio, acolhimento e incentivo. À amiga Karina Renostro Ducatti, pelo apoio e disponibilidade em ajudar.

Aos colegas de trabalho da UEMA, Rones, César, Neto, Kellen, João Reis, Josael, Rayane, Ivana, Lorena, Jéssica, Adriano e Ferreira pela ajuda e disponibilidade.

Aos integrantes da Associação de Caprinocultores, União, do povoado Acampamento (Brejo-MA) e seu Aldamir e filhos, pelo suporte durante a execução dos experimentos de campo.

Aos membros da comissão examinadora dessa tese de doutorado: João Paulo Gonsiorkiewicz, Gustavo Pavan Mateus, Iraê Amaral Guerrini e Emerson Borghi, pela disponibilidade na participação da minha defesa.

*"A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo".*

*Albert Einstein*



## RESUMO

Nas proximidades da região amazônica, trópico úmido maranhense, sobretudo na região centro norte do Estado, há condições edafoclimáticas que divergem de outras regiões do Brasil e impossibilitam o avanço da agricultura. A elevada pluviosidade somada às altas temperaturas em solos altamente intemperizados, predispostos a coesão e de baixa fertilidade natural dificultam o uso de técnicas comuns tais como aração e gradagem, uma vez que estas compactam ainda mais o solo impedindo o crescimento das raízes das culturas e a absorção dos nutrientes. Neste sentido, dois experimentos foram conduzidos em sistema de plantio direto na palha de leguminosas arbóreas em aleias no município de Brejo – MA e avaliados nos anos de 2016 e 2017. O solo de ambas as áreas foi classificado como Latossolo Amarelo Distrocoeso. Foi cultivado a cultura do milho nos dois experimentos e nos dois anos estudados. O objetivo do primeiro experimento foi avaliar a influência da cobertura do solo com a leguminosa arbórea *Gliricidia sepium* sobre a fertilidade do solo, o estímulo ao acúmulo de carbono orgânico do solo, a eficiência agrônômica e de recuperação do nitrogênio e produtividade da cultura do milho. No segundo experimento, o objetivo foi avaliar o efeito da matéria orgânica sobre os atributos físico-químicos do solo, sequestro de carbono e os fatores que interferem na produtividade da cultura do milho. Observou-se que o uso de biomassa de leguminosas arbóreas como cobertura do solo associada a fertilização via adubos inorgânicos, aumentou o sequestro de carbono no solo e a eficiência agrônômica e de recuperação do nitrogênio. Além disso, a adição de biomassa de leguminosas sobre o solo resultou em melhorias nos atributos físico-químicos do solo e no aumento da produtividade da cultura do milho. Esses sistemas conservacionistas de manejo do solo permitem intensificar a produção, minimizar a degradação dos solos e promover a sustentabilidade da agricultura no trópico úmido.

**Palavras- chave:** Solo coeso. Trópico úmido. Sustentabilidade.



## ABSTRACT

In the vicinity of the Amazonian region, humid tropical Maranhão, especially in the central north of the state, there are edaphoclimatic conditions that diverge from other regions of Brazil and make it impossible to advance agriculture. The high rainfall combined with the high temperatures in highly weathered soils, predisposed to cohesion and low natural fertility make it difficult to use common techniques such as Ploughing and Harrowing since they further compact the soil, preventing the growth of the roots of the crops and absorption of nutrients. In this sense, two experiments were conducted under no-tillage system in the tree legume straw in alley cropping in the municipality of Brejo - MA and evaluated in the years 2016 and 2017. The soil of both areas was classified as Utiisol. The maize crop was grown in both experiments and in the two years studied. The objective of the first experiment was to evaluate the influence of soil cover with the leguminous tree *Gliricidia sepium* on soil fertility, the stimulation of soil organic carbon accumulation, agronomic and nitrogen recovery efficiency and maize crop productivity. In the second experiment, the objective was to evaluate the effect of organic matter on soil physical-chemical attributes, carbon sequestration and factors that interfere in maize crop productivity. It was observed that the use of biomass of tree legumes as soil cover associated with fertilization via inorganic fertilizers increased soil carbon sequestration and the agronomic and nitrogen recovery efficiency. In addition, the addition of legume biomass to the soil resulted in improvements in the physical-chemical attributes of the soil and increased productivity of the maize crop. These conservationist systems of soil management allow to intensify production, minimize soil degradation and promote the sustainability of agriculture in the humid tropics

**Keywords:** Cohesive soil. Humid tropics. Sustainability.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do experimento em Brejo, MA, Brasil.....	41
Figura 2 - Temperatura e precipitação pluvial acumulada em Brejo – MA, durante 90 dias de condução do experimento após a semeadura do milho no ano de 2016.....	42
Figura 3 - Temperatura e precipitação pluvial acumulada em Brejo – MA, durante 90 dias de condução do experimento após a semeadura do milho no ano de 2017.....	42
Figura 4 - Ilustração de uma parcela experimental com gliricídia.....	43
Figura 5 - Nitrogênio acumulado até a floração (NAF) no milho AG 1051 em 2016 e 2017 em Brejo, MA.....	51
Figura 6 - Nitrogênio pós – floração (NPF) no milho AG 1051 em 2016 e 2017 em Brejo, MA.....	52
Figura 7 - Nitrogênio remobilizado (NR) no milho AG 1051 em 2016 e 2017 em Brejo, MA.....	53
Figura 8 - Nitrogênio acumulado no grão (NAG) no milho AG 1051 em 2016 e 2017 em Brejo, MA.....	54
Figura 9 - Nitrogênio total (NT) no milho AG 1051 em 2016 e 2017 em Brejo, MA.....	55
Figura 10 - Produtividade da cultura do milho AG 1051 no ano de 2016 e 2017 em Brejo, MA.....	56
Figura 11 - Massa de matéria seca total (a) e massa seca de 100 grãos do milho (b) AG 1051 nos anos de 2016 e 2017 em Brejo, MA.....	57
Figura - 12 Resistência do solo à penetração após 7 dias sem chuvas em (a) 2016 e (b) 2017 em Brejo, MA.....	60
Figura 13 - Eficiência de recuperação do nitrogênio sintético (ERNI) em 2016 e 2017 a) e Eficiência agrônômica do nitrogênio sintético (EANI) em 2016 e 2017 b) em Brejo, MA.....	64
Figura 14 - Eficiência de recuperação do nitrogênio orgânico (ERNO) a), e Eficiência agrônômica do nitrogênio sintético orgânico (EANO) em 2016 e 2017 b) em Brejo, MA.....	65
Figura 15 - Desenho experimental e distribuição das áreas de estudo em Brejo, MA, Brasil.....	89

Figura 16 - Análise de componentes principais dos atributos do solo para a área da mata na profundidade 0-10 cm (a) e 10-30 (b) cm em Brejo, MA.....	95
Figura 17 - Análise de componentes principais dos atributos do solo para a área das leguminosas na profundidade 0-10cm (a) e 10-30 (b) cm em Brejo, MA.....	96
Figura 18 - Análise de componentes principais dos atributos do solo para a área do tratamento controle na profundidade 0-10cm (a) e 10-30 (b) cm em Brejo, MA.....	97
Figura 19 - Valores de carbono orgânico particulado (COP); carbono orgânico total (COT); carbono orgânico associado ao mineral (COM) e estoque de carbono do solo (EC). COP a), COM b), COT c) e EC d) na camada de 0-10 cm.....	99
Figura 20 - Valores de carbono orgânico particulado (COP); carbono orgânico total (COT); carbono orgânico associado ao mineral (COM) e estoque de carbono do solo (EC). COP a), COM b), COT c) e EC d) na camada de 10-30 cm.....	101
Figura 21 - Resistência do solo à penetração nas camadas de 0-5 cm, 6-10cm, 11-15cm e 16-20cm em 2016 e 2017 em Brejo, MA.....	103
Figura 22 - Produtividade da cultura do milho AG 7088 nos anos de 2016 (a) e 2017 (b), Brejo, MA.....	108

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Umidade do solo nas camadas de 0-5 cm, 6-10 cm, 11-15 cm e 16-20 cm após 7 dias sem chuvas em 2016 e 2017.....	61
Tabela 2 - Valores de densidade do solo (DS), porosidade total (Pt), microporosidade (Micro) e macroporosidade (Macro) nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm no ano de 2017 em Brejo- MA.....	62
Tabela 3 - Valores de carbono orgânico particulado (COP); carbono orgânico associado ao mineral (COM); carbono orgânico total (COT) e estoque de carbono do solo (EC) no ano de 2017 nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm em Brejo – MA.....	63
Tabela 4 - Conteúdos de cálcio, potássio, magnésio, fósforo e matéria orgânica do solo nos anos de 2016 e 2017 em Brejo - MA .....	68
Tabela 5: Quantidade de biomassa de leguminosas aplicada no campo experimental de Brejo, MA.....	90
Tabela 6 - Caracterização química das leguminosas utilizadas no experimento.....	90
Tabela 7 - Umidade do solo nas camadas de 0-5 cm, 6-10 cm, 11-15 cm e 16-20 cm em 2016 e 2017 em Brejo, MA.....	104
Tabela 8 - Atributos químicos do solo nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm no ano de 2017 em Brejo - MA.....	106
Tabela 9 - Propriedades físicas de densidade do solo (DS), porosidade total (Pt), microporosidade (Micro) e macroporosidade (Macro) nas profundidades de 0-10 cm e 10-30 cm no ano de 2017 em Brejo-MA.....	107



## SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	25
	REVISÃO DE LITERATURA.....	27
	Agricultura nos solos da região do trópico úmido .....	27
	Manejo de nutrientes em solos de baixa fertilidade natural.....	29
	Nitrogênio na agricultura .....	30
	Plantio direto na palha de leguminosas arbóreas cultivadas em aleias .....	32
	A importância da matéria orgânica em solos tropicais.....	34
	CAPÍTULO 1- INTENSIFICAÇÃO SUSTENTÁVEL DA AGRICULTURA EM SOLOS TROPICAIS COM ÊNFASE NA EFICIÊNCIA DO USO DE NITROGÊNIO.....	38
	RESUMO.....	38
1.1	INTRODUÇÃO .....	39
1.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	41
1.2.1	Caracterização da área experimental.....	41
1.2.3	Histórico e condução da área experimental .....	42
1.2.2	Histórico e condução da área experimental .....	43
1.2.3	Análises químicas do solo .....	45
1.2.4	Análises físicas do solo.....	45
1.2.5	Análises de plantas e eficiência de uso do N.....	48
1.2.6	Análises estatísticas.....	49
1.3	RESULTADOS .....	50
1.3.1	Nitrogênio .....	50
1.3.2	Produtividade, massa de matéria seca total e massa de 100 grãos do milho ..	55
1.3.3	Resistência do solo à penetração, umidade do solo e propriedades físicas do solo. ....	58
1.3.4	Frações físicas da matéria orgânica do solo .....	62
1.3.5	Eficiências de uso do nitrogênio .....	63
1.3.6	Cálcio, Potássio, Magnésio, Fósforo e Matéria orgânica do solo .....	66
1.4	DISCUSSÃO .....	69
1.4.1	Nitrogênio .....	69
1.4.2	Produtividade, massa de matéria seca total e massa de 100 grãos do milho ..	71
1.4.3	Resistência do solo à penetração, umidade do solo e propriedades físicas do solo .....	72
1.4.4	Frações físicas da matéria orgânica do solo .....	73
1.4.5	Eficiências de uso do nitrogênio .....	75
1.4.6	Cálcio, Potássio, Magnésio, Fósforo e Matéria orgânica do solo .....	76

1.5	CONCLUSÃO .....	78
	REFERÊNCIAS .....	79
	CAPÍTULO II: SEQUESTRO DE CARBONO E ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM SISTEMAS INTENSIFICADOS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA COM DIFERENTES ESPÉCIES LEGUMINOSAS ARBÓREAS NO TRÓPICO ÚMIDO .....	85
	RESUMO .....	85
2.1	INTRODUÇÃO.....	86
2.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	87
2.2.1	Descrição da área.....	87
2.2.2	Análises químicas do solo e produtividade do milho .....	90
2.2.3	Análises físicas do solo .....	91
2.2.4	Análises estatísticas .....	94
2.3	RESULTADOS .....	95
2.3.1	Análise de Componentes Principais (ACP) .....	95
2.3.2	Frações físicas da matéria orgânica do solo .....	98
2.3.3	Resistência do solo à penetração e umidade do solo .....	102
2.3.4	Atributos químicos do solo .....	104
2.3.5	Atributos físicos do solo.....	106
2.3.6	Produtividade da cultura do milho .....	107
2.4	DISCUSSÃO.....	108
2.4.1	Análise de Componentes Principais (ACP) .....	108
2.4.2	Frações físicas da matéria orgânica do solo .....	110
2.4.3	Resistência do solo à penetração e umidade do solo .....	112
2.4.4	Atributos químicos do solo .....	114
2.4.5	Atributos físicos do solo.....	115
2.4.6	Produtividade da cultura do milho .....	116
2.5	CONCLUSÃO .....	116
	REFERÊNCIAS .....	117
	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	124
	REFERÊNCIAS .....	125

## INTRODUÇÃO GERAL

No decorrer dos últimos anos, o nível de conscientização quanto às relações da agricultura com o meio ambiente, os recursos naturais e a qualidade dos alimentos cresceu substancialmente, o que contribuiu para que houvesse um aumento da responsabilidade com a finalidade e uso destes recursos, sobretudo água e solo. Em consequência do crescimento demográfico acelerado e mudanças nos hábitos alimentares da população, há um amplo consenso de que a produção de alimentos deve aumentar em abundância, minimizando, ao mesmo tempo, os impactos ambientais, tal abordagem é conhecida como intensificação sustentável (FOLEY et al., 2011).

A agricultura deve reverter seus métodos tradicionais baseados nas práticas intensivas de cultivo e no alto uso de insumos agroquímicos que frequentemente resultam em impactos ambientais negativos, e enfatizar na ciclagem de resíduos orgânicos para suprir as necessidades nutricionais das plantas cultivadas. Desse modo, a agricultura sustentável busca alterar métodos agrícolas tradicionais. Para tal, é preciso aumentar a produtividade e ao mesmo tempo a eficiência dos recursos naturais, e assim atender a demanda por alimentos no presente sem comprometer futuras gerações.

Na região do centro norte maranhense, em sua maioria ainda predomina a agricultura itinerante ou corte e queima. Esta técnica agrícola consiste no corte da vegetação primária para posteriormente realizar a queima e fazer o plantio sobre as cinzas. Após a colheita, a área permanece em pousio por um período, enquanto o agricultor muda de área e recomeça o ciclo com a conversão de novas superfícies de floresta primária em campos agrícolas. Para os agricultores, em tempos de muitas áreas disponíveis, esse sistema se tornava mais vantajoso pelo baixo custo e pela rapidez na limpeza da área. Além do aumento da densidade populacional e da diminuição de extensões de terras para serem expandidas, cresceu também a pressão pelo uso dos recursos naturais de modo sustentável, o que tornou urgente a substituição desse sistema. Além disso, a região é caracterizada pela presença de solos de baixa fertilidade natural, susceptíveis a coesão por apresentar baixos teores de Fe e carbono orgânico do solo, que aliados aos altos índices pluviométricos e

altas temperaturas, contribuem para a decomposição acelerada da matéria orgânica particulada e dificulta ainda mais a produção agrícola.

A coesão desses solos dificulta o crescimento radicular das culturas em subsuperfície e conseqüentemente diminui de maneira drástica o uso eficiente dos nutrientes pelas culturas. Desse modo é essencial a adoção de sistemas de manejo que visem a sustentabilidade da produção e o aumento da eficiência do uso dos nutrientes. Esse aumento pode ser alcançado por meio do uso de tecnologias e práticas ecologicamente adequadas, além da difusão do conhecimento para futuras aplicações pelos agricultores (PISANTE et al., 2012).

Neste contexto, alguns trabalhos (FERRAZ JÚNIOR, 2004; ADEKALU et al., 2006; MOURA et al., 2013) desenvolvidos em solos do trópico úmido com o “*plantio direto na palha de leguminosas arbóreas em aleias*”, demonstraram que os benefícios deste sistema pode proporcionar melhorias nas condições físicas, químicas e biológicas do solo. Acredita-se que esses benefícios podem refletir no aumento da faixa da camada enraizável do solo pela planta, melhor aproveitamento dos nutrientes e conseqüentemente maior produtividade por unidade de área. Baseado nestas experiências, espera-se que o uso da biomassa de leguminosas arbóreas aplicada sobre a superfície do solo, em condições do trópico úmido, possa proporcionar melhorias nas propriedades físicas e químicas do solo, aumentar a absorção dos nutrientes, sequestrar carbono, estimular o aumento da produtividade das culturas e possibilitar a sustentabilidade dos agroecossistemas.

## REVISÃO DE LITERATURA

### **Agricultura nos solos da região do trópico úmido**

O trópico úmido maranhense, principalmente a região centro norte do estado é caracterizada por apresentar particularidades de clima e solo que a diferem de outras regiões do Brasil. A região possui altos índices pluviométricos e altas temperaturas, com duas estações sazonais bem definidas, o período chuvoso de janeiro a junho, e o período seco de julho a dezembro. Essas características são favoráveis a decomposição rápida da matéria orgânica particulada, que em consequência expõe o solo a ação direta das chuvas e erosão. As práticas que contribuem para acelerar a erosão levam ao esgotamento de recursos do solo, redução da produtividade agrícola e a deterioração da qualidade do solo, uma vez que a resistência dos solos à erosão está intimamente ligada à influência estabilizadora da matéria orgânica e da cobertura vegetal (GOMIERO, 2013).

A maioria dos solos da região do trópico úmido é de baixa fertilidade natural, oriundo de rochas sedimentares clásticas e predispostos a coesão. Esses solos são franco-arenosos com altos teores de areia fina, silte entre 15 e 20% e argila entre 10 e 15%, altamente intemperizados, com baixa capacidade de retenção de cátions e pouca disponibilidade dos principais nutrientes necessários ao desenvolvimento dos vegetais. Em função disto, possuem estrutura frágil e não suportam o uso intensivo exigido pela agricultura da forma como é praticada em outras regiões do Brasil (BUSSCHER et al., 2002; MOURA et al., 2008).

A coesão destes solos aliada às características edafoclimáticas dificultam o desenvolvimento da agricultura nessa região. Os solos coesos brasileiros possuem horizontes pedogênicos subsuperficiais compactados, estruturalmente frágeis e altamente resistentes à penetração, o que impede ou dificulta o enraizamento da planta. São extremamente duros quando secos, entretanto quando úmido se fragmentam facilmente (DANIELLS, 2012; EMBRAPA, 2013). Mullins et al (1987) destaca alguns problemas para o uso agrícola destes solos, o que abrange o tempo limitado de cultivos e o aumento da resistência física para o crescimento das raízes. Desse modo, o uso de técnicas como aração e gradagem podem compactar ainda mais esses solos.

Nessa conjuntura, a agricultura itinerante ou de corte e queima é uma das principais práticas agrícolas utilizadas na região (LEITE et al., 2016). Esta prática reside na conversão contínua de florestas nativas em áreas agrícolas pelo uso do fogo. A vegetação é cortada e queimada para realização do plantio de culturas agrônômicas sobre as cinzas que servem como adubo. Quando a área se torna improdutivo ou diminui a produção, o agricultor muda de área e recomeça o ciclo. Este processo se repete pelos pequenos agricultores para o cultivo de culturas agroalimentares tais como, arroz, milho, feijão e mandioca, assim como pelos grandes proprietários de terras para a implementação de pastagens extensivas. Esse sistema de manejo e uso do solo resulta em uma produção de curta duração devido ao rápido esgotamento dos nutrientes do solo e produz efeitos negativos para o ambiente local e global. Localmente, o crescimento da população aumenta a demanda por terras agricultáveis o que resulta na diminuição do tempo de pousio. Assim, queimadas consecutivas em intervalos cada vez menores conduzem a extinção de espécies mais sensíveis e a superioridade de espécies mais resistentes. De certa forma, estabelece-se um círculo vicioso em que as carências aumentam a pressão sobre os recursos naturais e a degradação crescente dos recursos aumentam a carência (MOURA et al., 2009; MOURA et al., 2016a). A nível global, o desmatamento causa grandes perdas de CO<sub>2</sub> do solo e da vegetação resultante da queima de biomassa, o que pode levar à mudanças na evapotranspiração, no escoamento superficial do solo e no clima (TINKER et al., 1996). Mesmo que o desmatamento afete diretamente o ciclo de carbono do solo, a queima da biomassa é a principal fonte de emissões de CO<sub>2</sub> (LAL et al., 1997; SMITH, 2008; SILVA et al., 2011).

O método contínuo de deslocamento da área cultivada é agora cada vez mais evidenciado como uma causa principal do desmatamento e do declínio da segurança alimentar em pequenas propriedades rurais no trópico úmido, incluindo a região amazônica e seus arredores (AGUIAR et al., 2011). O desmatamento e o aumento da população indiretamente induziram os agricultores tradicionais a reduzir os períodos de pousio, resultando em solos degradados que acabam por diminuir o rendimento das safras, uma tendência perceptível nos trópicos e sub trópicos (LEAKEY, 2014). Pode se afirmar que o sistema de corte e queima depende da quantidade de biomassa acumulada durante o pousio ou recuperação das florestas para aumentar a fertilização do solo e preparo da área novamente. Por um longo

período, esse sistema foi considerado rentável. Contudo, com a pressão demográfica e o aumento da percepção sobre o uso sustentável dos recursos naturais esse sistema se tornou obsoleto (FERRAZ JÚNIOR, 2004).

Apesar do uso do fogo ainda se destacar como uma das principais alternativas para implantação de cultivos agrícolas no trópico úmido, é necessário estimular o aumento de produtividade pelo uso racional de recursos naturais e insumos, algo primordial para evitar a necessidade de abertura de novas fronteiras agrícolas. Deste modo, o maior desafio para sustentabilidade da agricultura nessa região é identificar, reduzir o uso ineficiente dos nutrientes e simultaneamente intensificar a produção, manter a fertilidade do solo e a biodiversidade além de reduzir os impactos ambientais da agricultura (HOCHMAN et al., 2011; GEHRING et al., 2013; AGUIAR et al., 2014).

### **Manejo de nutrientes em solos de baixa fertilidade natural**

A deficiência de nutrientes essenciais em solos pode ser considerada comum, principalmente sob altas intempéries. A acidez, alcalinidade, salinidade, processos antrópicos, natureza da agricultura e erosão podem levar à degradação do solo (BALIGAR et al., 2001). Esta degradação tem um efeito prejudicial na qualidade do solo para a produção agrícola, porque declina as funções do solo para o crescimento das culturas, como o fornecimento de água, nutrientes e espaço de enraizamento (BAKKER et al., 2007).

O crescimento populacional aumentará a pressão sobre os recursos naturais (terra e água) para alcançar uma maior produção de alimentos (BALIGAR et al., 2001). Assim, é de extrema relevância a adoção de uma estratégia global multifacetada e interligada que vise o aumento da produção de alimentos, inclua a sustentabilidade de agroecossistemas e o manejo adequado de nutrientes. Uma vez que o uso eficiente e eficaz de nutrientes reduz suas perdas ao meio ambiente e sustenta a segurança alimentar (GODFRAY et al., 2010).

Nessas circunstâncias, é necessária uma melhor gestão de todos os nutrientes essenciais para que proporcionem uma agricultura sustentável e mantenha os aumentos necessários na produção de alimentos, minimizando o

desperdício, a perda econômica, os impactos ambientais e aumentando a eficiência do uso dos nutrientes (GOULDING et al., 2008). A melhoria na eficiência dos nutrientes é um desafio fundamental enfrentado pela indústria de fertilizantes e agricultura em geral. Existem ferramentas disponíveis para otimizar a eficiência dos nutrientes aplicados. Fazer o uso da aplicação de boas maneiras e práticas para o uso de fertilizantes, aplicar a taxa certa, na hora certa e lugar certo para resultar em altos rendimentos e benefícios para os agricultores, a sociedade e o meio ambiente (ROBERTS, 2008).

No trópico úmido maranhense predominam solos coesos. Portanto, estratégias para incrementar a eficiência do uso de nutrientes em solos coesos devem compreender o aumento do crescimento de raiz e a melhoria do ambiente edáfico com adição de adubos de liberação lenta, sincronizado com a demanda das plantas (MOURA et al., 2012). Além disso, o uso de algumas práticas agrícolas consideradas sustentáveis, tais como, o plantio direto, compostagem e uso de biomassa, sistemas agroflorestais e cobertura do solo com leguminosas, podem ser usadas no intuito de melhorar o aproveitamento dos nutrientes e aumentar a produtividade das culturas (LAL, 2009). Embora a nutrição equilibrada seja importante, o nitrogênio em particular é fundamental para cultivar culturas e animais para alimentar o mundo agora e no futuro. Muito do aumento da produção de alimentos no último meio século pode ser atribuído ao uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos. No entanto, quando usado de maneira inadequada pode provocar impactos adversos, como fluxos de nitrogênio através do meio ambiente (NORTON et al., 2015).

## **Nitrogênio na agricultura**

A disponibilidade de N é o principal fator limitante da produtividade dos ecossistemas terrestres, incluindo os agroecossistemas. Entre todos os nutrientes essenciais ao crescimento das plantas, o nitrogênio (N) é o nutriente que mais frequentemente restringe o rendimento das culturas agrícolas (MOSIER et al., 2001).

Devido à facilidade de seu armazenamento e manuseio, o N pode ser aplicado de acordo com as necessidades nutricionais das plantas. Os fertilizantes minerais são agora a principal fonte de nutrientes nitrogenados aplicados aos solos

(HIREL et al., 2011). Por outro lado, a aplicação de fertilizantes em quantidades excessivas leva a problemas ambientais, como eutrofização das águas, perda de biodiversidade e aquecimento global, frequentemente encontrados em áreas de alta renda. (SUTTON et al., 2011a). Em contraste, o acesso limitado a fertilizantes minerais leva a baixos rendimentos e insuficiente oferta de alimentos em muitas áreas de baixa renda (SUTTON et al., 2011b).

Este nutriente tem um papel importante na agricultura, pois promove o crescimento e o desenvolvimento das plantas, o que possibilita aumentar a produção das culturas e sua qualidade em função do seu desempenho vital nas funções bioquímicas e fisiológicas da planta (MASSIGNAM et al., 2009; ULLAH et al., 2010). Para atender a essa grande exigência de N pelas plantas cultivadas, os agricultores de todo o mundo usam cerca de 120 milhões de toneladas métricas de fertilizante nitrogenado a cada ano (FAO, 2014).

Assim, nos últimos 50 anos, a aplicação de fertilizante de nitrogênio sintético (N) às terras agrícolas resultou em um aumento significativo no rendimento das culturas, mas com impactos negativos consideráveis sobre o meio ambiente. Tais como: poluição ambiental severa, mudanças climáticas e perda de biodiversidade, considerado um enorme desafio ambiental do século XXI (LI et al., 2017).

Nessa perspectiva, são necessárias novas soluções para aumentar os rendimentos das culturas, mantendo, ou de preferência diminuindo o N aplicado e desta forma maximizar a eficiência do uso de nitrogênio (EUN) pelas culturas (HAN, 2015). A definição de EUN pode ser entendida como a produção de grãos, forragem ou fruto por unidade de N disponível no solo de acordo com diferentes espécies de plantas (TANG et al., 2012). A EUN pelas plantas é inerentemente complexa, pois cada etapa, incluindo a absorção, translocação, assimilação e remobilização de N é regida por múltiplos fatores genéticos e ambientais que interagem entre si (XU et al., 2012).

Além das condições morfofisiológicas das plantas, outros fatores também dificultam a absorção e uso de nutrientes pelas plantas. Estes fatores são ligados as condições ambientais como clima, solo e planta (FAGERIA, 1998). Em solos tropicais coesos, a baixa enraizabilidade do solo pelas plantas, por exemplo, é um dos principais entraves para o desenvolvimento da agricultura, pois causa a diminuição da absorção dos nutrientes, sendo agravados por altas temperaturas e

altos índices pluviométricos. Nessas condições algumas estratégias para aumentar a EUN são necessárias. Dentre elas, o uso de leguminosas, já que algumas têm potencial para converter N em formas utilizáveis pelas plantas. Além de cobrir o solo, podem contribuir com quantidades significativas de N, mas não o suficiente para satisfazer a necessidade das culturas, havendo a necessidade de aplicação de nitrogênio adicional via adubação (LADHA et al., 2003).

Certamente, promover estratégias para aumentar a EUN depende também do conhecimento sobre o manejo do solo e os processos envolvidos na degradação do solo tropical (MOURA et al., 2016b). As estratégias devem incluir: uso eficiente da água, aumento da fertilidade do solo, disponibilidade dos nutrientes, adoção de plantio direto, agricultura conservacionista e adaptação às mudanças climáticas (LAL, 2009).

### **Plantio direto na palha de leguminosas arbóreas cultivadas em aleias**

Nas últimas décadas houve um aumento da compreensão das consequências negativas da agricultura convencional, por exemplo, erosão do solo, poluição das águas e perda contínua de biodiversidade, tais fatores restabeleceram o interesse em sistemas agroflorestais. Esses sistemas devem ser adaptados ao aumento da demanda por alimentos e produção de energia (HALL, 1997; GARRITY, 2004; REISNER et al., 2007).

Os sistemas agroflorestais são reconhecidos por quase meio século como uma prática agrícola sustentável (NAIR et al., 2012). Eles englobam uma gama diversificada de práticas multifuncionais que selecionam e integram árvores ou arbustos com culturas ou animais em um único sistema agrícola, o que possibilita muitos benefícios econômicos e ecológicos que contribuem para o implemento da intensificação sustentável (GEERTSEMA et al., 2016; WILSON e LOVELL, 2016).

Ademais melhora a regulação dos serviços ecossistêmicos, como retenção de nutrientes, controle da erosão, sequestro de carbono, polinização, controle de pragas e redução de risco de incêndios (SMITH et al., 2012; TSONKOVA et al., 2012). Dentre os diversos sistemas agroflorestais, tem se destacado o sistema de cultivo em aleias. O cultivo em aleias é um sistema agroflorestal que oferece uma alternativa promissora ao sistema de manejo de uso do solo (QUINKENSTEIN et al., 2009). É potencialmente capaz de manter ou melhorar a produtividade, com ou sem

entradas de fertilizantes, e parece estar bem estabelecido para a transição de zonas úmidas ou sub úmidas (KANG et al., 1981; KANG et al., 1985).

Esse modelo de sistema agroflorestal consiste no estabelecimento de espécies arbóreas ou arbustivas em fileiras espaçadas entre si, o suficiente para permitir o cultivo de outras culturas agrícolas entre as fileiras das árvores. O manejo é baseado em podas periódicas dos ramos ou galhos das árvores ou arbustos que é utilizado para cobrir o solo (KANG, 1997). Esse sistema de cultivo combina em uma mesma área espécies arbóreas, preferencialmente leguminosas, e culturas anuais, visando agrupar em um mesmo espaço e ao mesmo tempo os processos de regeneração da fertilidade do solo e intensificação da ciclagem de nutrientes, as quais são separadas temporariamente na agricultura de corte e queima (ATTA-KRAH et al., 1989).

Alguns fatores contribuíram para o desenvolvimento do cultivo em aleias. Primeiro, árvores e arbustos com múltiplas funções já possuíam papel importante nos sistemas agrícolas tradicionais nos trópicos. Segundo, o tradicional deslocamento dos cultivos que resultavam no desmatamento rápido das florestas. Por último, havia grandes áreas de solos inférteis intemperizados e que acidificam sob modernas tecnologias agrícolas, tornando insustentável a produção agrícola (KANG et al., 1990).

De acordo com Mendonça e Stott (2003), o sucesso de um sistema dessa natureza está ligado a quantidade e qualidade do material podado das árvores, com a quantidade de nutrientes liberados da biomassa durante o processo de decomposição e com a quantidade e o tempo de liberação de nutrientes para atender às demandas das culturas seguintes. Aguiar (2010) recomenda o uso de leguminosas de alta qualidade combinada com leguminosas de baixa qualidade de resíduos no trópico úmido. Entende-se por alta qualidade de resíduos os vegetais que apresentam baixa relação C: N, baixos teores de lignina e polifenol, ou seja, são rapidamente mineralizados, enquanto aqueles vegetais com baixa qualidade de resíduos possuem alta relação C: N, altas concentrações de lignina e polifenol, sendo mais adequados para a cobertura do solo (YOUNG, 1997).

Portanto, o sistema de cultivo em aleias é flexível o suficiente para uso tanto por pequenos agricultores quanto em agricultura mecanizada. Tem o potencial para permitir a ligação entre a prática agrícola tradicional extensiva e a agricultura

intensiva. A agricultura nesse sistema permite um período de cultivo mais longo, com maior intensidade de uso do solo, regeneração rápida e efetiva da fertilidade do solo pela inclusão de árvores polivalentes e cultivo mais intensivo com requisitos reduzidos para insumos externos (KANG et al., 1990).

Nas condições do trópico úmido maranhense com clima equatorial quente e úmido e solos em grande parte de baixa fertilidade, alguns pesquisadores desenvolveram um sistema que aliou as técnicas do plantio direto, do cultivo em aleias e os benefícios das leguminosas, tais como, ciclagem de nutrientes e cobertura do solo: “*plantio direto na palha de leguminosas arbóreas cultivadas em aleias*” (FERRAZ JÚNIOR, 2004; MOURA, 2004).

Nesse sistema faz-se o plantio direto de culturas agrícolas na palha/biomassa de leguminosas arbóreas (*Gliricidia sepium*, *Leucaena leucocephala*, *Acacia mangium* ou *Clitoria fairchildiana*) cultivadas em aleias. A biomassa é podada periodicamente e distribuída sobre o solo. Diversos estudos realizados na região demonstraram que este sistema pode ocasionar a elevação da produtividade das culturas no trópico úmido, diminuir a resistência do solo à penetração e aumentar o conteúdo de água no solo porque reduz a evaporação e conseqüentemente conserva a umidade (MOURA et al., 2012; AGUIAR, 2010; MOURA, 2010). Essas vantagens poderiam possibilitar a intensificação da produção agrícola e amenizar a degradação do solo na região. Entretanto, é imprescindível a adição continuada de biomassa de leguminosas arbóreas, possibilitando a formação de uma “estrutura efêmera” que compreende agregados instáveis que aumentam a capacidade de retenção de água do solo e, assim, facilitam o crescimento das raízes e eficiência do uso dos nutrientes (SHEPHERD et al., 2002). Nesse cenário, é importante destacar que o uso de resíduos da cobertura morta sobre o solo é favorável ao acúmulo de carbono orgânico do solo por promover a retenção de água na camada superficial (DUIKER e LAL, 1999).

### **A importância da matéria orgânica em solos tropicais**

A matéria orgânica do solo (MOS) é composta de plantas vivas, biomassa animal e microbiana, raízes mortas e outros resíduos vegetais em vários estágios de decomposição e húmus do solo. Supõe-se que o húmus do solo se forma como

resultado da atividade microbiana, mas pouco se sabe sobre os mecanismos exatos da formação do húmus (CAMBARDELLA, 2005).

A MOS tem um papel importante na manutenção da produtividade dos solos tropicais porque fornece energia e substratos, além de promover a diversidade biológica que ajuda a manter a qualidade do solo e a funcionalidade do ecossistema. Além disso, influencia diretamente a qualidade do solo, devido ao seu efeito nas propriedades do solo (LARSON e PIERCE, 1994; WENDLING et al., 2010). Ela também influencia outros atributos, tais como: ciclagem de nutrientes, complexação de elementos tóxicos e estruturação do solo. Os solos tropicais, altamente intemperizados, apresentam como uma das suas principais características químicas a baixa capacidade de troca catiônica (BAYER e MIELNICZUK, 1999)

A MOS tem muitas funções, cuja importância relativa difere com o tipo de solo, clima e uso do solo. Comumente, a função mais importante da MO no solo é a reserva do nitrogênio e de outros nutrientes exigidos pelas plantas e, em última análise, pela população humana. Outras funções importantes incluem: a formação de agregados estáveis e proteção da superfície do solo; manutenção da vasta gama de funções biológicas, incluindo a imobilização e liberação de nutrientes; fornecimento de capacidade de troca iônica; e armazenamento de carbono terrestre (C) (CRASWELL e LEFROY, 2001; LADHA et al 2011).

O solo pode agir como fonte (emissor) ou dreno (armazenador) temporário de CO<sub>2</sub> atmosférico, denominado de sequestro de C em solos agrícolas, que pode potencialmente mitigar o aumento global de gases atmosféricos com efeito de estufa (YOUNG, 2003). Portanto, a capacidade de aumentar os reservatórios de carbono orgânico do solo nos ecossistemas agrícolas é de interesse tanto para sequestrar dióxido de carbono atmosférico (CO<sub>2</sub>), como na restauração de pontos de armazenamento de matéria orgânica importantes para a saúde do solo (Hooker et al., 2005).

A dinâmica da matéria orgânica do solo é afetada por atividades de manejo, tais como: (1) manipulação do solo através de plantio direto, cobertura morta e aplicação de fertilizantes orgânicos ou inorgânicos; (2) variando não apenas a quantidade e qualidade dos insumos orgânicos, mas também a distribuição e o tempo de aplicação; e (3) manipulação da fauna do solo (BUSATO et al., 2012). Sua dinâmica também é influenciada por sua composição.

A composição da matéria orgânica do solo é extremamente complexa devido à natureza dos diversos compostos que a constituem e seus diferentes estágios de decomposição (CHENU et al., 2014). A variação do grau de decomposição da MOS depende do sistema de manejo de uso do solo adotado. Portanto, sistemas de manejos agrícolas que são capazes de aumentar as reservas de C no solo poderiam contribuir para manter a produtividade do solo e, ao mesmo tempo, mitigar o aquecimento global (CAMPOS et al., 2011).

Alterações pelo uso ou manejo inadequado associadas às tentativas de recuperação do solo podem ser quantificadas através do fracionamento físico da matéria orgânica (SANTOS et al., 2013). As diferentes frações do carbono orgânico do solo (COS) têm diferentes propriedades, então também pode ser esperado que tenha efeitos diferentes nas propriedades do solo. O COS é apenas uma parte da MOS, que é o material funcional que pode influenciar as propriedades do solo. No entanto, para fins de medição, a quantidade de MOS é estimada usando a medição do COS (MURPHY, 2015).

Para auxiliar na avaliação das modificações resultantes do uso do solo devido à maior sensibilidade dessas frações em função do manejo, recomenda-se o fracionamento granulométrico da MOS em seus compartimentos (CAMBARDELLA e ELLIOTT, 1992; BAYER et al., 2004). O fracionamento granulométrico da MOS consiste na separação de duas frações orgânicas: o carbono orgânico particulado (COP) e o carbono orgânico associado aos minerais (COM) (CAMBARDELLA e ELLIOTT, 1992).

O COP é a fração da MOS separada por dispersão e peneiramento do solo associada à fração areia (COP >53  $\mu\text{m}$ ), que consiste em fragmentos de plantas, animais e fungos é sensível em detectar variações em práticas agrícolas e, por isso, é apontada como o melhor indicador para controlar alterações na qualidade do solo dos sistemas de manejo (BAYER et al., 2001; BAYER et al., 2004; CONCEIÇÃO et al., 2005; DIEKOW et al., 2005).

O COM é a fração da MOS associada às frações silte e argila do solo (COM < 53 $\mu\text{m}$ ), é dependente da quantidade de material orgânico que é transferido da COP e da proteção coloidal exercida pelas superfícies minerais sendo definida como a fração da MOS que interage com a superfície de partículas minerais, formando os complexos organominerais (BALDOCK e SKJEMSTAD, 2000; CHRISTENSEN, 1996).

Algumas práticas promovem a melhoria nos sistemas de cultivo, o manejo para aumentar a cobertura vegetal e o uso eficiente de insumos na produção, por exemplo nutrientes e água podem ajudar a restaurar a MOS (FOLLETT, 2001). A cobertura do solo fornece efeitos positivos, por aumentar a enraizabilidade dos solos susceptíveis a coesão, uma vez que cobre a superfície do solo, preserva a umidade do solo, reduzindo desse modo as perdas por evaporação atrasando a coesão e promovendo a formação de agregados instáveis através da aplicação contínua de resíduos que melhoram o ambiente para o crescimento das raízes e através do aumento da fração livre da matéria orgânica (SHEPHERD et al., 2002).

## CAPÍTULO 1- INTENSIFICAÇÃO SUSTENTÁVEL DA AGRICULTURA EM SOLOS TROPICAIS COM ÊNFASE NA EFICIÊNCIA DO USO DE NITROGÊNIO

### RESUMO

No trópico úmido maranhense, a presença de solos coesos e naturalmente inférteis dificultam o avanço da agricultura. Estes solos apresentam alto nível de dureza quando secos, a ponto de restringir o preparo do solo e a absorção de nutrientes, principalmente do nitrogênio. A eficiência do uso de nitrogênio geralmente também é baixa devido às altas taxas de volatilização da amônia em função das altas temperaturas e elevada pluviosidade. Na busca pelo estabelecimento de agroecossistemas sustentáveis, esse trabalho objetivou avaliar a influência da cobertura do solo com a leguminosa arbórea *Gliricídia sepium* sobre a fertilidade do solo, o acúmulo de carbono orgânico do solo, a eficiência de uso do nitrogênio e produtividade da cultura do milho. Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados em parcelas de 4 x 10 m com quatro repetições e os 8 tratamentos seguintes: T1: Gliricídia + K + N ; T2: Gliricídia + N; T3: Gliricídia +K; T4: Gliricídia; T5: Sem cobertura +K + N ; T6: Sem cobertura + N; T7: Sem cobertura + K e T8: Sem cobertura. Os resultados desse estudo indicam que o uso da leguminosa *Gliricídia sepium* favoreceu a absorção e o aproveitamento dos nutrientes (Ca, K, Mg e P), o acúmulo de carbono no solo e aumentou a eficiência agronômica e de recuperação do nitrogênio. Portanto, o uso da biomassa da leguminosa *Gliricídia sepium* promoveu alterações significativas na zona radicular com o aumento da fertilidade do solo, do acúmulo de carbono do solo e absorção de nitrogênio. Tais melhorias resultaram no aumento da produtividade do milho em aproximadamente 70%. A melhoria da eficiência do uso do nitrogênio nas condições do trópico úmido promovida pelo uso da biomassa de leguminosas como cobertura do solo, permite recomendar o tratamento com adubo e leguminosa (Gli+K+N), uma vez que este se destacou em relação ao tratamento SC+K+N nos parâmetros de produtividade e eficiência de recuperação do nitrogênio.

**Palavras chaves:** Carbono; aleias; sustentabilidade

## 1.1 INTRODUÇÃO

A eficiência com que as plantas adquirem nutrientes do solo é um dos principais determinantes do rendimento das culturas e é fortemente dependente das características que afetam a enraizabilidade do solo (BISHOPP e LYNCH 2015, RAO et al., 2016). O nitrogênio como principal nutriente vegetal tem sido identificado como um dos alvos mais importantes para melhorar a eficiência de aquisição de nutrientes pelas raízes (CHAPMAN et al., 2012). Isto é particularmente verdadeiro para as condições do trópico úmido, onde a eficiência do uso de nitrogênio é geralmente muito baixa devido às altas taxas de volatilização da amônia, por um lado, pelas altas temperaturas e por outro, pela remoção de N na água de drenagem, devido à alta taxa de precipitação pluviométrica. Além disso, em solos tropicais derivados de rochas sedimentares clásticas com baixos teores de ferro livre e carbono orgânico, o volume do solo enraizável pode ser reduzido o que prejudica o aproveitamento dos nutrientes aplicados (MULLINS, 1999). Assim, a absorção de nitrogênio pode ser prejudicada tanto em ambientes de alta precipitação por remoção, quanto em baixa precipitação, por redução do crescimento radicular em solos coesos nos ciclos de secagem (MOURA et al., 2018).

Nestas circunstâncias, a eficiência de recuperação de nitrogênio é tão baixa quanto em cultivo convencional conforme relatado por Moura et al (2013). Tem sido este um dos principais motivos pelos quais os agricultores resistem em mudar os sistemas tradicionais de derrubada e queima pelos sistemas convencionais de plantio, que lhes tem sido comumente recomendado. No entanto, a fim de cumprir a lei na qual apenas 20% da área do agricultor pode ser usada para agricultura na região amazônica, outros sistemas de produção são necessários, baseados na intensificação sustentável e no aumento da eficiência do uso de nutrientes.

Práticas para aumentar a eficiência de uso do nitrogênio, incluem melhorias físicas no enraizamento do solo pelas plantas, e químicas na adequação do equilíbrio iônico do solo. Para manter níveis suficientes de nutrientes do solo, os agricultores aplicam fertilizantes tanto orgânicos como inorgânicos. A fim de melhorar o crescimento das raízes, sistemas de plantio direto em solo coberto com biomassa de leguminosas, como a cobertura morta, são recomendados por sua capacidade de redução da evaporação da água da superfície do solo, o que pode

retardar o endurecimento (MULUMBA e LAL, 2008). Além disso, a aplicação contínua de biomassa aumenta as frações de matéria orgânica e promove a formação de agregados, que embora sejam instáveis podem melhorar o ambiente do solo para o crescimento das raízes (SHEPHERD et al. 2002).

Existem várias interações resultantes da decomposição dos resíduos (biomassa) com os nutrientes aplicados (KUMAR e GOH, 2000). As interações entre compostos orgânicos derivados da decomposição de biomassa com cálcio e magnésio também podem ter efeito positivo na maior permanência de ambos no solo, o que pode melhorar a estabilidade da estrutura e o ambiente ao crescimento das raízes (ROWLEY et al., 2018; RANJBAR e JALALI, 2012).

A aplicação adequada de potássio pode melhorar a eficiência da adubação nitrogenada, aumentar o rendimento das culturas e reduzir a poluição ambiental (BAR, 2011). Além disso, aumenta a utilização do amônio e, portanto, melhora a produtividade, quando uma nutrição mista de nitrogênio com K é aplicada (HAGIN et al., 2008). Desse modo o uso da adubação química associada ao uso da cobertura do solo pode favorecer um balanço adequado de nutrientes ao solo e conseqüentemente a absorção de N.

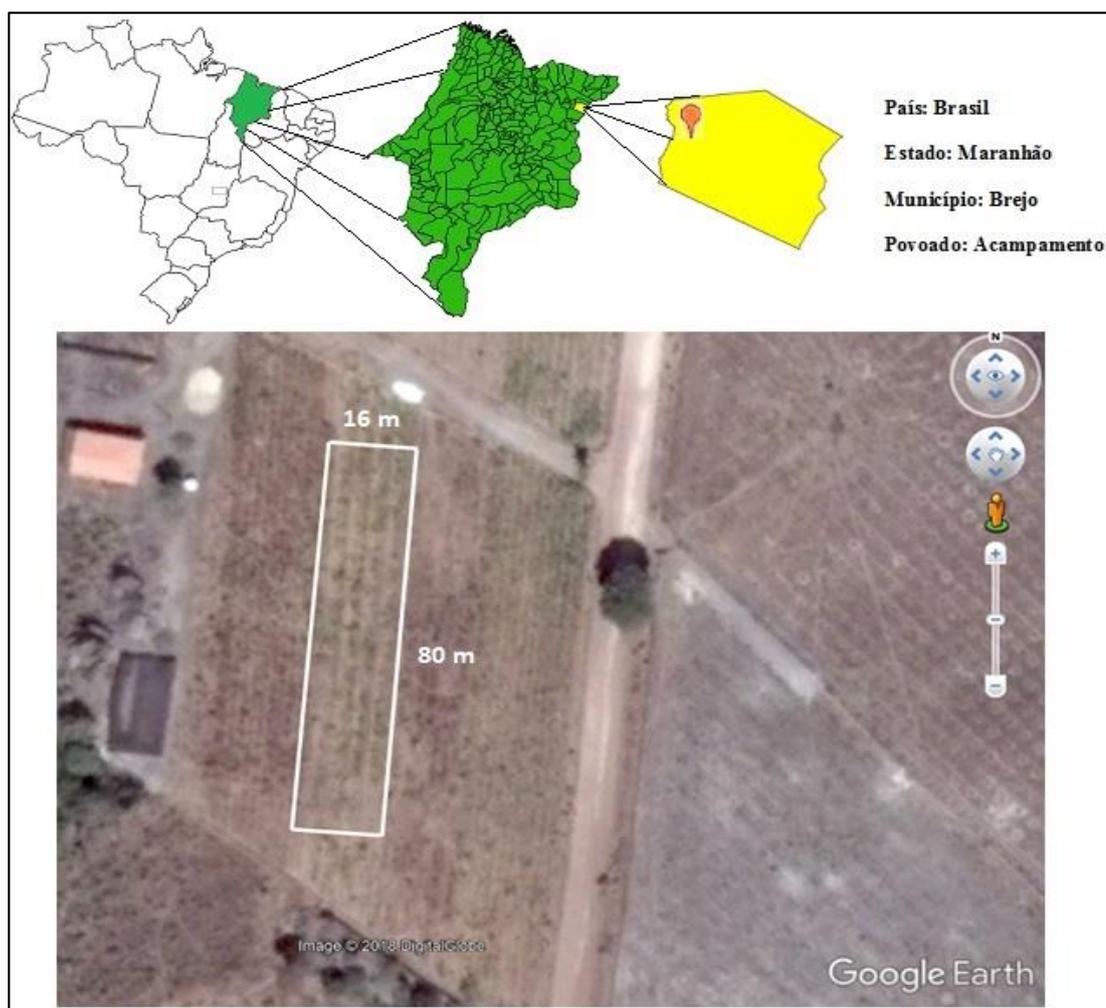
No trópico úmido, apesar das grandes restrições ao crescimento das culturas, algumas vantagens, como uma grande biodiversidade ambiental podem ser aproveitadas, incluindo árvores leguminosas com alta capacidade de fixação de N, de reciclagem de nutrientes e de produção de biomassa que pode ser convertida em matéria orgânica do solo. Neste contexto, hipotetizamos que o uso de biomassa de leguminosas arbóreas como cobertura do solo pode aumentar a quantidade de matéria orgânica do solo e conseqüentemente diminuir as restrições ao crescimento das raízes, favorecer a absorção de nitrogênio e resultar em aumento da produtividade da cultura do milho. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo avaliar a influência da cobertura do solo com biomassa de leguminosa arbórea *Gliricidia sepium* sobre a fertilidade do solo, o estímulo ao acúmulo de carbono orgânico do solo, eficiência de uso do nitrogênio e produtividade da cultura do milho.

## 1.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 1.2.1 Caracterização da área experimental

O experimento foi conduzido em uma área experimental de 1280 m<sup>2</sup>, localizada no povoado Acampamento, município de Brejo – MA, Brasil (Figura 1). A localização geográfica da área apresenta as seguintes coordenadas: 3° 39' 14.27" de latitude sul e 42° 57' 42.19" de longitude oeste.

Figura 1: Localização do experimento em Brejo- MA, Brasil.



O clima da região, segundo Köppen, é do tipo Aw, equatorial quente e úmido, com pluviosidade em torno 2.100 mm ano<sup>-1</sup> e o predomínio de duas estações sazonais bem definidas: estação chuvosa (janeiro a junho) e a estação seca (julho a

dezembro). A média da temperatura anual é de aproximadamente 27 °C, a máxima é de 37 °C e mínima de 23 °C. A precipitação anual acumulada no experimento durante os 90 dias iniciais a partir do plantio do milho em 2016 foi de 816 mm ano<sup>-1</sup> e em 2017 foi 1112,4 mm ano<sup>-1</sup> (Figura 2 e 3). O solo da área de estudo foi classificado como Latossolo Amarelo Distrocoeso (EMBRAPA, 2013).

Figura 2: Temperatura e precipitação pluvial acumulada em Brejo – MA, durante 90 dias de condução do experimento após a semeadura do milho no ano de 2016.

Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia – INMET.

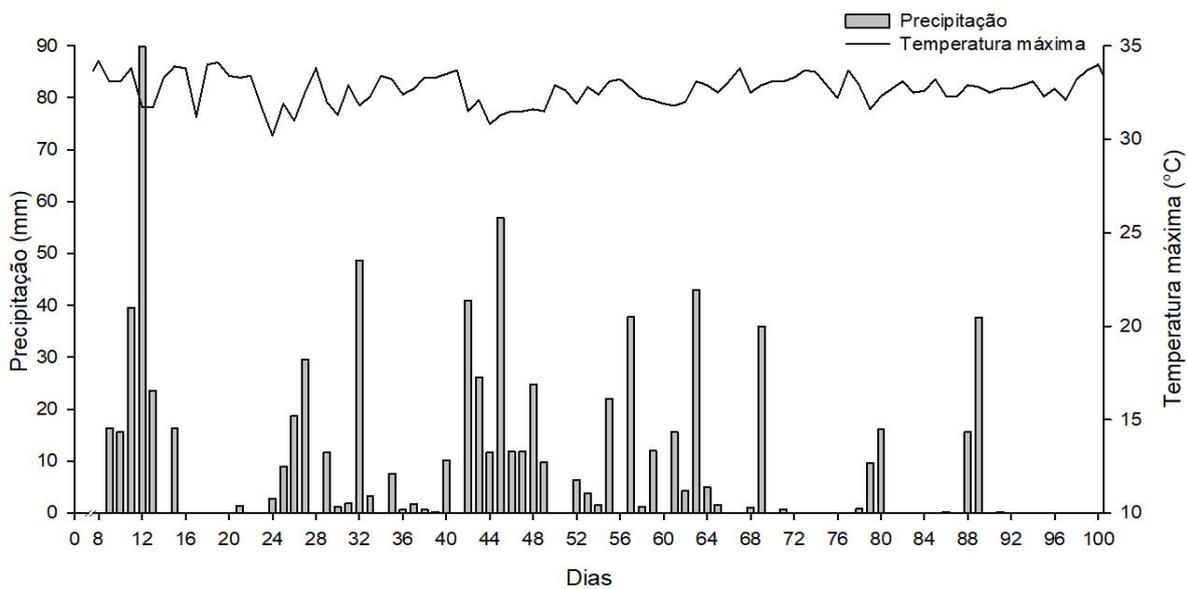
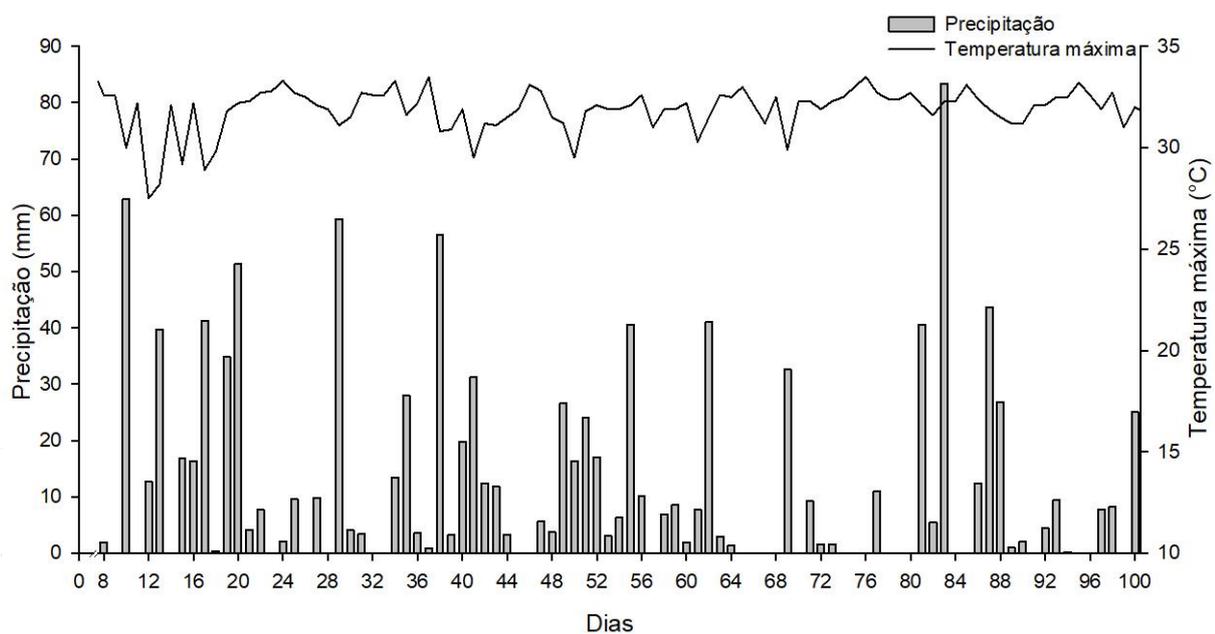


Figura 3: Temperatura e precipitação pluvial acumulada em Brejo – MA, durante 90 dias de condução do experimento após a semeadura do milho no ano de 2017.

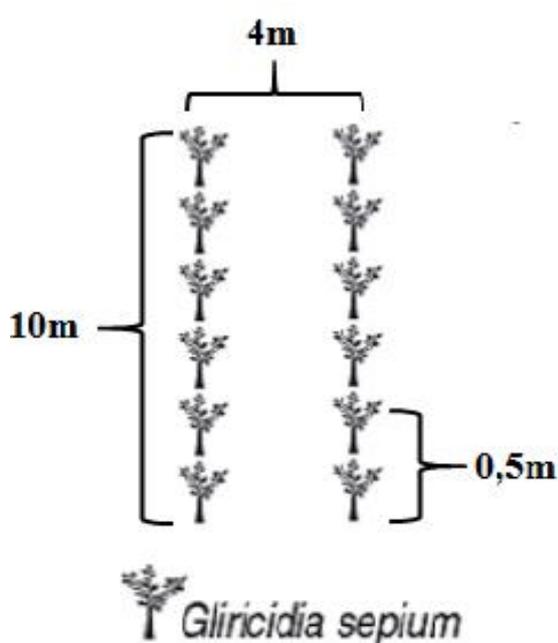


### 1.2.2 Histórico e condução da área experimental

Antes de estabelecer a área experimental em dezembro de 2011, as propriedades químicas e físicas do solo foram mensuradas, e são apresentadas da seguinte forma: pH 4,2 (em  $\text{CaCl}_2$ );  $25 \text{ g kg}^{-1}$  de carbono orgânico;  $34,5 \text{ mg dm}^{-3}$  de P;  $5,10 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de (Al + H);  $1,96 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de Ca;  $0,38 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de Mg;  $0,08 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de K;  $7,53 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de CTC; 32,2% da porcentagem de saturação da base;  $280 \text{ g kg}^{-1}$  de areia grossa,  $520 \text{ g kg}^{-1}$  de areia fina,  $100 \text{ g kg}^{-1}$  de silte;  $100 \text{ g kg}^{-1}$  de argila.

Em janeiro de 2011, a área de  $1280 \text{ m}^2$  (em pousio desde 2008, após o cultivo do arroz) recebeu  $2 \text{ Mg ha}^{-1}$  de calcário em superfície. O experimento foi estabelecido em 2011 usando um sistema de cultivo de aleias. A área foi dividida em 4 blocos de  $320 \text{ m}^2$  e as leguminosas foram plantadas com espaçamento de 0,5 m entre plantas e 4,0 m entre linhas (Figura 4). Apenas uma espécie foi utilizada: gliricídia (*Gliricidia sepium*).

Figura 4: Ilustração de uma parcela experimental com gliricídia



Entre 2011 e 2015 foi cultivado milho (*Zea mays L.*) durante a estação chuvosa entre as linhas de leguminosas. Em todos os anos o solo foi adubado com 120 kg ha<sup>-1</sup> de P na forma de superfosfato triplo, 60 kg ha<sup>-1</sup> de K na forma de KCl, 60 kg ha<sup>-1</sup> de N na forma de ureia, 5 kg ha<sup>-1</sup> de Zn na forma de sulfato de zinco.

A primeira poda das leguminosas foi realizada em 2012 e continuaram nos anos seguintes. A poda anual foi de 0,5 m acima do nível do solo e a biomassa verde da leguminosa foi distribuída uniformemente entre as linhas de milho, logo antes do plantio. A quantidade de biomassa de leguminosa aplicada foi de 200 kg ha<sup>-1</sup> de N orgânico proveniente da biomassa de gliricídia (4% N) nos tratamentos determinados previamente a receber N orgânico.

Visando este experimento, em janeiro de 2016 e 2017 aplicou-se o herbicida não seletivo de ação pós-emergente glifosate (dose de 5L ha<sup>-1</sup> do produto comercial Roundup WG) com pulverizador costal para controle das plantas infestantes na área experimental. Ainda em janeiro, com o início da estação chuvosa, foi semeado entre as fileiras de leguminosas o milho (*Zea mays L.*) da cultivar AG 1051 espaçados 80 cm entre fileiras e 25 cm entre plantas. A semeadura do milho foi realizada de forma mecanizada com uso de semeadora de uma linha para plantio direto da marca Knapik, tracionada por microtrator Yanmar Agritech TC-14.

Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados em parcelas de 4 x 10 m com quatro repetições e os 8 tratamentos seguintes:

T1: Gliricídia + K + N (200 kg ha<sup>-1</sup> de N orgânico; 60 kg ha<sup>-1</sup> de K; 60 kg ha<sup>-1</sup> de N);

T2: Gliricídia + N (200 kg ha<sup>-1</sup> de N orgânico; 60 kg ha<sup>-1</sup> de N);

T3: Gliricídia +K (200 kg ha<sup>-1</sup> de N orgânico; 60 kg ha<sup>-1</sup> de K);

T4: Gliricídia (200 kg ha<sup>-1</sup> de N orgânico);

T5: Sem cobertura +K + N (60 kg ha<sup>-1</sup> de K; 60 kg ha<sup>-1</sup> de N);

T6: Sem cobertura + N (60 kg ha<sup>-1</sup> de N);

T7: Sem cobertura + K (60 kg ha<sup>-1</sup> de K);

T8: Sem cobertura;

Todos os tratamentos receberam 120 kg ha<sup>-1</sup> de P na forma de superfosfato triplo e 5 kg ha<sup>-1</sup> de Zn na forma de sulfato de zinco. A aplicação de N foi parcelada, metade no plantio e 30 dias após a semeadura do milho.

### 1.2.3 Análises químicas do solo

Para realização das análises de química do solo, fracionamento físico da matéria orgânica do solo e granulometria do solo, em maio de 2016 e 2017, as amostras de solo foram coletadas com trado do tipo sonda, em formato zig - zag nas linhas e entrelinhas do milho, com a retirada de 9 amostras simples por parcela para obter uma amostra composta nas profundidades de 0-10 e 10-30 cm.

As amostras de cada parcela foram secas ao ar, tamisadas através de uma peneira de 2 mm e depois seguiram para análise. As análises químicas do solo foram as seguintes: pH em  $\text{CaCl}_2$ , matéria orgânica, P,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , H+Al, segundo metodologia do Raij et al (2001). As análises foram mensuradas usando um Varian 720 ES ICP (plasma indutivamente acoplado) espectrômetro, baseado nas técnicas padronizadas de acordo Raij et al (1986).

### 1.2.4 Análises físicas do solo

O fracionamento granulométrico da MOS foi realizado de acordo com o método adaptado de Cambardella e Elliott (1992). O princípio do método consiste em separar o carbono orgânico do solo em duas frações: carbono orgânico particulado (COP), menos decomposto e mais recentemente depositado no solo, e carbono associado aos minerais (COM), mais recalcitrante e humificado.

Foram pesados 20 gramas de solo seco ao ar tamisados em malha de 2 mm em copos de polietileno de 250 ml, e adicionados 80 ml de solução dispersante de hexametáfosfato de sódio ( $5 \text{ g L}^{-1}$ ). Em seguida, as amostras foram agitadas por 15 horas em agitador horizontal, passadas por peneira de malha de 0,053 mm (270 Mesh) e enxaguadas várias vezes com água destilada até a remoção total da argila. O material particulado retido na peneira, ou fração particulada (FP), foi transferido para potes de plástico, com auxílio de jatos de água, e seco em estufa de circulação de ar forçada a  $50^\circ\text{C}$  até atingir massa constante.

Após a secagem, o material foi pesado, determinando-se assim a massa da fração particulada (MFP). Em seguida, moído e homogeneizado com auxílio de um bastão de vidro para então ser submetido à determinação de C segundo Cantarella

et al (1999) que consiste na oxidação do carbono via dicromato de potássio, obtendo-se o teor de carbono da fração particulada do solo (CFP), sendo possível calcular o teor de carbono orgânico particulado (COP) do solo, de acordo com a equação a seguir:

$$\text{COP} = \frac{\text{CFP} \cdot \text{MFP}}{\text{Ps}}$$

Onde: COP = teor de carbono orgânico particulado do solo, em g kg<sup>-1</sup>; CFP = teor de carbono da fração particulada, em g kg<sup>-1</sup>; MFP = massa da fração particulada, em gramas; Ps = massa da amostra inicial do solo, em gramas (20 gramas).

O teor de carbono associado a minerais (COM) foi calculado pela diferença entre o carbono orgânico total e o carbono orgânico particulado de acordo com a equação a seguir:

$$\text{COM} = \text{COT} - \text{COP}$$

O estoque de C de cada uma das camadas na área avaliada foi calculado pela expressão (VELDKAMP, 1994):

$$\text{Est C} = (\text{COT} \times \text{Ds} \times e) / 10$$

Onde:

Est C = estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg.ha<sup>-1</sup>);

COT = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g.kg<sup>-1</sup>);

Ds = densidade do solo da profundidade (kg.dm<sup>-3</sup>);

e = espessura da camada considerada (cm);

Foram coletadas amostras indeformadas de solo em maio de 2017 com o uso de anéis volumétricos de 100 cm<sup>3</sup> para determinar a densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), macroporosidade (Mp) e microporosidade (mp) nas profundidades de 0-10 e 10 a 30 cm. Foram coletadas 3 repetições por unidade experimental em cada profundidade.

Após o término da coleta das amostras, ainda no campo, retirou-se o excesso de solo que passava dos anéis, com o auxílio de um estilete. Logo em seguida, os

anéis volumétricos foram vedados com plástico filme e transportadas em caixas de isopor para evitar possíveis danos e deformações.

As amostras foram levadas ao Laboratório de Física do solo da Universidade Estadual do Maranhão para proceder as análises. As amostras indeformadas foram devidamente saturadas em bandejas plásticas com água até 2/3 da altura dos anéis. Com a finalidade de evitar perda de solo, utilizou-se um tecido do tipo voil, que permitiu apenas a passagem de água, em um dos lados de cada anel, que foi fixado com uma liga de borracha. Após 24 horas de imersão das amostras, quando todos os poros do solo estavam ocupados pela água, as amostras foram pesadas e colocadas na mesa de tensão equilibrada a 10 kPa. Depois de pesadas novamente, cada repetição foi seca em estufa de circulação fechada a 105 °C até atingir massa constante.

A densidade do solo seco ( $D_s$ ) foi calculada como  $m/v$ , onde  $m$  massa do solo seco a 105 °C e  $v$  é o volume do anel de acordo com Thomasson (1972). A porosidade total ( $P_t$ ) foi calculada a partir densidade do solo seco a 105 °C e assumindo a densidade de partícula ( $D_p = 2.65 \text{ t/m}^3$ ) usando a seguinte equação:

$$P_t = [1 - (D_s/2,65)] \text{ (EMBRAPA, 1997).}$$

A macroporosidade e microporosidade foram calculadas utilizando o teor de água retido nas amostras equilibradas a 10 kPa. As amostras saturadas são colocadas sob a mesa de tensão a qual retira a água dos macroporos. Após pesagem, antes e depois de ir à estufa a 105 °C, obtém-se o volume de macro e microporos contidos na amostra (EMBRAPA, 1997). Assim, conhecendo a  $P_t$  e a  $m_p$  calcula-se a  $M_P$  ( $P_t = M_p + m_p$ ).

A umidade do solo e resistência à penetração foram mensuradas nas profundidades de 0 a 5 cm, 5 a 10 cm, 10 a 15 cm e 15 a 20 cm, com três repetições por parcela, após 5 dias sem chuva. A fim de mensurar a umidade do solo, colocou-se a amostra em lata de alumínio numerada e de massa conhecida. Pesou-se para obtenção da massa do solo úmido ( $a$ ) e a colocou em estufa a 105 °C, deixando nesta condição durante 24 horas. Após retirar da estufa, a amostra foi colocada em dessecador para deixar esfriar e pesar para obtenção da massa do solo seco ( $b$ ). A partir de então, calcula-se a umidade com a seguinte fórmula: Umidade gravimétrica =  $100 (a - b) / b$  (EMBRAPA, 1997), onde  $a$  = massa do solo úmido e  $b$  = massa do solo seco.

Para a determinação da resistência à penetração do solo, usou-se um penetrômetro digital (Falker, Porto Alegre, Brasil) com gradações de 1 cm, que apresenta haste de metal e ponta em forma de cone (ângulo de 30°). Os dados eram armazenados automaticamente e 2,0 MPa foi considerado o menor limite crítico (SILVA e KAY, 1997a).

A distribuição do tamanho das partículas de solo foi medida usando o método de pipeta que consiste na dispersão mecânica e estabilização da amostra por meio de agitador em uma solução dispersante adequada. Em seguida, faz-se a separação das frações por peneiramento e sedimentação (TEIXEIRA et al., 2017).

### 1.2.5 Análises de plantas e eficiência de uso do N

A massa da matéria seca da planta e o nitrogênio total foram mensurados em dois períodos fisiológicos da cultura do milho, no florescimento e na maturação. Para tanto 5 plantas de cada tratamento foram selecionadas ao acaso e secas em estufa de circulação de ar forçada a 60 °C durante 3-4 dias até obtenção de massa constante. As plantas foram pesadas e moídas para proceder com as análises. Para o N no grão, pesou-se 300 grãos, que foram secos, semelhante às plantas e moídos para prosseguir às análises. A quantidade de nitrogênio em cada amostra foi determinada na massa de matéria seca da planta e do grão por digestão via ácido sulfúrico pelo método de Kjeldahl conforme descrito por Tedesco et al (1995).

Os vários parâmetros referentes a translocação do nitrogênio na planta de milho foram calculados de acordo com as seguintes fórmulas: 1,2,3 e 4 de acordo com (Fageria e Baligar 2005 ).

(1) Nitrogênio acumulado no florescimento (NAF) = MS floração (kg/ha) x N floração (g kg<sup>-1</sup>)/1000.

(2) Nitrogênio pós florescimento (NPF) = nitrogênio total - absorção de nitrogênio no florescimento

(3) Nitrogênio acumulado na maturação (NAM) = MS maturação (kg ha<sup>-1</sup>) x N maturação (g kg<sup>-1</sup>)/1000.

(4) Nitrogênio acumulado no grão: NAG = MS do grão (Kg ha<sup>-1</sup>) x N do grão/1000.

(5) N Total = NAM+ NAG.

(6) Nitrogênio remobilizado (NR) = N acumulado na floração – N acumulado na maturação

(7) Eficiência de recuperação do N inorgânico: (ERNI) = [(kg ha<sup>-1</sup> de N inorgânico absorvido no tratamento - kg ha<sup>-1</sup> de N inorgânico absorvido no controle) / kg ha<sup>-1</sup> total de N mineral aplicado] x 100.

(8) Eficiência agronômica do nitrogênio inorgânico (EANI) = (kg rendimento da cultura no tratamento - kg rendimento da cultura no controle) / N mineral aplicado.

(9) Eficiência de recuperação do nitrogênio orgânico (ERNO) = [(kg ha<sup>-1</sup> de N orgânico absorvido no tratamento (Gli+KN, Gli+N ou Gli+K) - kg ha<sup>-1</sup> de N orgânico absorvido no tratamento Gli) / kg ha<sup>-1</sup> total de N orgânico aplicado] x 100.

(10) Eficiência agronômica do nitrogênio orgânico (EANO) = (kg rendimento da cultura no tratamento (Gli+KN, Gli+N ou Gli+K) - kg rendimento da cultura no tratamento Gli) / N orgânico aplicado. Os índices 7, 8, 9 e 10 estão de acordo com Moura et al (2013).

Na maturidade fisiológica a produtividade foi feita com base na colheita manual de 45 plantas por parcela dentro da área útil.

### 1.2.6 Análises estatísticas

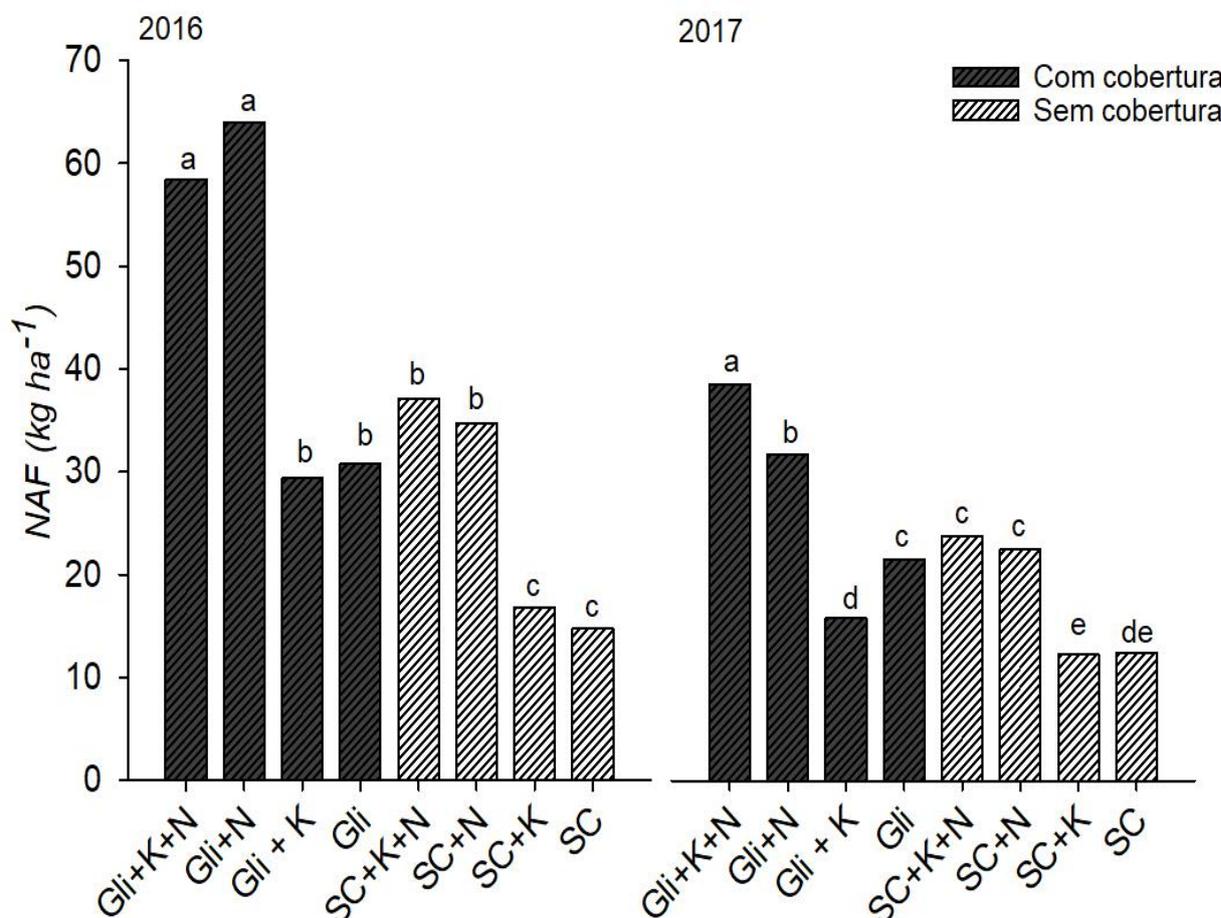
Os dados foram submetidos à análise de variância ANOVA, e as médias foram comparadas estatisticamente pelo teste teste LSD de Fisher ao nível de 5 % de probabilidade de erro. Utilizou-se o programa ESTATISTIX (versão 9). O programa utilizado para realização dos gráficos foi o SIGMAPLOT ( versão 11.0).

## 1.3 RESULTADOS

### 1.3.1 Nitrogênio

No ano de 2016, o acúmulo de nitrogênio até a floração do milho foi influenciado significativamente pela adição da biomassa da leguminosa como cobertura do solo. Por meio da comparação entre o tratamento Gli com o tratamento em solo sem cobertura (SC) é possível verificar que a aplicação da biomassa da leguminosa aumentou mais de 2 vezes a quantidade de N acumulado até a floração (Figura 5). É importante ressaltar que no tratamento com apenas gliricídia (Gli) o acúmulo de N foi igual ao tratamento SC+K+N e ambos não diferiram do tratamento SC+N. Os teores de N acumulado foram iguais nos tratamentos Gli e SC+K+N, o que evidencia a importância da leguminosa como fornecedora do N orgânico. Observa-se que em 2017 os valores são menores, pois a absorção de N diminuiu quase pela metade em alguns tratamentos. Neste mesmo ano houve a supremacia do tratamento Gli+K+N em relação aos demais tratamentos, ressaltando que o acúmulo de N em Gli+K+N foi maior do que em Gli+N indicando influência positiva do K na absorção de N.

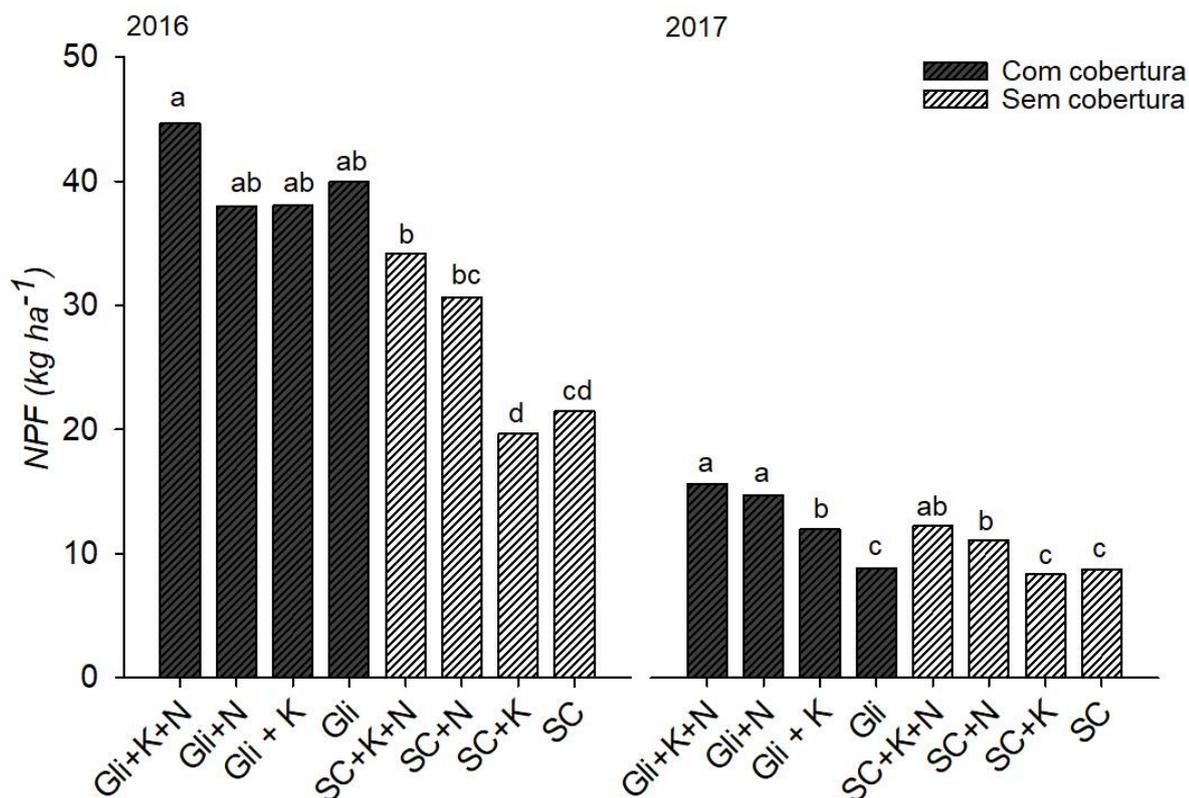
Figura 5: Nitrogênio acumulado (kg ha<sup>-1</sup>) até a floração (NAF) no milho AG 1051 nos anos de 2016 e 2017 em Brejo, MA.



\*Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

Em relação ao acúmulo de nitrogênio pós-floração (Figura 6), no ano de 2016 o tratamento Gli+K+N foi igual aos demais tratamentos que também receberam glicíndia (Gli, Gli+K, Gli+N) e superior aos demais (SC, SC+K, SC+N). Já no ano de 2017, os tratamentos (Gli+K+N e Gli+N) foram superiores a todos os outros tratamentos, exceto ao SC+K+N.

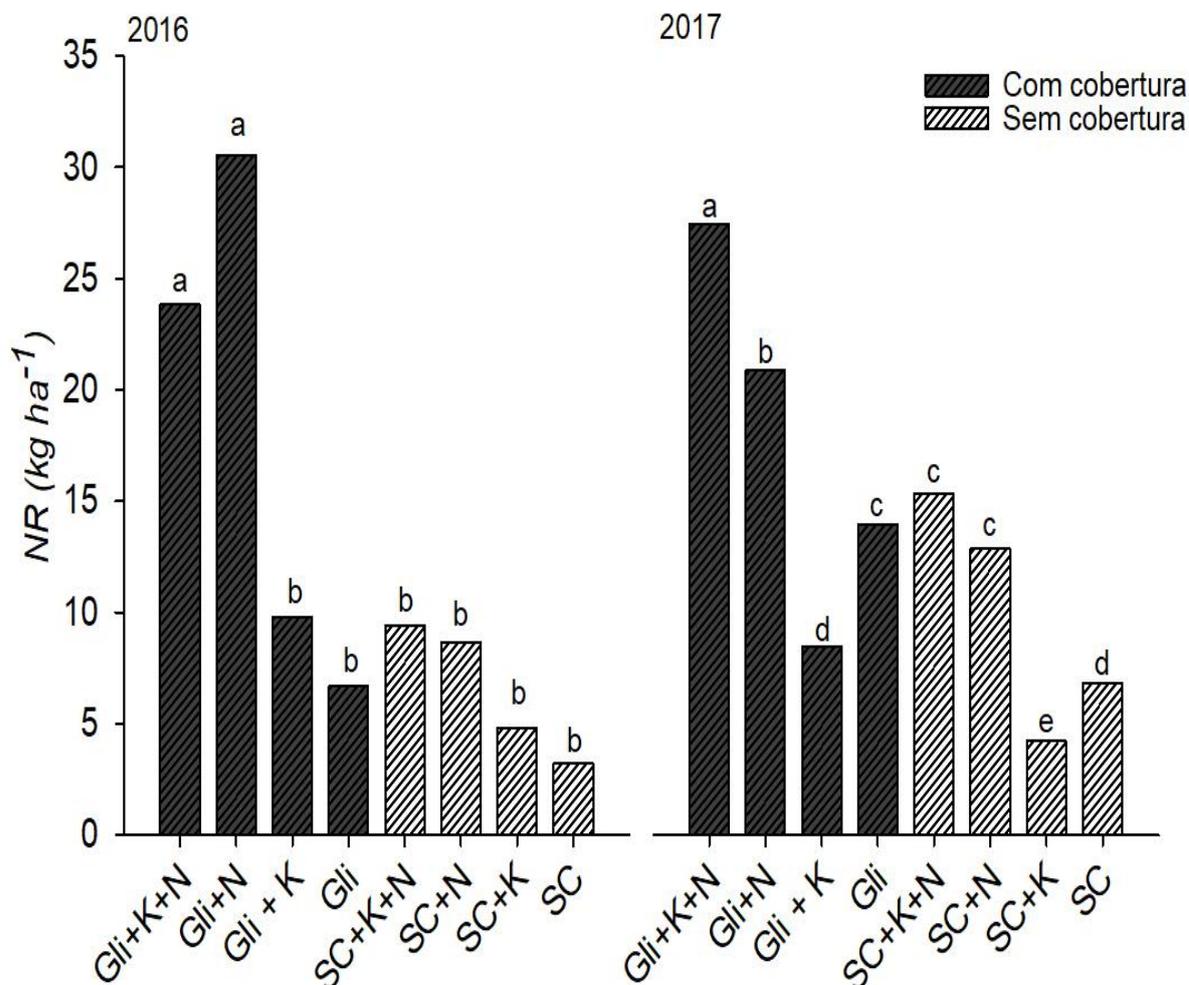
Figura 6: Nitrogênio acumulado ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no período de pós – floração (NPF) no milho AG 1051 nos anos de 2016 e 2017 em Brejo, MA.



\*Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

Quanto a remobilização de N (Figura 7), os tratamentos Gli+K+N e Gli+N foram iguais entre si, e superiores aos demais tratamentos em 2016, assim como o N nos grãos, embora para esse componente os tratamentos SC+K e SC foram inferiores aos demais tratamentos. No tratamento que recebeu apenas glicírdia, a remobilização foi mais de 2 vezes superior que o tratamento controle (SC) e igual ao tratamento SC+K+N.

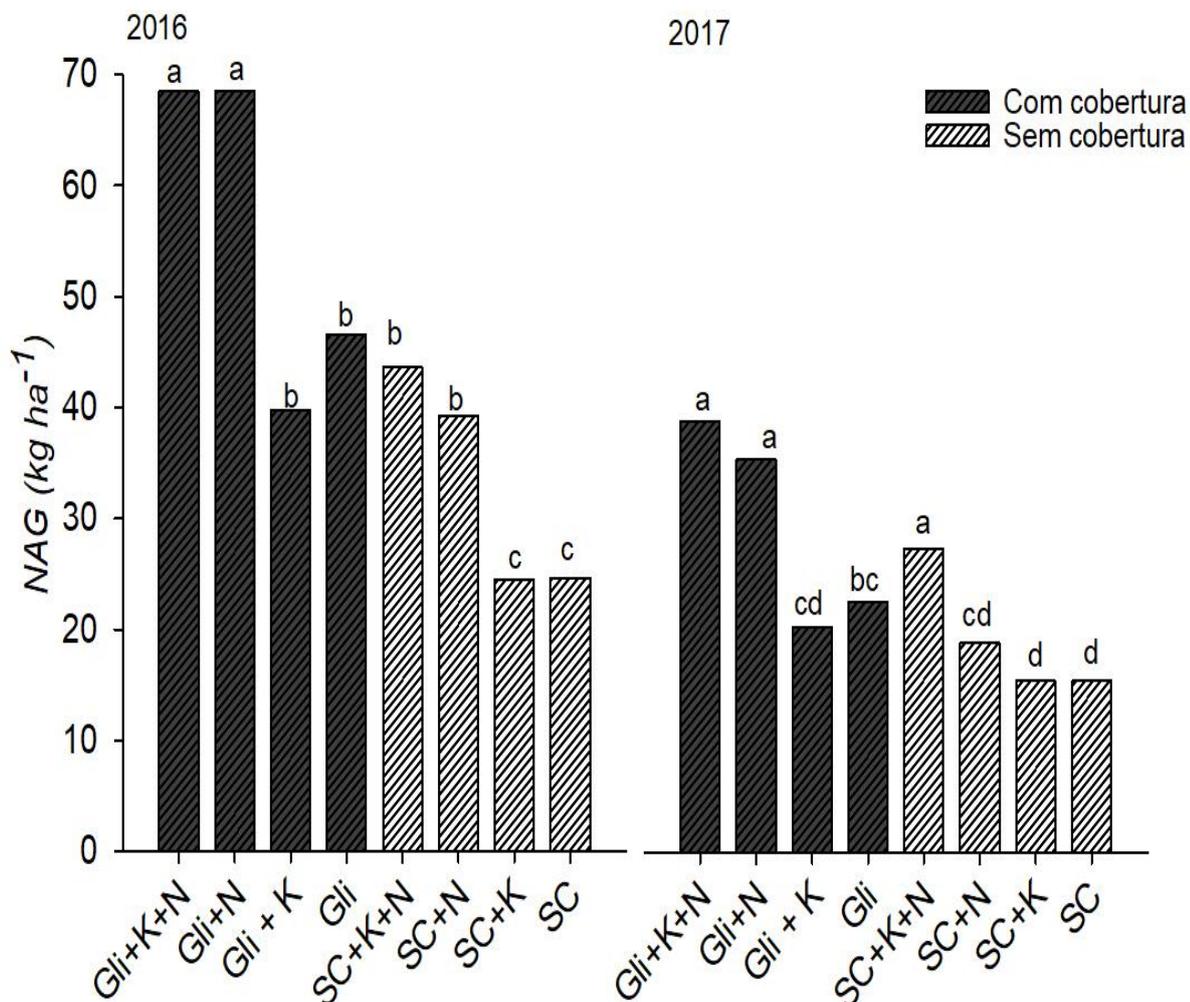
Figura 7: Nitrogênio remobilizado ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) (NR) no milho AG 1051 nos anos de 2016 e 2017 em Brejo- MA.



\*Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

As diferenças entre tratamentos nos anos de 2016 e 2017 relacionados ao nitrogênio acumulado pelo grão (Figura 8) foram semelhantes ao NAF. Além disso, a quantidade de N acumulado pelo grão quando houve adubação do solo com K e sem uso da cobertura foi igual quando o solo recebeu apenas cobertura com leguminosas em 2016.

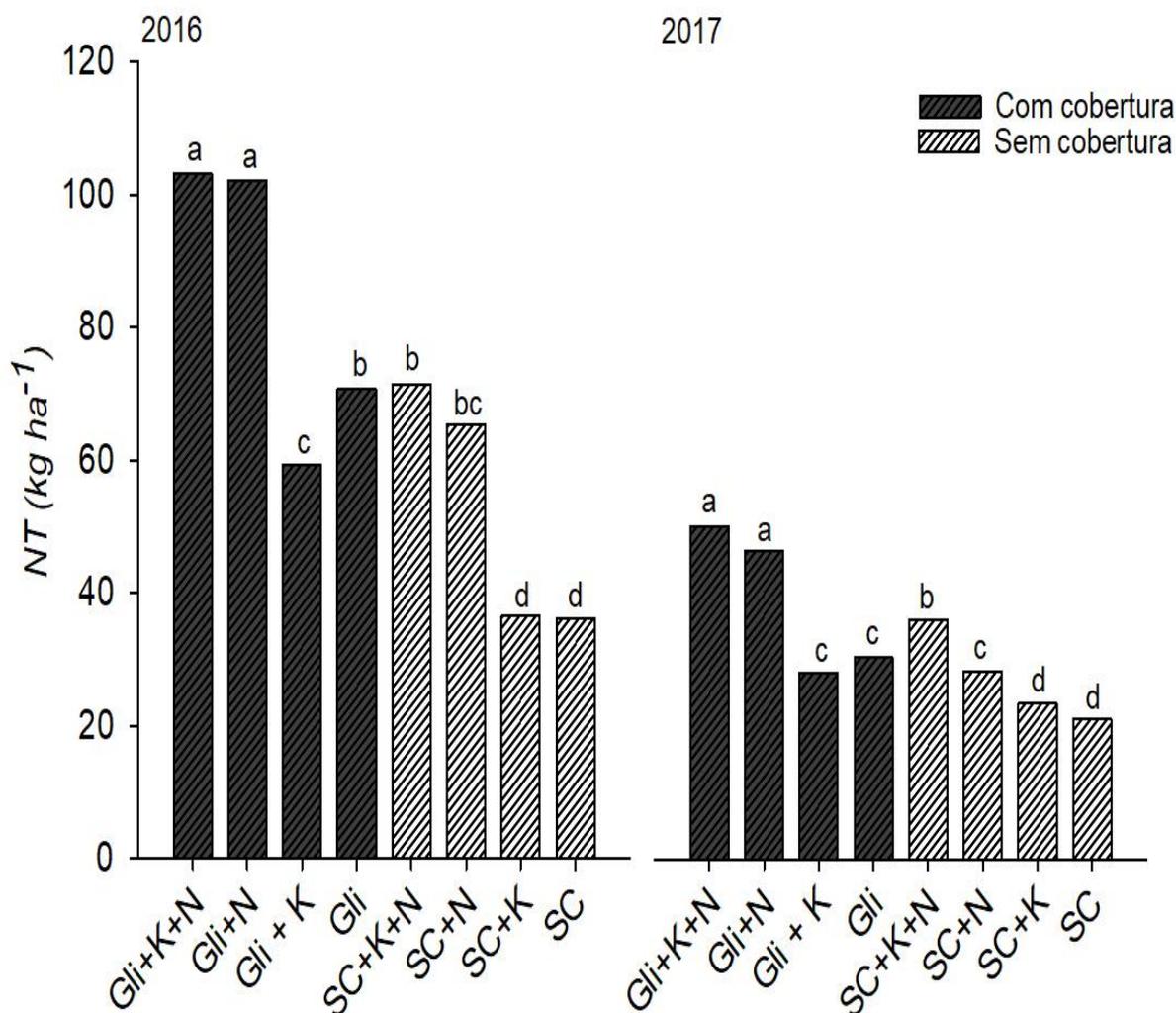
Figura 8: Nitrogênio acumulado ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) nos grãos (NAG) do milho AG 1051 nos anos de 2016 e 2017 em Brejo, MA.



\*Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

Em relação ao nitrogênio total acumulado nas plantas de milho (Figura 9) nos anos de 2016 e 2017, os maiores valores foram obtidos nos tratamentos Gli+ K+N e Gli+N e os menores nos tratamentos SC+K e SC, apresentando os demais tratamentos valores intermediários de quantidade de N total acumulados nas plantas. Vale ressaltar que a média de N acumulado nas plantas de milho no ano de 2016 ( $68 \text{ kg ha}^{-1}$ ) foi duas vezes maior que a média obtida no ano de 2017 ( $33 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

Figura 9: Nitrogênio total (NT) acumulado ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no milho AG 1051 nos anos de 2016 e 2017 em Brejo, MA.



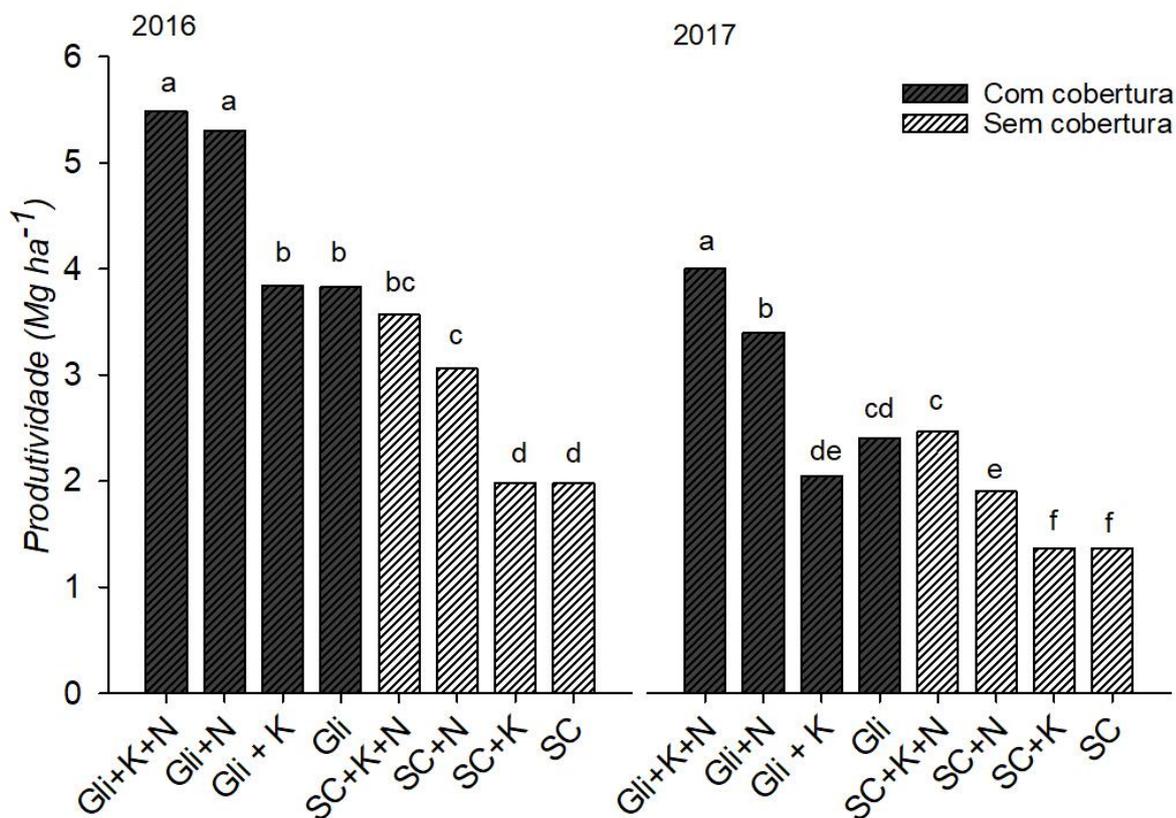
\*Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

### 1.3.2 Produtividade, massa de matéria seca total e massa de 100 grãos do milho

Em ambos os anos a produtividade do milho foi maior nos tratamentos Gli+K+N e Gli+N em relação aos demais, destacando que em 2017 a produção nesses tratamentos foi igual (Figura 10). Houve uma redução de mais de  $1 \text{ t ha}^{-1}$  na

produtividade do milho de um ano para outro em quase todos os tratamentos, exceto (SC e Gli+K) onde a produção foi maior no ano de 2016, do que em 2017. O tratamento com apenas gliricídia aumentou a produtividade em 93% em 2016, e em 58% em 2017 em relação ao tratamento SC. Enquanto isso, a combinação Gli+K+N aumentou em torno de 53% a produção em relação ao tratamento SC+K+N em 2016 e em 61% em 2017. Nos dois anos avaliados neste experimento, o tratamento apenas com gliricídia (Gli) resultou em produtividade igual ao tratamento que recebeu adubação sintética SC+K+N e foi superior aos demais sem cobertura (SC, SC+K e SC+N), confirmando o ganho de produção promovido pela leguminosa. Além disso, a produção em Gli foi igual ao Gli+K nos dois anos, o que pode sugerir a diminuição ou substituição do K pela leguminosa nessas mesmas condições de solo e clima.

Figura 10: Produtividade de grãos ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) da cultura do milho AG 1051 nos anos de 2016 e 2017 em Brejo, MA.



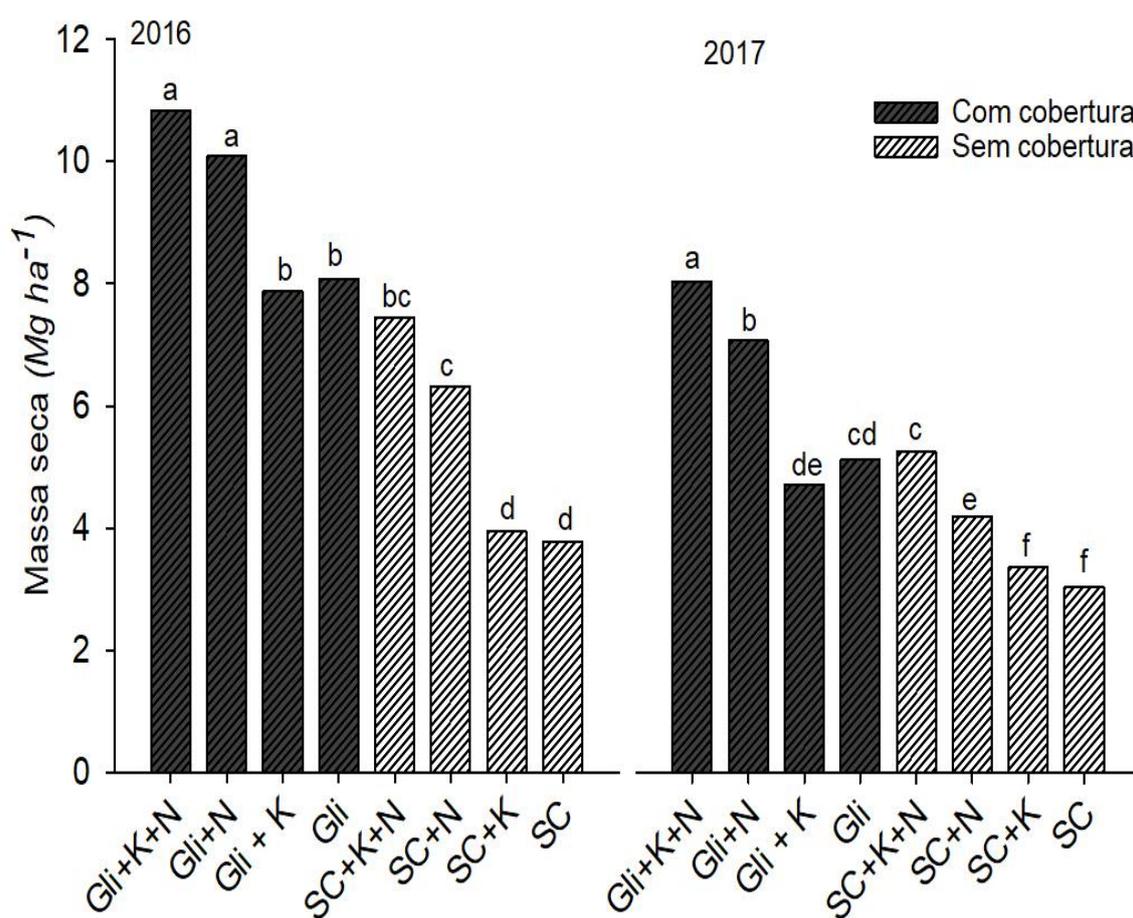
\*Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

Os mesmos resultados se mantiveram para a massa da matéria seca total (Figura 11a). Já para a variável massa seca de 100 grãos (Figura 11b), o tratamento

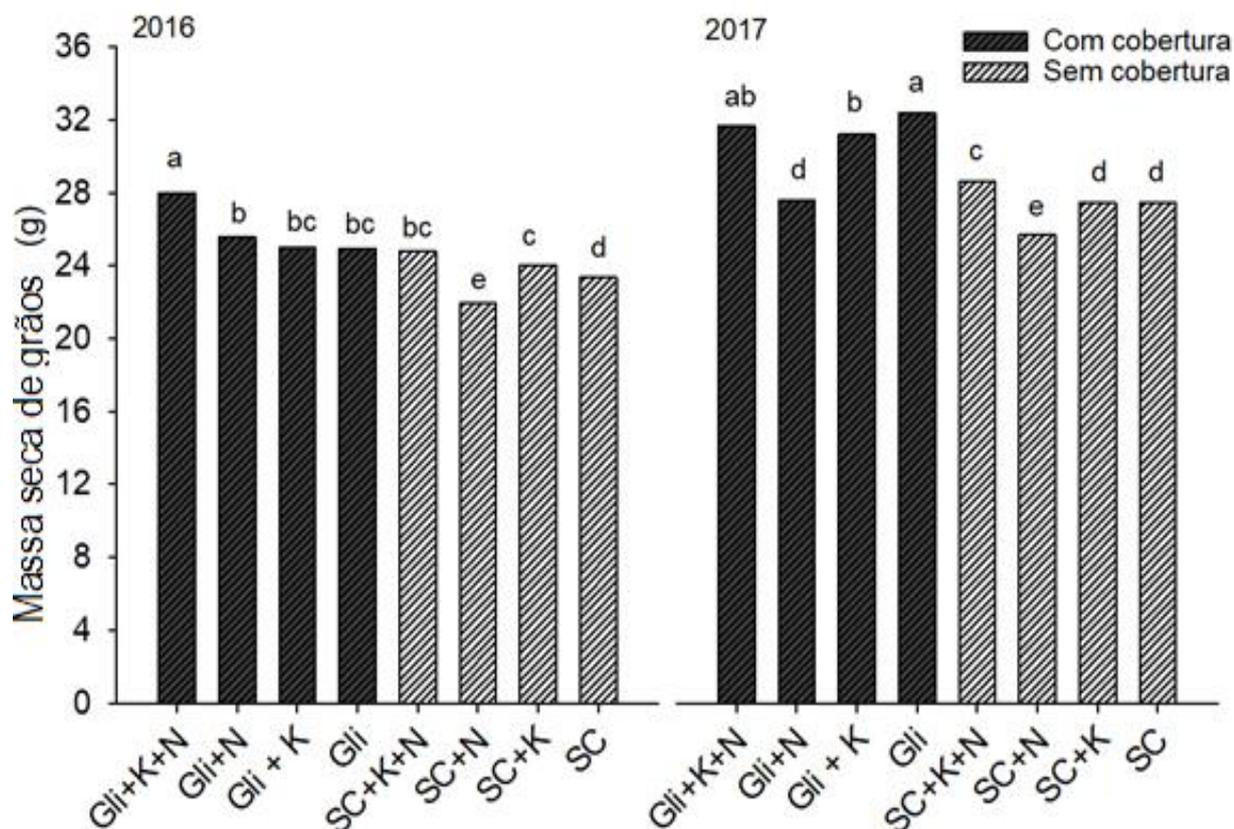
Gli+K+N foi superior em 2016 aos demais e em 2017 foi igual ao tratamento Gli. Além disso, todos os tratamentos com leguminosas foram superiores ao controle (SC), exceto Gli+N em 2017, que foi igual ao SC.

Figura 11: Massa de matéria seca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) total (a) e massa seca de 100 grãos do milho (b) AG 1051 nos anos de 2016 e 2017 em Brejo, MA.

a)



b)



\*Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

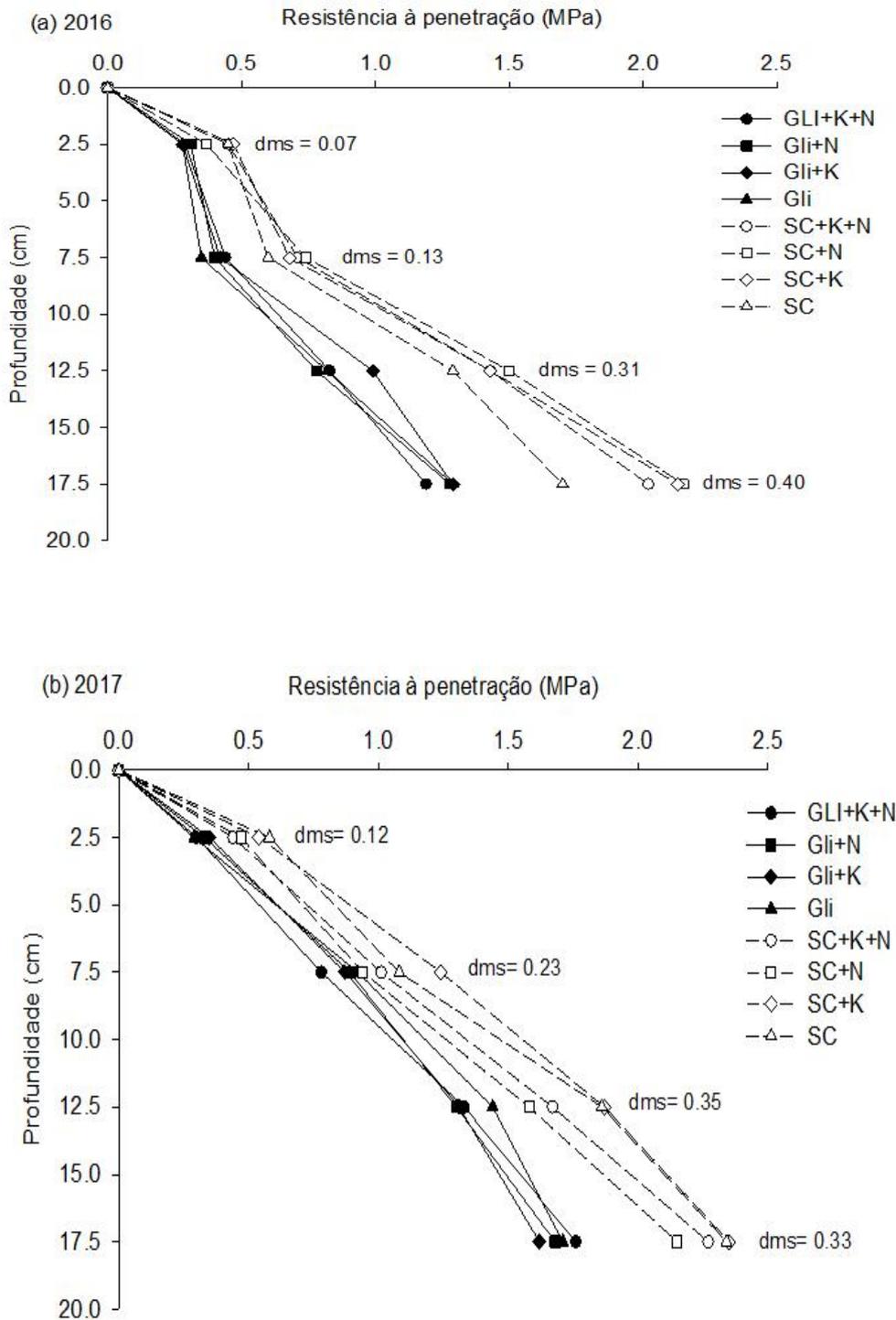
### 1.3.3 Resistência do solo à penetração, umidade do solo e propriedades físicas do solo

A resistência do solo à penetração (RP) no ano de 2016 foi maior na camada de 0-5 cm em todos os tratamentos que não apresentavam cobertura do solo (SC+K+N, SC+N, SC+K e SC) e igual entre os tratamentos que receberam gliricídia (Gli+K+N, Gli + N, Gli+K e Gli) (Figura 12). Estes resultados mostram um efeito maior da leguminosa nas camadas mais superficiais do solo. Ressalta-se ainda que nos tratamentos SC+K+N, SC+K e SC a RP foi igual e maior no SC+N. Na camada de 6 - 10 cm do mesmo ano, o resultado se manteve com o benefício promovido pela leguminosa, pois os tratamentos com leguminosas Gli+K+N, Gli +N, Gli+K e Gli foram iguais entre si e com menor RP em relação aos tratamentos sem cobertura do solo (SC+K+N, SC+N, SC+K e SC), destacando que o tratamento SC+N foi maior que o

SC. Nas camadas mais profundas (11-15 cm e 16-20 cm), os tratamentos com leguminosas também apresentaram menor RP que os demais (SC+K+N, SC+N, SC+K e SC), sendo estes últimos iguais entre si na camada 11-15 cm. Já na camada 16-20 cm, o tratamento SC+N foi maior que o SC, enquanto os demais sem cobertura foram iguais entre si (SC+K+N, SC+N, SC+K e SC+K).

A RP em 2017, seguiu o mesmo padrão de 2016 nas camadas 0-5 cm, 6-10 cm, 11-15 cm e 16-20 em relação aos tratamentos com a presença da leguminosa por não apresentaram diferenças significativas entre si. Na camada de 0-5 cm, o tratamento Gli+K foi igual aos tratamentos (SC+K+N e SC+N), enquanto o Gli+N foi igual ao tratamento SC+K+N. Na profundidade de 6-10 cm, os tratamentos Gli+K+N, Gli+N, Gli+K, Gli, SC+K+N e SC+N foram iguais entre si. O tratamento SC+K apresentou resistência igual ao SC e maior que os tratamentos que receberam leguminosa. Na camada 11-15 cm, os tratamentos sem cobertura não apresentaram diferenças em relação à RP. O tratamento SC foi igual ao SC+K e com maior RP em relação a todos os tratamentos com solo coberto. É importante observar que os tratamentos Gli+N foi igual Gli +K e menor que o SC+K+N confirmando a ação da leguminosa na redução da resistência a penetração. Na camada de 16-20 cm, todos os tratamentos com cobertura apresentaram menor RP que os tratamentos que receberam apenas adubação inorgânica.

Figura 12: Resistência do solo à penetração após 7 dias sem chuvas em (a) 2016 e (b) 2017 em Brejo, MA.



A umidade do solo em 2016, nas camadas 0-5 cm, 6 -10 cm e 16 - 20 cm, o tratamento SC+K+N, SC+N, SC+K e SC não apresentaram diferenças (Tabela 1).

Para a umidade do solo em 2017, nas camadas de 0-5 cm, 6 -10 cm, 11-15 cm e 16 -20 cm, os tratamentos (Gli+K+N, Gli +N, Gli+K e Gli) foram iguais entre si e superiores aos demais tratamentos sem cobertura (SC+K+N, SC+N, SC+K e SC), que também não apresentaram diferenças significativas entre eles. A umidade foi maior em todas as camadas avaliadas, 0 - 5 cm, 6 -10 cm, 11-15 cm e 16 -20 cm nos tratamentos com cobertura do solo (Tabela 1).

Tabela 1: Umidade do solo nas camadas de 0-5 cm, 6-10 cm, 11-15 cm e 16-20 cm após 7 dias sem chuvas em 2016 e 2017.

	Umidade do solo (g g <sup>-1</sup> )							
	2016				2017			
	0 - 5 cm	6 - 10 cm	11 - 15 cm	16 - 20 cm	0 - 5 cm	6 - 10 cm	11 - 15 cm	16 - 20 cm
<b>Gli+K+N</b>	0,17 ab	0,17 a	0,15 a	0,14 ab	0,14 a	0,16 a	0,13 a	0,12 ab
<b>Gli +N</b>	0,19 a	0,17 a	0,15 a	0,15 a	0,14 a	0,16 a	0,13 a	0,13 a
<b>Gli+K</b>	0,19 a	0,17 a	0,15 a	0,15 a	0,14 a	0,15 a	0,13 ab	0,12 ab
<b>Gli</b>	0,19 a	0,17 a	0,15 a	0,15 a	0,14 a	0,15 a	0,13 a	0,12 bc
<b>SC+K+N</b>	0,14 bc	0,13 b	0,13 ab	0,13 b	0,12 b	0,13 b	0,11 ab	0,10 d
<b>SC +N</b>	0,15 bc	0,13 b	0,11 b	0,14 ab	0,12 b	0,13 b	0,11 ab	0,10 d
<b>SC +K</b>	0,13 c	0,13 b	0,13 ab	0,13 b	0,12 b	0,12 b	0,10 b	0,11 cd
<b>SC</b>	0,14 c	0,13 b	0,15 a	0,14 ab	0,11b	0,12 b	0,13 a	0,11 cd
<b>CV (%)</b>	10,49	6,45	15,00	9,00	8,11	5,85	15,22	5,95

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo este LSD a 5%

As propriedades físicas de densidade do solo, porosidade total e macroporosidade na camada 0 -10 cm, não apresentaram diferenças significativas entre si (Tabela 3). Para microporosidade na camada 0 -10 cm, o tratamento Gli foi igual aos tratamentos Gli +K e SC+K+N, ambos maiores que o SC. Na camada de 10-30 cm, o tratamento Gli +K apresentou maior densidade que o Gli +K+N. A porosidade total, nesta mesma profundidade foi maior no tratamento Gli +K+N em relação SC+K. Já a macroporosidade foi maior no tratamento Gli do que no SC.

Tabela 2: Valores de densidade do solo (DS), porosidade total (Pt), microporosidade (Micro) e macroporosidade (Macro) nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm no ano de 2017 em Brejo - MA.

	0-10 cm				10-30cm			
	Ds (Mg/m <sup>3</sup> )	Pt (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	Micro (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	Macro (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	Ds (Mg/m <sup>3</sup> )	Pt (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	Micro (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	Macro (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )
<b>Gli +K+N</b>	1,55 a	0,42 a	0,17 ab	0,24 a	1,52 b	0,43 a	0,18 a	0,24 ab
<b>Gli +N</b>	1,55 a	0,41 a	0,17 ab	0,23 a	1,56 ab	0,41 ab	0,18 a	0,23 ab
<b>Gli +K</b>	1,57 a	0,40 a	0,18 a	0,22 a	1,59 a	0,40 ab	0,17 a	0,23 ab
<b>Gli</b>	1,53 a	0,42 a	0,18 a	0,24 a	1,56 ab	0,41 ab	0,18 a	0,25 a
<b>SC+K+N</b>	1,56 a	0,41 a	0,17 a	0,23 a	1,57ab	0,42 ab	0,17 a	0,22 ab
<b>SC+N</b>	1,57 a	0,40 a	0,17 ab	0,23 a	1,53 ab	0,42 ab	0,17 a	0,23 ab
<b>SC+K</b>	1,57 a	0,40 a	0,16 ab	0,24 a	1,59 a	0,39 b	0,17 a	0,22 ab
<b>SC</b>	1,59 a	0,40 a	0,15 b	0,25 a	1,57 ab	0,40 ab	0,19 a	0,21 b
<b>CV (%)</b>	5,1	4,07	10,9	9,82	5,4	4,29	8,8	9,49

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%

#### 1.3.4 Frações físicas da matéria orgânica do solo

No que se refere aos teores das frações de MOS, os tratamentos Gli+K+N, Gli+N e Gli apresentaram carbono orgânico particulado (COP) iguais entre si e superiores aos demais tratamentos, na camada de 0-10 cm (Tabela 2). Nos demais tratamentos os teores foram iguais entre os tratamentos SC+K+N e SC+N, ambos maiores que SC+K e SC. O carbono orgânico total e a matéria orgânica associada ao mineral apresentaram os tratamentos Gli+K+N e Gli+N iguais e maiores que o Gli+K. Enquanto o tratamento SC+K+N foi igual ao tratamento SC+N, que foram maiores que SC+K e SC. Enquanto isso, no estoque de carbono na camada de 0-10 cm, os resultados demonstraram que os tratamentos Gli+K+N, Gli+N e Gli foram iguais e ambos maiores que o Gli+K. No estoque de carbono na profundidade de 10-30 cm, o Gli+N foi maior que o Gli+K. Entre os tratamentos sem cobertura do solo, o SC foi igual ao SC+K, ambos menores que SC+N e SC+K+N (Tabela 2). Em todos os parâmetros do fracionamento físico de matéria orgânica do solo avaliado na camada de 0-10 cm, pôde-se observar que o tratamento Gli apresentou maiores teores do que o Gli+K, que por sua vez apresentou maiores teores do que o SC+K. Enquanto

na camada de 10-30 cm, apenas a fração COM obteve o tratamento Gli maior que Gli+K.

Tabela 3: Valores de carbono orgânico particulado (COP); carbono orgânico associado ao mineral (COM); carbono orgânico total (COT) e estoque de carbono do solo (EC) no ano de 2017 nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm em Brejo - MA.

	0-10cm				10-30cm			
	COP (g kg <sup>-1</sup> )	COM (g kg <sup>-1</sup> )	COT (g kg <sup>-1</sup> )	EC (Mg ha <sup>-1</sup> )	COP (g kg <sup>-1</sup> )	COM (g kg <sup>-1</sup> )	COT (g kg <sup>-1</sup> )	EC (Mg ha <sup>-1</sup> )
<b>Gli+K+N</b>	4,22 a	9,85 a	14,10 a	21,82 a	2,37 ab	7,42 abc	9,80 ab	29,71 abcd
<b>Gli +N</b>	4,30 a	9,60 a	13,72 a	21,37 a	2,60 a	7,50 abc	10,07 a	31,55 ab
<b>Gli +K</b>	3,22 c	8,52 b	11,75 b	18,48 cd	2,25 ab	6,52 c	8,77 bc	27,79 cd
<b>Gli</b>	4,20 a	9,50 a	13,70 a	20,95 ab	2,22 ab	7,57 ab	9,80 ab	30,47 abc
<b>SC+K+N</b>	3,72 b	8,50 b	12,37 b	19,25 bc	1,85 b	8,32 a	10,27 a	32,49 a
<b>SC+N</b>	3,32 bc	8,47 b	11,80 b	18,52 c	1,95 b	6,65 bc	8,52 c	26,08 d
<b>SC+K</b>	2,80 d	7,85 c	10,60 c	16,66 de	2,10 ab	7,15 bc	9,32 abc	29,67 abcd
<b>SC</b>	2,55 d	7,70 c	10,22c	16,29 e	2,12 ab	6,57 bc	8,70 bc	27,33 cd
<b>CV (%)</b>	8,02	4,79	5,88	8,98	16,55	9,60	9,00	9,82

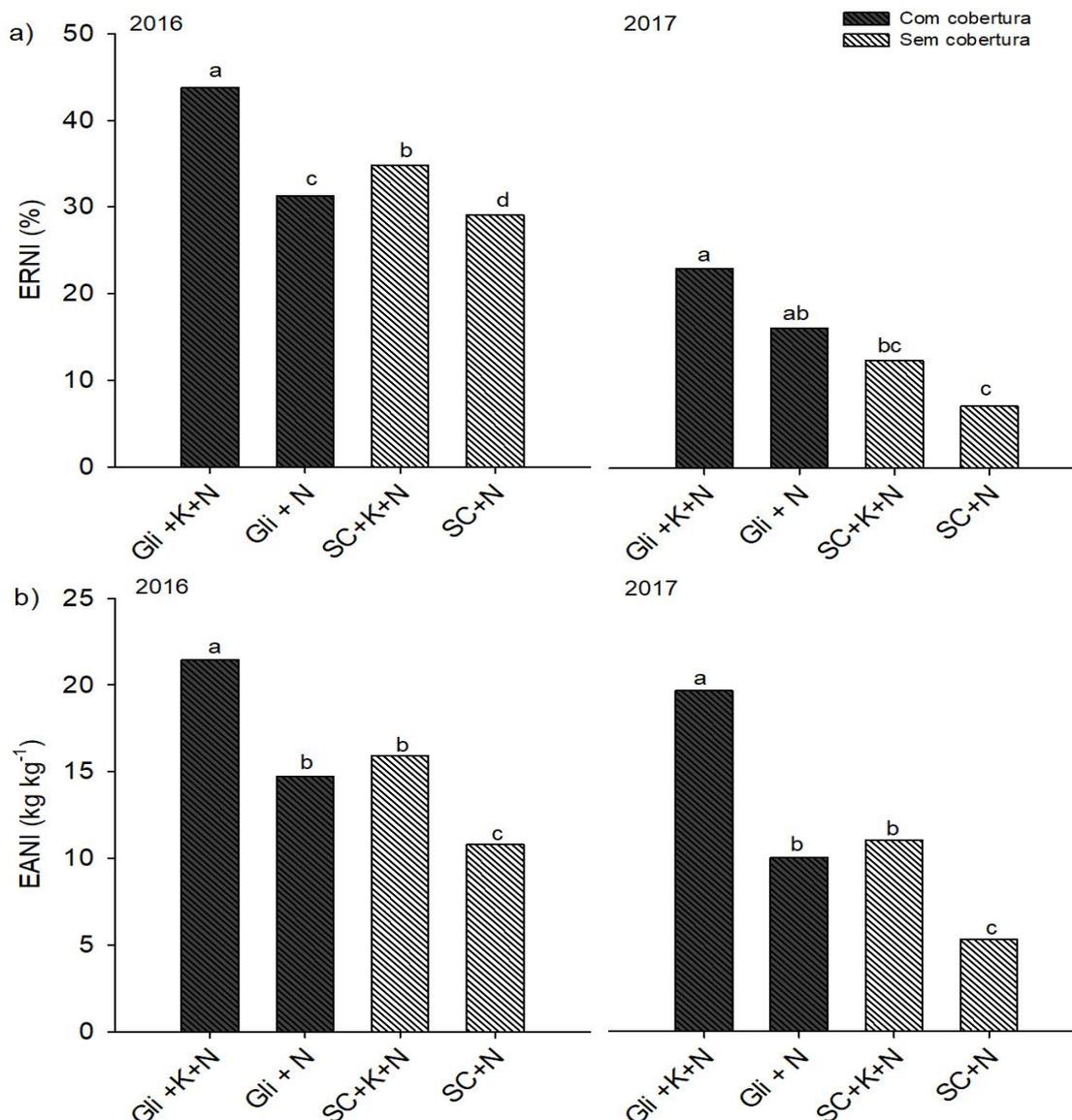
\*Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

### 1.3.5 Eficiências de uso do nitrogênio

Em geral, a eficiência de recuperação de nitrogênio inorgânico (ERNI) foi maior no ano de 2016 (Figura 13a). Nesse ano, a maior ERNI foi obtida no tratamento Gli+K+N (44%), seguido pelos tratamentos SC+K+N (35%), Gli+N (32%) e SC+N (29%). No ano de 2017, o tratamento Gli+K+N proporcionou maior ERNI (23%) em comparação aos tratamentos SC+K+N (12%) e SC+N (8%), porém sem diferir significativamente do tratamento Gli+N (16%). Já para os resultados de eficiência agrônômica do nitrogênio inorgânico (EANI), os valores obtidos no ano de 2017 (12%) foram, em média, inferiores aos de 2016 (16%), porém, a menor redução de um ano para o outro foi verificada no tratamento Gli+K+N, e a maior redução foi notada no tratamento SC+N (Figura 13b). Em ambos os anos os tratamentos Gli+K+N e SC+N resultaram em maior e menor EANI,

respectivamente. Já os tratamentos Gli+N e SC+K+N apresentaram EANI intermediário tanto na avaliação de 2016 como em 2017.

Figura 13: Eficiência de recuperação do nitrogênio inorgânico (ERNI) (a) e eficiência agrônômica do nitrogênio inorgânico (EANI) (b), nos anos de 2016 e 2017, em Brejo, MA.

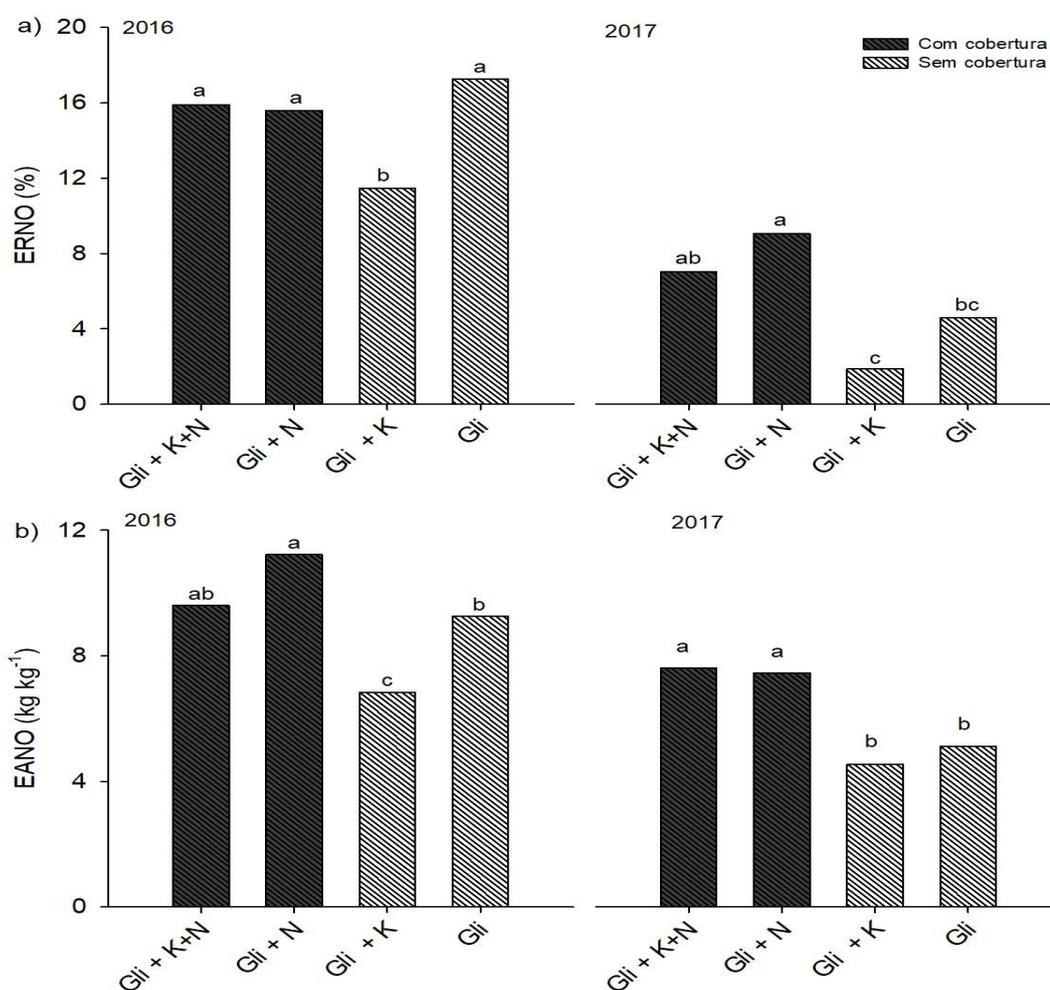


Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

Quanto à eficiência de recuperação do nitrogênio orgânico (ERNO), as médias obtidas nos anos de 2016 e 2017 foram de 15% e 6%, respectivamente. No ano de 2016 os tratamentos Gli+K+N, Gli+N e Gli+K proporcionaram os maiores

valores de ERNO. Já no ano de 2017 os maiores ERNO ocorreram com os tratamentos que receberam adubação nitrogenada sintética, ou seja, Gli+K+N e Gli+N (Figura 14a). Para os resultados de eficiência agrônômica do N orgânico (EANO), em 2016, o tratamento Gli+N apresentou o maior valor de EANO, porém sem diferir significativamente do tratamento Gli + K+N. Já o tratamento Gli+K foi o que resultou no menor EANO (Figura 14b). No ano de 2017, assim como no ano anterior, os maiores EANO ocorreram nos tratamentos com adubação nitrogenada, ou seja, Gli+K+N e Gli+N.

Figura 14: Eficiência de recuperação do nitrogênio orgânico (ERNO) (a) e Eficiência agrônômica do nitrogênio orgânico (EANO), nos anos de 2016 e 2017, (b) em Brejo, MA.



Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo este LSD a 5%.

### 1.3.6 Cálcio, Potássio, Magnésio, Fósforo e Matéria orgânica do solo

Em 2016, a adição de biomassa da leguminosa arbórea gliricídia ao solo proporcionou o aumento do conteúdo de cálcio do solo na camada de 0-10 cm (Tabela 4). As média dos teores de Ca nessa camada nos tratamentos com e sem gliricídia foram de 33 e 28 mmolc dm<sup>-3</sup>, respectivamente (Tabela 4). Vale ressaltar que, na camada de 0-10 cm, o resultado do tratamento Gli apresentou teor de Ca maior que todos os outros tratamentos com solo sem cobertura (SC+K+N; SC+K, SC+N e SC). Na camada de 10-30 cm, se confirma o acúmulo de Ca no solo promovido pela cobertura do solo, uma vez que o tratamento Gli+K+N promoveu maior teor que no SC+K+N e o teor no tratamento Gli foi maior que no SC+N, enquanto que no solo sem cobertura não houve diferença em relação ao tratamento que recebeu apenas N.

Em relação ao K, na camada de 0-10 cm, o resultado do tratamento Gli+K+N foi igual ao SC+K+N. Já na camada de 10-30 cm, o resultado do tratamento Gli foi maior que o tratamento SC+N, e Gli+N maior que SC+N. Porém, a presença da leguminosa não favoreceu o acúmulo de K nessa camada, pois o Gli+K foi igual ao SC+K. Foi possível observar que em relação ao conteúdo de Mg nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm o resultado do tratamento Gli+K+N foi maior que no tratamento SC+K+N.

Para o conteúdo de P, o resultado mais importante na camada de 0-10 cm mostrou que o tratamento Gli foi maior que o tratamento SC+K+N. Ademais, o resultado do tratamento Gli+N foi igual ao SC+N e maior que os demais tratamentos (Gli+K+N, Gli+K, Gli, SC+K+N, SC+K e SC). Enquanto que na camada de 10-30 cm, os resultados dos tratamentos com cobertura (Gli+N, Gli+K+N, Gli+K e Gli) foram maiores que aqueles com solo descoberto e adubação inorgânica (SC+K+N, SC+N, SC+K e SC).

A matéria orgânica do solo também foi influenciada pela cobertura do solo, pois o resultado do tratamento Gli+K+N não apresentou diferenças do Gli e Gli+N, que foram maiores que os resultados dos tratamentos a seguir: Gli+K, SC+N, SC+K e SC. Assim como ocorreu em outros parâmetros avaliados, o conteúdo de matéria orgânica no tratamento Gli foi maior que o Gli+K. Na camada mais profunda, 10-30 cm, a

leguminosa continuou apresentando efeito positivo sobre o teor de MOS, com destaque para o Gli+N que foi maior que o tratamento SC+K+N.

Em 2017, o conteúdo de Ca em ambas as profundidades estudadas, demonstrou o mesmo padrão, no qual o resultado do tratamento Gli + K+N foi igual ao resultado do tratamento Gli e maior que os demais tratamentos (Gli+N, Gli+K, SC+K+N, SC+K, SC).

Os resultados referentes ao conteúdo de K nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm demonstraram que o tratamento Gli foi maior que o SC+N e o tratamento Gli +N maior que o SC+N. No entanto, o resultado do tratamento Gli+K foi igual aos tratamentos (SC+K, SC) nas duas camadas avaliadas, o que permite dizer que o uso da leguminosa e da adubação sintética com potássio no mesmo tratamento não proporciona aumento do conteúdo de K no solo.

O Mg apresentou resultados semelhantes em ambas as camadas. O resultado do tratamento Gli+K+N foi maior que no tratamento SC+K+N e Gli, ambos maiores que o SC+N. É importante destacar que o tratamento SC+N foi igual ao tratamento SC para os seguintes nutrientes, K, Ca, Mg nas duas profundidades estudadas (0-10 e 10-30 cm).

Para o P na camada de 0-10 cm em 2017, o resultado do tratamento Gli+N foi igual aos seguintes tratamentos (Gli+K, Gli, SC+K+N, SC+K, SC) e maior que SC+N. Na camada de 10- 30 cm, o tratamento Gli+N foi o melhor tratamento, com o maior conteúdo de P. Enquanto o resultado do tratamento Gli+K+N foi igual aos tratamentos Gli +K, SC e SC+K e os tratamentos Gli, SC+K+N e SC+N, iguais entre si.

A matéria orgânica do solo, semelhante ao que ocorreu em 2016, também foi influenciada pela cobertura do solo uma vez que os resultados dos tratamentos Gli+K+N e Gli+N foram iguais entre si e superiores aos tratamentos sem cobertura (SC+N; SC+K e SC). O tratamento com solo sem cobertura apresentou o menor conteúdo de MO e os tratamentos apenas com adubação química foram iguais entre si (SC+K+N; SC+N e SC+K).

Tabela 4: Conteúdos de cálcio, potássio, magnésio, fósforo e matéria orgânica do solo nos anos de 2016 e 2017 em Brejo- MA.

Tratamentos	2016					2017				
	Ca	K	Mg	P	MO	Ca	K	Mg	P	MO
	-----mmolc dm <sup>3</sup> -----			mg dm <sup>3</sup>	g dm <sup>3</sup>	-----mmolc dm <sup>3</sup> -----			mg dm <sup>3</sup>	g dm <sup>3</sup>
<b>0 a 10 cm</b>										
<b>Gli+K+N</b>	38 a	2,0 a	23 a	21,4 d	22,7 a	34 a	1,9 a	15 a	64,1 c	25,5 a
<b>Gli +N</b>	33 b	0,9 b	15 b	33,2 a	22,1 ab	27 b	1,6 ab	10 bcd	79,1 ab	24,1 ab
<b>Gli +K</b>	27 cd	0,9 b	8 de	26,5 bc	19,2 d	23 bc	1,6 ab	12 bc	77,9 ab	21,3 c
<b>Gli</b>	33 b	0,8 b	14 bc	24,4 c	22,5 a	32 a	1,1 cd	12 b	68,7 bc	24,8 ab
<b>SC+K+N</b>	29 c	1,5 a	12 c	17,6 e	21,8 abc	26 bc	1,2 bc	11 bc	67,6 bc	23,8 b
<b>SC+N</b>	29 c	0,7 b	7 e	31,8 a	20,3 cd	24 bc	0,8 de	7 de	63,6 c	21,7 c
<b>SC+K</b>	26 d	0,8 b	10 d	17,6 e	20,1 d	25 bc	1,0 cde	9 cde	80,7 a	22,0 c
<b>SC</b>	26 cd	0,6 b	7 de	27,8 b	20,7 bcd	21 c	0,8 e	6 e	77,8 ab	21,4 c
<b>CV (%)</b>	6,70	26,83	15,13	9,88	5,28	11,08	19,19	20,61	11,04	4,53
<b>10 a 30 cm</b>										
<b>Gli +K+N</b>	36 a	1,4 a	18 a	17,2 b	20,6 a	26 a	1,8 a	14 a	50,0 bc	20,7 a
<b>Gli +N</b>	24 bc	0,9 c	10 c	20,4 a	19,5 a	19 bc	1,4 b	10 bc	65,4 a	20,7 a
<b>Gli +K</b>	25 b	0,9 c	8 d	17,3 b	17,2 b	18 bc	0,9 de	8 cde	52,9 b	17,7 bc
<b>Gli</b>	31 a	1,2 ab	16 b	17,3 b	19,9 a	25 a	1,1 cd	11 b	45,5 de	20,5 a
<b>SC+K+N</b>	21 bcd	0,9 bc	7 d	12,8 c	17,5 b	20 b	1,2 bc	9 bcd	43,9 e	18,3 bc
<b>SC+N</b>	18 d	0,5 d	6 de	12,0 c	17,4 b	15 c	0,8 de	6 e	45,8 de	18,8 b
<b>SC+K</b>	24 bc	0,8 c	7 d	12,0 c	17,6 b	19 b	1,0 cde	7 de	47,9 cd	18,9 b
<b>SC</b>	20 cd	0,4 d	4 e	12,4 c	16,8 b	19 bc	0,8 e	7 de	50,0 bc	17,3 c
<b>CV (%)</b>	12,15	19,81	16,99	9,88	5,68	12,93	15,85	18,42	4,97	5,23

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo este LSD a 5%.

## 1.4 DISCUSSÃO

### 1.4.1 Nitrogênio

O clima do trópico úmido do Brasil, principalmente no que diz respeito a temperatura e a precipitação, aceleram a taxa da mineralização de resíduos e da matéria orgânica do solo e as baixas condições de enraizabilidade do solo prejudicam a absorção de N. Os solos possuem características variadas (textura, pH e conteúdo de matéria orgânica) que favorecem a perda de N, ocasionando perdas na produtividade das culturas (BIBI et al., 2016).

Em ambos os anos avaliados, o conteúdo de N acumulado foi favorecido nos tratamentos que receberam leguminosas, em detrimento daqueles que não receberam, o que permite dizer que nas condições agroclimáticas do trópico úmido, em solos predispostos a coesão, a cobertura do solo se mostra mais importante do que a adubação sintética isolada, assim como observado por Moura et al (2016).

O entendimento sobre o período crítico de absorção do N nas plantas é necessário para promover estratégias que melhorem a eficiência do uso de N. A planta de milho apresenta um período crítico, em relação à demanda por N, que vai da pré-floração até o início do enchimento de grãos (MORIZET e TOGOLA, 1984). Assim, nos parâmetros, NAF e NPF, a leguminosa favoreceu a absorção de nitrogênio nos dois anos. Ressalta-se que a absorção de N é influenciada por diversos fatores, no trópico úmido, principalmente pela baixa distribuição do sistema radicular dificultada pela alta resistência do solo ao crescimento das raízes. A gliricídia foi essencial para estimular a remobilização do nitrogênio. A remobilização do N é primordial para translocar o nitrogênio durante o período de enchimento de grãos, quando a absorção de nitrogênio comumente não é suficiente para a alta demanda dos grãos (GARNETT et al., 2009). Essa remobilização ocorre principalmente em condições de estresse abiótico como a seca ou deficiência de N (TA e WEILAND, 1992).

Em função da diminuição da atividade fotossintética nas folhas senescentes, a fixação de carbono e a exportação de açúcar para os grãos são prejudicadas. O

aumento da degradação proteica facilita a reciclagem das reservas proteicas nas folhas. Ambos os processos modificam o balanço C / N dos nutrientes mobilizados e finalmente alocados para os grãos. Embora o retardamento da senescência foliar seja conhecido por aumentar a produção de grãos, por um lado, devido à manutenção da fixação de carbono, por outro, diminui o teor de proteína dos grãos devido à manutenção dos fluxos de carboidratos e à remobilização tardia de nitrogênio das folhas de origem (HAVÉ et al., 2017; BORRELL et al., 2000). Existem algumas evidências de que as moléculas de nitrogênio inorgânico nitrato e amônio, juntamente com a ureia, contribuem significativamente para a remobilização de nitrogênio de folhas senescentes (MASCLAUX-DAUBRESSE et al., 2010). Porém, nas condições deste experimento, a cobertura do solo por meio do fornecimento de N orgânico a base de glicíndia juntamente com N inorgânico a base de ureia promoveu maior remobilização de N em relação aos tratamentos somente com adubo orgânico.

As variações na acumulação de N pelo grão foram semelhantes aos parâmetros NAF e NPF nos dois anos de avaliação do experimento. Além disso, a leguminosa foi capaz de substituir a adubação química de K a base de cloreto de potássio, o que pode ser interessante para reduzir os gastos com a adubação. O N do grão é derivado da absorção de N durante o enchimento do grão e do N mobilizado a partir de órgãos vegetativos (PAN et al., 1986). A queda drástica da quantidade de N total absorvido de um ano para o outro pode ser atribuída aos altos índices pluviométricos no ano de 2017. Neste ano houve um aumento de 296,4 mm no acumulado, o que pode ter contribuído para lixiviação e grandes perdas de N, já que as perdas de N ocorrem principalmente através da lixiviação de nitrato ou desnitrificação por chuvas excessivas (GARNETT et al., 2009). No período entre a aplicação de N e sua absorção ativa pela cultura, existem inúmeras formas de perda de N: Lixiviação, fixação de argila, imobilização, desnitrificação e volatilização, o que resulta em perda de rendimento da cultura (SCHARF e LORY, 2002). Nessas mesmas condições, Marques et al (2017) ao avaliar os efeitos combinados de resíduos de leguminosas de baixa qualidade (alta relação C/N) e alta qualidade de resíduos (baixa relação C/N), em um solo tropical arenoso, concluíram que os efeitos da qualidade do resíduo da leguminosa na absorção de N pode ser diferente de ano para ano devido à variação nos dias de estresse hídrico.

Ademais, o clima da região, incluindo temperatura, precipitação e as baixas condições de enraizabilidade do solo, prejudicam a absorção de N, a taxa da

mineralização de resíduos e da matéria orgânica do solo. Os solos possuem características variadas (textura, pH e conteúdo de matéria orgânica) que favorecem a perda de N, ocasionando perdas na produtividade das culturas (BIBI et al., 2016).

#### **1.4.2 Produtividade, massa de matéria seca total e massa de 100 grãos do milho**

Em ambos os anos, o acúmulo de massa de matéria seca total demonstrou acentuadas diferenças entre os tratamentos Gli+K+N, Gli+N e os tratamentos SC+K, SC+N e o SC. As plantas foram mais eficientes em acumular massa seca nos tratamentos que receberam leguminosas. Os tratamentos com adubação orgânica via leguminosa gliricídia (Gli+K+N e Gli+N) nos anos de 2016 e 2017 apresentaram maiores quantidades de massa de matéria seca, conseqüentemente maiores produtividades. Isto pode ser explicado pelo fato de que o aumento na produção de milho é dependente do aumento paralelo na massa da matéria seca total e no acúmulo total de N (RAJCAN e TOLLENAAR, 1998).

O menor conteúdo de N absorvido pela planta de milho em 2017 resultou em menor produtividade. O uso da leguminosa, ainda que em condições de pluviosidade excessiva, promoveu o aumento da produção de milho em relação ao tratamento sem cobertura. De modo geral, os tratamentos com leguminosas foram menos prejudicados pelos excessos de chuvas, pois além de cobrir o solo, diminuir as perdas de nutrientes, a cobertura pode disponibilizar os nutrientes de forma gradativa. Sob condições de forte lixiviação de nutrientes, Moura et al (2010) sugerem que um fornecimento de nutrientes de liberação lenta a partir da decomposição de resíduos de leguminosas é crucial para atender a demanda de N e K de milho após o estágio de pendoamento. Assim, embora a eficácia de fontes orgânicas não seja suficiente para suprir as exigências nutricionais da cultura quanto os fertilizantes minerais, o uso integrado de fertilizantes químicos, juntamente com fontes orgânicas, é capaz de melhorar a qualidade do solo e aumentar a produtividade das culturas em longo prazo (KALHAPURE et al., 2014).

A adubação orgânica somente via gliricídia proporcionou maior produtividade em relação aos tratamentos que receberam adubação química com K ou N. Este

resultado deve ser levado em consideração ao planejar a adubação das culturas no trópico úmido, de maneira que possa promover a redução de adubos sintéticos e a diminuição dos custos. Visto que, o estabelecimento e a manutenção de sistemas agrícolas com baixo uso de insumos são mais adequados a pequenas propriedades nos trópicos úmidos, pois requerem uma redução no custo e um aumento na eficiência do uso de nutrientes (MOURA et al., 2009). Embora não tenha ocorrido diferenças acentuadas no parâmetro massa de 100 grãos nos anos avaliados entre os tratamentos que receberam gliricídia, mas em relação ao controle (SC) houve influência positiva da leguminosa no ganho de massa de 100 grãos.

#### **1.4.3 Resistência do solo à penetração, umidade do solo e propriedades físicas do solo**

Em solos coesos do trópico úmido, nos dois anos de avaliação experimental (2016 e 2017), o uso de biomassa da leguminosa gliricídia como forma de cobertura do solo foi essencial para garantir menor resistência do solo à penetração (RP) em todas as camadas mensuradas. Um dos efeitos positivos dos resíduos de leguminosas sobre a RP em solos coesos pode ser atribuído a maior retenção de umidade do solo (DANIELLS, 2012). O que confirma os dados dos dois anos nos quais a umidade variou semelhantemente a RP, pois os tratamentos que receberam leguminosas apresentaram maior umidade. A conservação da umidade do solo é uma das principais vantagens do sistema de cultivo com cobertura (MULUMBA e LAL, 2008). Além de manter a umidade, a cobertura proporciona ambiente favorável ao maior crescimento do sistema radicular das plantas, porque a camada protetora de resíduos absorve o impacto da chuva, reduz a evaporação da superfície do solo e pode retardar a coesão (BECHER et al., 1997). Essas vantagens possibilitam o uso agrícola desses solos, uma vez que são cultivados em uma estreita faixa de conteúdo de água no solo (MULLINS et al., 1987).

Em 2017, o uso da leguminosa associado à aplicação de N ou K resultou em menor RP que o tratamento que foi adubado com N e K juntos. Tal resultado comprova a relevância da cobertura do solo para permitir o desenvolvimento da agricultura nessas condições edafoclimáticas. Uma vez que, a cobertura morta a longo prazo tende a melhorar a estabilidade e a estrutura do solo através da

proteção do solo, da atividade da macrofauna e da incorporação de matéria orgânica, que geralmente proporciona alta taxa de infiltração e reduz a evaporação da água do solo (LAL, 1976; VALENTIN e BRESSON, 1992; MULUMBA e LAL, 2008). Essas melhorias amenizam as características do solo coeso, como por exemplo, melhorar o acesso do sistema radicular à água e nutrientes e assim aumentar o rendimento das colheitas (CLARK et al., 2003).

Assim como ocorreu com a RP, as propriedades físicas do solo também foram influenciadas pela cobertura do solo. A cobertura do solo favorece a retenção de umidade no solo e influencia na redução da compactação do solo. Além disso, muda a agregação do solo pela ação mecânica das raízes, o que promove o aumento da macroporosidade e diminuição da compactação do solo resultando em menor resistência do solo à penetração. Tais mudanças podem ser atribuídas aos efeitos da aplicação continuada de resíduos a longo prazo. Uma vez que (SHEPHERD et al., 2002) afirma que a cobertura do solo aumenta a fração leve livre da matéria orgânica do solo e promove a formação de uma "estrutura efêmera" composta de agregados instáveis que melhoram a capacidade de retenção de água do solo e proporcionam melhorias nas propriedades físicas do solo. Tais melhorias são benéficas para o estabelecimento das culturas, pois possibilitam um aumento do crescimento radicular, o que faz com que a planta absorva água e nutrientes do solo em camadas mais profundas (MULUMBA e LAL, 2008).

#### **1.4.4 Frações físicas da matéria orgânica do solo**

O fracionamento da MOS pode ser uma importante ferramenta para detectar mudanças nos estoques de MOS e identificar em quais compartimentos o C está acumulando. O COP foi influenciado positivamente pelo uso da leguminosa na camada de 0-10 cm, na qual todos os tratamentos que receberam glicíndia foram superiores aos tratamentos que receberam apenas adubação química a base de K ou N, exceto os tratamentos Gli+K e SC+N. A fração particulada da MOS é mais sensível às mudanças nas práticas de manejo do solo porque passa por modificações em função das variações no aporte de resíduos vegetais e nas taxas de decomposição que resultam do preparo do solo (BAYER et al., 2002). O COP

equivale a fração lábil da MOS e é muito sensível às mudanças no sistema de manejo e uso do solo (BLAIR et al., 1998). Portanto pode ser usado como ferramenta para avaliar a qualidade do solo, principalmente em um curto período de tempo (CONCEIÇÃO et al., 2005). O acúmulo do COP na camada superficial do solo também é favorecido pelo sistema de plantio direto. Segundo Bayer et al. (2000), a utilização do plantio direto, associado a sistemas com alto aporte de resíduos e de N pela inclusão de leguminosas, é fundamental, permitindo acelerar o aumento dos teores de matéria orgânica e diminuir a emissão de CO<sub>2</sub> do solo para atmosfera. O mesmo padrão ocorreu para o COT e COM, com os maiores níveis de C nos tratamentos com gliricídia na camada de 0-10 cm. Ambos foram mais expressivos nesta camada, o que demonstrou maior influência dos resíduos vegetais distribuídos em superfície associada à menor taxa de decomposição, pelo não revolvimento do solo, além de maior concentração de raízes nesta camada, principalmente de gramíneas (CARMO et al., 2012).

Os maiores valores médios para estoque de carbono no solo foram observados para as áreas que apresentaram os maiores teores de COT, nas duas profundidades avaliadas, como era de se esperar. A fração COM na camada 10-30 cm não apresentou diferenças acentuadas. Carmo et al. (2012) relatam que o carbono orgânico associado a minerais pode não ser um bom indicador dos efeitos dos sistemas de uso do solo, porque pode levar vários anos para que ocorram mudanças nessa fração de MOS para se tornar detectável. Neste trabalho mais de 70% do COT do solo é composto pela fração COM, com valores variando de 69 a 75% da fração COM no COT para o sistema estudado, evidenciando mais uma vez, um grande aporte de resíduos.

O estoque de C, em grande parte, foi significativo na camada de 0-10 cm para os tratamentos com leguminosas, o que mostra os efeitos do manejo nesta camada. Enquanto que na camada de 10-30 cm, apenas o tratamento Gli+N foi maior que o Gli+K e igual ao SC+N. Bayer et al. (2004), avaliando o armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto, relatou que houve maior sensibilidade do estoque de C na MO particulada às alterações no manejo em comparação ao estoque de C orgânico total. É importante ressaltar que ao comparar um tratamento que recebeu cobertura, como exemplo, Gli+K+N ou o Gli com o tratamento SC, SC+N ou SC+K, ambos com leguminosa, apresentaram maior COP, COM, COT e EC na camada de 0-10 cm.

Em solos tropicais altamente intemperizados, a matéria orgânica é fundamental para contribuir na fertilidade do solo e na sustentabilidade do sistema devido a sua capacidade de fornecer nutrientes às plantas, alta capacidade de retenção de íons e seu papel na manutenção da boa estrutura do solo. Reicosky et al. (1995) relatam que, mesmo nos casos em que não há aumento de MO na camada arável do solo em plantio direto, o acúmulo de resíduos culturais sobre o solo e de MO nos primeiros centímetros do solo resultam em efeitos importantes em relação à ciclagem de nutrientes, agregação, atividade microbiana, movimento e armazenamento de água, e troca de gases com a atmosfera. Ficou evidenciado que existe uma relação entre a MOS e o K, uma vez que nas várias frações de MOS, o tratamento Gli foi melhor que Gli+K. A matéria orgânica promove consideravelmente rápido a taxa inicial de adsorção de K e tem locais de adsorção mais acessíveis para K em comparação com os constituintes minerais dos solos (WANG e HUANG, 2001). Desta forma, pode se dizer que o uso da cobertura somente com o K, não foi vantajoso, pois a cobertura pode ter contribuído com a adsorção desse nutriente no solo. Embora já tenha sido declarado que a matéria orgânica é um dos constituintes do solo que afetam as reações de K no solo por causa de sua capacidade de troca de cátions (SPARKS e HUANG, 1985), a evidência do papel da MOS na modificação da cinética das reações de troca de K não foi fornecida até o momento.

#### **1.4.5 Eficiências de uso do nitrogênio**

A ERNI e a EANI foram favorecidas pelo tratamento que usa NK junto com a leguminosa gliricídia. A leguminosa melhorou a eficiência do uso do fertilizante, pois no tratamento Gli+N tanto o ERNI como o EANI foram maiores que no tratamento SC+N, ou seja, o uso da gliricídia aumentou a recuperação de N na parte aérea do milho e a produtividade de grãos. Nas condições do trópico úmido, aumentar a eficiência de um fertilizante melhora a recuperação das safras no ano de aplicação, o que poderia potencialmente otimizar o rendimento dos retornos econômicos. Além disso, o uso exclusivo de fertilizantes inorgânicos em solos suscetíveis a coesão e sujeitos a altos níveis de perdas de nutrientes por lixiviação, em função das altas precipitações pluviométricas não deve ser recomendado devido à fácil solubilidade e

perda das formas absorvíveis (AGUIAR et al., 2010). Em 2017, os resultados para ERNO e EANO demonstraram que a utilização da leguminosa gliricídia com N e com NK juntos, foram os melhores tratamentos. É possível afirmar também que muitos outros fatores podem influenciar no sucesso dessas combinações. Os efeitos benéficos da cultura de cobertura dependem em grande parte da quantidade e qualidade de resíduos disponíveis, do tipo de solo e do estado de fertilidade e acidificação do solo, diversidade microbiológica, umidade do solo e regime térmico (MARY e RECOUS, 1994).

As leguminosas podem ser usadas para atuar como cobertura morta e fornecer o N biologicamente fixado a outras plantas. Assim, ambas as eficiências, de recuperação e agronômica do uso do N orgânico ou inorgânico, foram favorecidas pela cobertura do solo, o que pode ser resultante de melhorias promovidas no ambiente edáfico pela adição de biomassa de leguminosas, pois a absorção de nitrogênio é altamente dependente do tamanho e da arquitetura das raízes, que devem ser variáveis importantes no manejo do solo para a aquisição de N ao longo do perfil do solo (YADAV et al., 2017; DECHORGNAT et al., 2018).

#### **1.4.6 Cálcio, Potássio, Magnésio, Fósforo e Matéria orgânica do solo**

A manutenção de quantidades adequadas de nutrientes no solo desempenha um papel essencial na manutenção da produtividade das culturas. Os problemas ligados ao uso contínuo de fertilizantes químicos incluem o desbalanço de nutrientes devido a oferta insuficiente de nutrientes, aumento da acidez do solo, degradação das propriedades físicas do solo e perda de matéria orgânica. (AGBEDE e KALU, 1990; OBI e OFONDIRU, 1997). No trópico úmido ciclos repetidos de umedecimento e secagem do solo por um longo período aumentam a coesão, em função da ausência de agregados e baixos teores de ferro e matéria orgânica, o que dificulta o crescimento radicular e a absorção de nutrientes. Além disso, em solos intemperizados há uma alta taxa de remoção de nutrientes do perfil do solo devido a lixiviação e baixa capacidade de retenção de cátions (MOURA et al., 2013; MULLINS, 1999; DECHERT et al., 2005). Assim, para manter níveis suficientes de nutrientes no solo, exige-se uma maior frequência de aplicação de fertilizantes orgânicos e inorgânicos juntos.

Os nutrientes avaliados estão dentro dos níveis críticos considerados bom/médio para fertilidade do solo segundo Ribeiro et al. (1999), tanto nas avaliações realizadas no ano de 2016 como em e 2017, o que sugere que a maior lixiviação foi de N, o nutriente responsável pela diminuição da produção no ano de 2017.

Os nutrientes Ca e Mg foram positivamente afetados pela presença de biomassa de leguminosa nas duas camadas estudadas. Ambos apresentaram melhores resultados nos tratamentos com leguminosas do que quando aplicou-se NK ao solo de modo isolado. O Ca também tem um efeito positivo localizado na MOS através da biomassa acima e abaixo do solo (BRIEDIS et al., 2012). Esses resultados se mantiveram também para o teor de MOS. Estratégias de manejo para amenizar a acidez do solo, neutralizar os elementos tóxicos e aumentar cátions polivalentes, como Ca e Mg, em todo o perfil do solo são necessários para manter o conteúdo do MOS em solos tropicais (CARMEIS FILHO et al., 2017). Esse efeito sobre a matéria orgânica pode ser residual, da biomassa de leguminosas aplicada em anos anteriores, como encontrado por Leite et al (2008).

O tratamento que tinha K e leguminosa ao mesmo tempo não aumentou os níveis de K. O potássio não está associado a componentes estruturais das plantas, e a taxa de sua liberação é geralmente maior que a de outros nutrientes (RANJBAR e JALALI, 2012). A maioria dos solos tropicais tem uma pequena capacidade tampão, na qual os íons  $K^+$  não interagem fortemente com a matriz do solo, e com isso uma maior concentração de  $K^+$  na solução do solo pode ser lixiviada sob condições tropicais úmidas (KOLAHCHI e JALALI, 2007). Em função do vínculo fraco entre íons  $K^+$  e constituintes do solo, uma redução na concentração do K também pode ocorrer pela substituição por outros cátions, principalmente pelo cálcio (SAWYER e MALLARINO, 2002).

No trópico úmido a deficiência de P é uma limitação importante que interfere na produção das culturas nos solos coesos. Os agricultores aplicam o fertilizante fosfatado, mas apenas uma pequena porção dos fertilizantes aplicados está disponível para as plantas, devido a precipitação química e adsorção física de P por constituintes do solo (BARROW, 1980). Uma das formas de melhorar a absorção de P seria pela adição de biomassa de leguminosas ao solo e conseqüentemente aumentar a MOS (MOURA et al., 2009). Rose et al. (2016) relataram que as leguminosas melhoram a absorção de fósforo. Foi possível observar que o uso da

cobertura do solo contribuiu para a manutenção dos níveis adequados de nutrientes no solo. Isso demonstra a importância da adoção do sistema de plantio direto de leguminosas arbóreas em aleias, pois este sistema pode fornecer adequadas quantidades de biomassa para cobrir o solo, enquanto mantém ou melhora a zona radicular com nutrientes para as culturas. Isto tende a ser fácil no trópico úmido, onde as árvores crescem rapidamente, possibilitando o rendimento de biomassa e reciclagem de nutrientes (MOURA et al., 2008).

## 1.5 CONCLUSÃO

O uso da biomassa da leguminosa *Gliricídia sepium* promoveu alterações significativas na zona radicular com o aumento da fertilidade do solo, do acúmulo de carbono do solo e absorção de nitrogênio. Tais melhorias resultaram no aumento da produtividade do milho em aproximadamente 70%.

A melhoria da eficiência do uso do nitrogênio nas condições do trópico úmido promovida pelo uso da biomassa de leguminosas como cobertura do solo, permite recomendar o tratamento com adubo e leguminosa (Gli+K+N), uma vez que este se destacou em relação ao tratamento SC+K+N nos parâmetros de produtividade e eficiência de recuperação do nitrogênio.

## REFERÊNCIAS

- AGBEDE, O. O.; KALU, B. A. An assessment of fertilizer use under traditional cropping system in the middle belt zone of Nigeria. **In Proceedings of the Third National Farming System Research Network Workshop**, ed. O. Babalola, 15–16. Calabar, Nigeria: University of Calabar.1990.
- AGUIAR, A. C. F.; BICUDO, S. J.; COSTA SOBRINHO, J. R. S, MARTINS, A. L. S., COELHO, K. P., MOURA, E. G. Nutrient recycling and physical indicators of an alley cropping system in a sandy loam soil in the Pre-Amazon region of Brazil. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v, 86. p. 189– 198, 2010.
- BAR, T. A. The effects of nitrogen formo n interactions with potassium. **Research Findings: e-ifc**, 29, december 2011.
- BARROW, N.J. Evaluation and utilization of residual phosphorus in soils. In F.E. Khasawneh, E.C. Sample & E.J. Kamprath, eds. The role of phosphorus in agriculture, **American Society of Agronomy**, p. 333–359, 1980.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO<sub>2</sub>. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 599-607, 2000.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. ERNANI, P.R. Stocks and humification degree of organic matter soil as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, v. 238, p.133-140, 2002.
- BAYER, C.; NETOII, L. M.; MIELNICZUKI, J.; PAVINATO, A. I. Carbon storage in labile fractions of soil organic matter in a tropical no-tillage Oxisol. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v, 39, p.677-683, 2004.
- BECHER, H. H.; BREUER, J. KLINGLER, B. An index value for characterizing hardsetting soils by fall-cone penetration. **Soil Technology**, v.10, p. 47–56, 1997
- BIBI, S.; SAIFULLAH.; NAEEM, A.; DAHLAWI, S. Environmental Impacts of Nitrogen Use in Agriculture, Nitrate Leaching and Mitigation Strategies. **In Soil Science: Agricultural and Environmental Perspectives**; Springer International Publishing: Cham, Switzerland. pp. 131–157, 2016.
- BISHOPP, A.; LYNCH, J. The hidden half of crop yields. **Nature Plants**, v,1, p. 1–2, 2015.
- BLAIR, G. J.; CHAPMAN, L.; WHITBREAD, A. M.; BALL-COELHO, B.; LARSEN, P.; TIESSEN, H. Soil carbon changes resulting from sugarcane trash management at two locations in Queensland, Australia and in Nort-East Brazil. **Australian Journal of Soil Research**, v. 6, p.873-82, 1998.

BORRELL, A. K.; HAMMER, G. L.; HENZELL, R. G. Does maintaining green leaf area in sorghum improve yield under drought? II. Dry matter production and yield. **Crop Science**, v. 40, p. 1037-1048, 2000.

BRIEDIS, C.; SA, J. C. M.; CAIRES, E. F.; NAVARRO, J. F.; INAGAKI, T. M.; BOER, A.; NETO QUADROS, C.; FERREIRA, A. O.; CANALLI, L. B.; SANTOS, J. B. Soilorganic matter pools and carbon-protection mechanisms in aggregate classes influenced by surface liming in a no-till system. **Geoderma**, v.170, p.80-88, 2012.

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

CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FIDÊNCIO, H. P. **Determinação de matéria orgânica pelo método do bloco digestor**. IAC\_CRSA. 14.10.1999.

CARMEIS FILHO, A. C. A.; PENN, C.J.; CRUSCIOL, C. A.C.; CALONEGO, J.C. Lime and phosphogypsum impacts on soil organic matter pools in a tropical oxisol under long-term no-till conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 23, p. 241:11–23, 2017.

CARMO, F. F.; FIGUEIREDO, C.C.; RAMOS, M. L. G.; VIVALDI, L. J.; ARAÚJO L. G. Frações granulométricas da matéria orgânica em Latossolo sob plantio direto com gramíneas. **Bioscience Journal**, v. 28, p.420-31, 2012

CHAPMAN, N.; MILLER A. J.; LINDSEY, K.; WHALLEY, W.R. Roots, water, and nutrient acquisition: let's get physical. **Trends Plant Science** v.12, p.701-10, 2012.

CLARK, L. J.; WHALLEY, W. R.; BARRACLOUGH, P. B. How do roots penetrate strong soil? **Plant and Soil**, v. 2551, p. 93–104, 2003.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.777-788, 2005.

DANIELLS, I. G. Hardsetting soils: a review. **Soil research**. v. 50, p. 349-359, 2012.

DECHERT, G.; VELDKAMP, E.; BRUMME, R. Are partial nutrient balances suitable to evaluate nutrient sustainability of land use systems? Results from a case study in central Sulawesi, Indonésia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 72, p. 201-12, 2005.

DECHORGNAT, J.; FRANCIS, K. L.; DHUGGA, K. S.; RAFALSKI, J. A.; TYERMAN, S. D.; KAISER, B. N. Root Ideotype Influences Nitrogen Transport and Assimilation in Maize. **Frontiers in Plant Science**. v. 9, p. 531, 2018.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. Centro Nacional de Pesquisas de Solos, Rio de Janeiro, 212 pp. 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Rio de Janeiro, 2013. 353p.

FAGERIA, N.K.; BALIGAR, V.C. Enhancing nitrogen use efficiency in crop plants. **Advances in Agronomy**, v.88, p.97-185, 2005.

GARNETT, T., CONN, V., KAISER, B.N. Root based approaches to improving nitrogen use efficiency in plants. **Plant Cell Environment**, v.32, p. 1272–1283, 2009.

HAGIN, J.; OLSEN, S. R.; SHAVIV, A. Review of interaction of ammonium - nitrate and potassium nutrition of crops. **Journal of Plant Nutrition**. V. 13, P. 1211-1226, 1990.

HAVÉ, M.; MARMAGNE, A.; CHARDON, F.; MASCLAUX-DAUBRESSE, C. Nitrogen remobilization during leaf senescence: lessons from Arabidopsis to crops, **Journal of Experimental Botany**, v.68, p. 2513–2529, 2017.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. IAC Campinas, 2001.

KALHAPURE, K.; SHETE, B.; MADHUKAR; BODAKE, D. P. Influence of different organic and inorganic sources of nutrients on maize (*Zea mays*). **Indian Journal of Agronomy**. v.59, p. 295- 300, 2014.

KOLAHCHI, Z.; JALALI, M. Effect of water quality on the leaching of potassium from sandy soils. **Journal of Arid Environments**, v. 68, p. 624-39, 2007.

KUMAR, K.; GOH, K. M. Crop residues and management practices: Effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. **Advances in Agronomy**. v. 68, p.197–319, 2000.

LAL, R. Soil erosion problems on an Alfisol in Western Nigeria and their control: Mulching effect on runoff and soil loss. I.T.A. Monogr. 1. **International Institute of Tropical Agriculture**, Nigeria. 1976.

LEITE, A. A. L.; FERRAZ JÚNIOR, A. S. L.; MOURA, E. G.; AGUIAR, A. C. F. Comportamento de dois genótipos de milho cultivados em sistema de aleias pré-estabelecidos com diferentes leguminosas arbóreas. **Bragantia**, v. 67, p.817–825, 2008.

MARY, B.; RECOUS, S. Measurement of nitrogen mineralization and immobilization fluxes in soil as a means of predicting net mineralization. **European Journal of Agronomy**, v. 2, p. 291–300, 1994.

MARQUES, G.E.C; AGUIAR, A.C.F.; MACEDO, V.R.A.; E.P.A.; MOURA, E.G. Nitrogen use and protein yield of two maize cultivars in cohesive tropical soil. **Journal of Agricultural Science**; v. 9, p. 3, 2017.

MASCLAUX-DAUBRESSE, C.; DANIEL-VEDELE, F., DECHORGNAT, J., CHARDON, F., GAUFICHON, L., SUZUKI, A.. Nitrogen uptake, assimilation and remobilization in plants: challenges for sustainable and productive agriculture. **Annals of Botany**, v.105, p. 1141–1157, 2010.

MORIZET, J.; TOGOLA, D. **Effect et arrière-effet de la sécheresse sur la croissance de plusieurs génotypes de maïs**. In: CONFÉRENCE INTERNATIONALE DES IRRIGATIONS ET DU DRAINAGE, Versailles. Les besoins en eau des cultures. Paris: INRA, p.351-360. 1984.

MOURA, E.G.; ALBUQUERQUE, J. M.; AGUIAR, A.C.F. Growth and productivity of corn as affected by mulching and tillage in alley cropping systems. **Scientia Agricola**, v.65, p. 204–208, 2008.

MOURA, E. G.; ARAÚJO, J. R. G.; MONROE, P. H. M.; NASCIMENTO, I. O.; AGUIAR, A. C. F. Patents on periphery of the Amazon rainforest. **Recent Patents on Food, Nutrition and Agriculture**, v.1, p.142– 148, 2009.

MOURA, E.G.; SERPA, S. S.; SANTOS, J. G. D.; COSTA SOBRINHO, J.R.; AGUIAR, A.C.F. Nutrient use efficiency in alley cropping systems in the Amazonian periphery. **Plant and Soil**, v.335, p.363– 371, 2010.

MOURA, E.G.; SENA, V.G.; CORRÊA, M.S.; AGUIAR, A.C.F. The importance of an alternative for sustainability of agriculture around the periphery of the Amazon rainforest. **Recent Patents Food Nutrition and Agriculture**, v. 5, p. 70-78, 2013.

MOURA, E. G.; GEHRING, C.; BRAUN, H.; FERRAZ JUNIOR, A.S.L.; REIS, F.O.; AGUIAR, A.C.F. Improving Farming Practices for Sustainable Soil Use in the Humid Tropics and Rainforest Ecosystem Health. **Sustainability**, v.8, p. 841, 2016.

MOURA, E. G.; PORTELA, S. B.; MACEDO, V. R. A.; SENA, V. G. L.; SOUZA, C. C.M.; AGUIAR, A. C.F. Gypsum and Legume Residue as a Strategy to Improve Soil Conditions in Sustainability of Agrosystems of the Humid Tropics. **Sustainability**, v. 10, p. 1006, 2018.

MULLINS, C. E.; YOUNG, I. M.; BENGOUGH, A.G.; LEY, G. J. Hard-setting soils. **Soil Use and Management**, v.3, p.79–83, 1987.

MULLINS, C.E. **Hardsetting soils**. In: Summer ME, Ed. Handbook Of soil science. New York: CRC press:G65-G87. 1999.

MULUMBA, L. N., LAL, R., Mulching effects on selected soil physical properties, **Soil and Tillage Research**, v.98, P. 106-111, 2008.

OBI, M. E.; OFONDIRU, C. O. The effect of soil amendments on soil physical properties of a severely degraded sandy loam soil in southeastern Nigeria. In Proceedings of the 24th **Annual Conference of Soil Science Society of Nigeria**, ed. S. O. Ojeniyi and O. Babalola, 30–35. Sokoto: Usman Danfodio University. 1997.

PAN, W. L.; CAMBERETO, J. J.; JACKSON, W. A.; MOLL, R. H. Utilization of previously accumulated and concurrently absorbed nitrogen during reproductive growth in maize. **Plant Physiology**, v. 82, p. 247–253, 1986.

RAIJ, B.; QUAGGIO, J. A.; SILVA, N. M. Extraction of phosphorus, potassium, calcium, and magnesium from soils by ion-exchange resin procedure. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 17, p. 547–566, 1986.

RAO, I. M.; MILES, J. W., BEEBE, S. E., HORST, W. J. Root adaptations to soils with low fertility and aluminium toxicity. **Annals of Botany**, v.118, 593–605, 2016.

RAJCAN, I.; TOLLENAAR, M., Source: sink ratio and leaf senescence in maize. II. Nitrogen metabolism during grain filling. **Field Crops Research**, v.60, p. 255±265. 1998.

RANJBAR, F.; JALALI, M. Calcium, Magnesium, Sodium, and Potassium Release during Decomposition of Some Organic Residues. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.43, p.645–659, 2012.

REICOSKY, D. C.; KEMPER, W. D.; LANGADALE, G. W.; DOUGLAS, C. L., RASMUNSEN, P. E. Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 50, P.253-261, 1995.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ V., V. H. (Ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5a aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p.25-32.

ROSE, T. J.; RACHEL, H.; WOOD, D. B.; GLEESON, B. Removal of phosphorus in residues of legume or cereal plants determines growth of subsequently planted wheat in a high phosphorus fixing soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, p. 1085, 2016.

ROWLEY, M.C., GRAND, S.; VERRECCHIA, É.P. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbono. **Biogeochemistry**, v.137, p.27, 2018.

SAWYER, J. E; MALLARINO, A. P. **Corn leaf potassium deficiency symptoms**. In: The Integrated Crop Management Newsletter. IC- 488(15). Iowa State Univ. Extension. 2002.

SCHARF, P.C.; LORY, J.A. Calibrating corn color from aerial photographs to predict sidedress nitrogen need. **Agronomy Journal**, v. 94, p. 397– 404, 2002.

SHEPHERD, M. A.; HARRISON, R. & WEBB, J. Managing soil organic matter – implications for soil structure on organic farms. **Soil Use and Management**, v.18, p. 284–292, 2002.

SILVA, A. P.; KAY, B. D. Estimating the least limiting water range of soils from properties and management. **Soil Science Society of American Journal**, v. 61, p. 877–883, 1997a.

SILVA, A. P.; KAY, B.D. Effect of soil water content variation on the least limiting water range. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 884-888, 1997b.

SPARKS, D. L., HUANG, P. M. 1985. Physical chemistry of soil potassium. Pages 201–276 in R. D. Munson, eds. **Potassium in agriculture**. ASA, CSSA and SSSA, Madison, WI.

TA, C .T.; WEILAND, R .T. Nitrogen partitioning in maize during ear development. **Crop Science**, v. 2, p. 443-451, 1992.

TEDESCO, M.J. **Análise de solo, plantas e outros minerais**. UFRGS: Depto. De Solos. Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, 174p., 1995.

TEIXEIRA, P. C. **Manual de métodos de análise de solo** /... [et al.], editores técnicos. – 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p. : il. color.

THOMASSON, A. J. Towards an objective classification of soil structure. **Journal of Soil Science**, v. 29, p. 38–46, 1978.

VALENTIN, C.; AND BRESSON, L. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. **Geoderma**, v. 55, p. 225–245, 1992.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, p.175-180, 1994.

WANG, L.; HUANG, P. M. Effects of organic matter on the rate of potassium adsorption by soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p. 325-330, 2001.

YADAV, M. R.; RAKESH KUMAR, C. M.; PARIHAR.; YADAV, R. K.; JAT, S. L. H.; RAM, MEENA, R. K.; SINGH, M.; BIRBAL.; VERMA, A. P.; KUMAR, U.; ASHISH GHOSH.; JAT, M. L. Strategies for improving nitrogen use efficiency: A review. **Agricultural Reviews**, v. 38, p. 29- 40. 2017

## CAPÍTULO II: SEQUESTRO DE CARBONO E ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM SISTEMAS INTENSIFICADOS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA COM DIFERENTES ESPÉCIES LEGUMINOSAS ARBÓREAS NO TRÓPICO ÚMIDO

### RESUMO

No trópico úmido maranhense predomina a agricultura itinerante, baseada no uso do corte e queima da vegetação natural para o plantio sobre as cinzas. Esse sistema pode conduzir os solos a degradação, o que diminui sua capacidade produtiva e ameaça a sustentabilidade da agricultura na região, pois aumenta a pressão sobre os recursos naturais e a emissão de gases do efeito estufa, principalmente o CO<sub>2</sub>. Além disso, as condições edafoclimáticas da região favorecem a rápida degradação da matéria orgânica do solo. Portanto, o objetivo desse trabalho foi avaliar a relação da matéria orgânica sobre os atributos físico-químicos do solo, sequestro de carbono e os fatores que interferem na produtividade da cultura do milho. Utilizou-se 6 áreas de estudo, denominadas tratamentos. Em 4 áreas utilizou-se capim mombaça (*Megathyrsus maximus*) com as seguintes espécies de leguminosas: acácia (*Acacia mangium*), sombreiro (*Clitoria fairchildiana*), leucena (*Leucaena leucocephala*) e gliricídia (*Gliricidia sepium*). A quinta área foi mantida somente com capim mombaça (*Megathyrsus maximus*) denominada de controle e uma área de mata (vegetação secundária). Usou-se o delineamento inteiramente casualizado (DIC), constando de seis áreas (5 sistemas de cultivo e área de mata) consideradas como tratamentos, com quatro pseudo-repetições (parcelas de 10,6 x 70 m). O baixo teor de Fe e carbono orgânico do solo no trópico úmido aumenta a propensão a coesão do solo e restringe o crescimento do sistema radicular das plantas. Além disso a baixa retenção de bases catiônicas no perfil do solo e a decomposição rápida da matéria orgânica dificulta o manejo agrícola das áreas, diminuindo a produtividade das culturas e a sustentabilidade do uso do solo. Os resultados desse estudo sugerem a adoção de sistemas conservacionistas do solo, com a inclusão de diferentes leguminosas arbóreas e gramíneas associadas a adubação química. Esses sistemas permitem intensificar a produção e minimizar a degradação dos solos nessa região, promovendo melhorias nas condições físico-químicas do solo e aumento do sequestro de C.

**Palavras chaves:** Aleias, sustentabilidade, manejo conservacionista, solos coesos, *Zea mays*

## 2.1 INTRODUÇÃO

A degradação do solo é reconhecida por prejudicar o armazenamento de carbono orgânico (CO) e ocasionar a perda da capacidade produtiva dos solos. Este armazenamento de C na forma de material orgânico não é apenas uma estratégia viável para sequestrar CO<sub>2</sub> da atmosfera, mas é vital para melhorar a sustentabilidade e produção dos solos tropicais (FRANZLUEBBERS et al., 2007, DLAMINIA et al., 2014, KUMAR et al., 2018). Na região do trópico úmido, algumas características edafoclimáticas podem conduzir os solos a degradação, tais como, alto nível de intemperização, baixos níveis de ferro livre e carbono orgânico, baixa capacidade de retenção de cátions no perfil do solo e predisposição dos solos à coesão (MULLINS, 1999; MOURA et al., 2008). A coesão aumenta a resistência do solo à penetração, o que prejudica o crescimento do sistema radicular e conseqüentemente a absorção e uso dos nutrientes pelas plantas, limitando a produtividade das culturas (BECHER et al., 1997, LEY et al., 1995).

Além disso, a degradação pode ser acelerada pelo sistema de corte e queima, baseado no uso do fogo, que promove o desmatamento de florestas para implantação de pastagens e culturas agroalimentares (FERRAZ JÚNIOR, 2004). O sistema de corte e queima resulta em uma produção de curta duração com o rápido esgotamento dos nutrientes do solo, além de produzir efeitos negativos para o ambiente local e global (VARMA, 2003). No nível local, está levando à extinção daquelas espécies que são mais sensíveis à queima, permitindo a predominância de espécies mais resistentes, diminuindo assim a biodiversidade e empobrecendo os ecossistemas. Há uma estimativa de que a nível global, os incêndios não controlados sejam responsáveis pela produção de 36% de toda a quantidade de CO<sub>2</sub> emitida pelo Brasil, que está entre os cinco maiores emissores mundiais (FEARNSIDE, 2000).

Dada a essas circunstâncias, o sequestro de carbono no solo deve ser estimulado. O C raramente é armazenado no solo em sua forma elementar, mas sim na forma de matéria orgânica que contém quantidades significativas de outros nutrientes, sobretudo nitrogênio (GROENIGEN et al., 2017). Os nutrientes, a produção da biomassa, o tipo de vegetação e a disponibilidade de água, entre outras restrições, podem, portanto, ser os principais fatores limitantes que inibem os

aumentos no sequestro de carbono no solo (ZOMER et al., 2017). O aumento do carbono nos solos também significa melhorar suas propriedades físicas e serviços relacionados aos ecossistemas, como melhor infiltração de água, capacidade de retenção de água, bem como otimizar a produtividade agrícola e sustentabilidade dos agroecossistemas (FAGERIA, 2012; SMITH et al., 2008; PAUSTIAN et al., 2017).

Uma parte considerável do CO no solo pode ser restaurada pela adoção de cultivos conservacionistas, com culturas de cobertura e biomassa de resíduos agrícolas, ciclagem de nutrientes incluindo o uso de adubo e outros sistemas de manejo sustentável do solo e recursos hídricos (LAL, 2004). Mediante a condição ambiental do trópico úmido, alguns autores (AGUIAR et al., 2010; MOURA et al., 2016a) recomendam o uso do “*sistema de plantio direto na palha de leguminosas arbóreas*” (cultivo em aleias). Esse sistema deve contribuir com sustentabilidade das áreas de plantio e aumento da produtividade das culturas, pela capacidade de reciclar nutrientes, fixar nitrogênio, garantir benefícios às culturas por fornecer moderadas quantidades de nutrientes e melhorar as propriedades físicas do solo, que pode resultar em estímulo ao sequestro de carbono no solo (MOURA et al., 2013; MOURA et al., 2016b).

Desse modo, a hipótese do trabalho é que a adoção de sistemas de cultivos conservacionistas do solo associado ao uso de práticas agrícolas sustentáveis podem prevenir a degradação de solos predispostos a coesão, favorecer o armazenamento de carbono no solo e garantir a sustentabilidade da agricultura na região do trópico úmido. Portanto, o objetivo desse trabalho foi avaliar o sequestro de carbono do solo, a relação da matéria orgânica sobre os atributos físico-químicos do solo e os fatores que interferem na produtividade da cultura do milho.

## **2.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.2.1 Descrição da área**

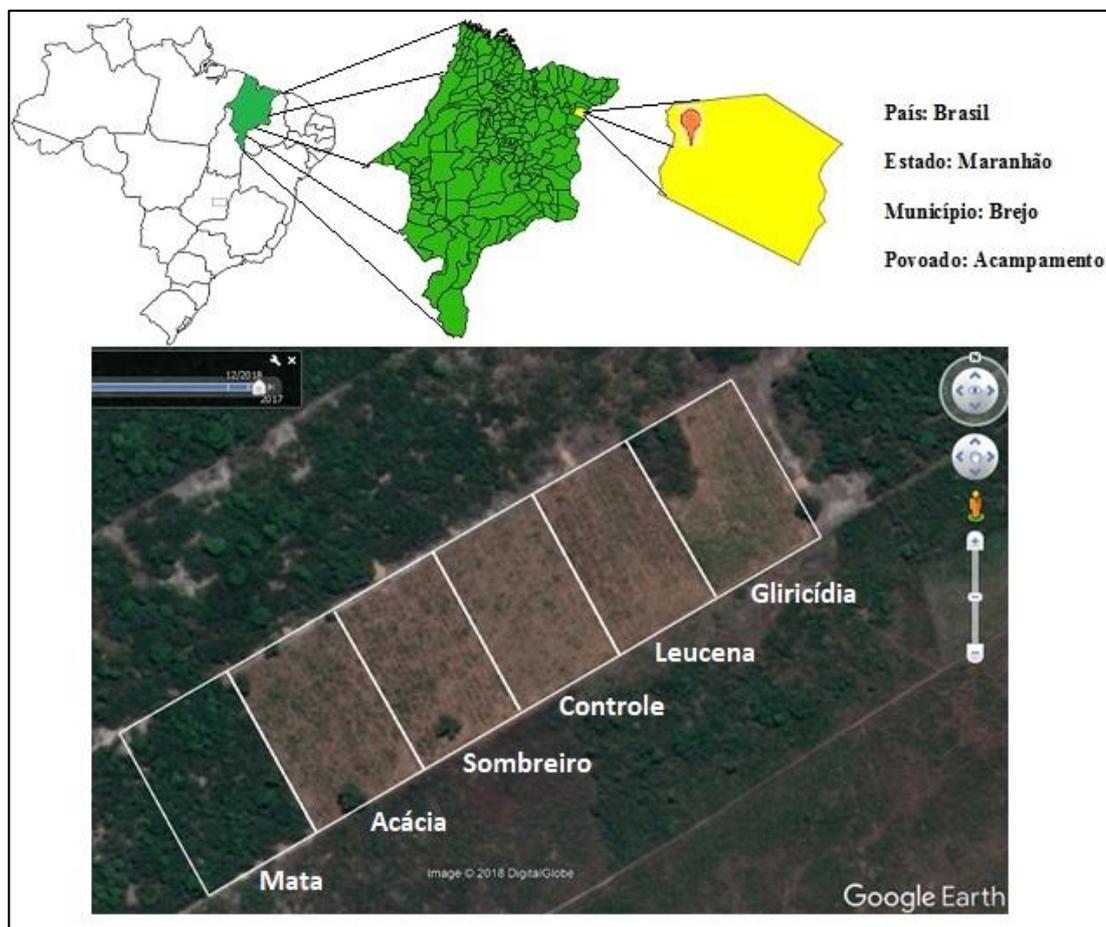
O experimento foi realizado no município de Brejo, Estado do Maranhão, Brasil (3° 38 ' 17.54" S, 42° 58' 13.30" O), em uma planície com declividade <1%. A

região apresenta uma estação chuvosa que se estende de janeiro a junho e uma estação seca com um pronunciado déficit hídrico de julho a dezembro. O solo foi classificado como Latossolo Amarelo Distrocoeso (EMBRAPA, 2013). Antes de instalar o experimento, foram mensuradas as propriedades químicas e físicas do solo, e são dadas da seguinte forma: pH 4,3 (em  $\text{CaCl}_2$ );  $31,2 \text{ g kg}^{-1}$  M.O;  $13,7 \text{ mg dm}^{-3}$  de P;  $71,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de (Al + H);  $17,7 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de Ca;  $7 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de Mg;  $0,89 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de K;  $97,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  de CTC; 25,02% da porcentagem de saturação da base;  $206,2 \text{ g kg}^{-1}$  de areia grossa,  $531,8 \text{ g kg}^{-1}$  de areia fina,  $89,4 \text{ g kg}^{-1}$  de silte;  $172,6 \text{ g kg}^{-1}$  de argila.

O experimento foi instalado em janeiro de 2011 usando cinco sistemas de cultivo em uma área de  $14.875 \text{ m}^2$  (que estava em pousio desde 2008 após o cultivo de arroz). Em 2011 a área foi corrigida com  $2 \text{ t ha}^{-1}$  de calcário aplicado em superfície, correspondendo a  $780$  e  $260 \text{ kg ha}^{-1}$  de Ca e Mg, respectivamente. Em 2015 foi aplicado  $2 \text{ t ha}^{-1}$  de calcário e  $3 \text{ t ha}^{-1}$  de gesso.

A área foi dividida em cinco partes iguais de  $42,5 \times 70 \text{ m}$  e as leguminosas arbóreas foram plantadas em um espaçamento de  $0,5 \text{ m}$  entre plantas e  $2,5 \text{ m}$  entre as fileiras. Em quatro áreas utilizou-se capim mombaça (*Megathyrsus maximus*) com as seguintes espécies de leguminosas: acácia (*Acacia mangium*), sombreiro (*Clitoria fairchildiana*), leucena (*Leucaena leucocephala*) e gliricídia (*Gliricidia sepium*). A quinta área foi mantida somente com capim mombaça (*Megathyrsus maximus*) denominada de controle. Para este experimento foi escolhida uma área de mata (vegetação secundária) com as mesmas dimensões das áreas anteriores, que se encontrava em pousio há 7 anos (Figura 1). O delineamento experimental empregado para a análise dos resultados foi inteiramente casualizado (DIC), constando de seis áreas (5 sistemas de cultivo e 1 área de mata) consideradas como tratamentos, com quatro pseudo-repetições (parcelas de  $10,6 \times 70 \text{ m}$ ).

Figura 15: Desenho experimental e distribuição das áreas de estudo em Brejo, MA, Brasil.



Entre 2011 e 2015 o milho (*Zea mays* L.) foi cultivado durante a estação chuvosa entre as linhas de leguminosas arbóreas e na área de controle (com capim) com espaçamento de 80 cm entre as fileiras e 25 cm entre as plantas. A semeadura do capim foi feita a lanço entre as linhas de leguminosas após a semeadura do milho. Para este estudo, em fevereiro de 2016 e 2017 no início da estação chuvosa, foram semeadas três linhas de milho (*Zea mays* L.) da cultivar Ag 7088 entre as linhas de leguminosas, espaçadas com 80 cm de distância entre linhas e 25 cm entre plantas. Em todos os anos, foi feita adubação de plantio com 50 kg ha<sup>-1</sup> N, 120 kg ha<sup>-1</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 100 kg ha<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>O e 5 kg ha<sup>-1</sup> Zn. Um total de 100 kg ha<sup>-1</sup> de N, fornecido na forma de ureia foi aplicado no estágio de crescimento do milho V8, em todos os anos.

A primeira poda das leguminosas foi realizada em 2012 e continuou nos anos seguintes. A poda anual foi de 0,5 m acima do nível do solo e a biomassa verde (galhos finos) da leguminosa foi uniformemente distribuída entre as fileiras de leguminosas, antes do plantio do milho. A quantidade de biomassa aplicada no solo após a implantação dos sistemas de cultivo é mostrada na tabela a seguir.

Tabela 5: Quantidade de biomassa de leguminosas aplicada no campo experimental de Brejo, MA.

Leguminosas	Massa seca (Mg ha <sup>-1</sup> )					
	Ano					
	2012	2013	2014	2015	2016	2017
<i>Leucaena leucocephala</i>	0,73	0,85	3,15	4,55	5,25	4,07
<i>Clitoria fairchildiana</i>	3,81	5,23	7,94	5,60	4,95	4,77
<i>Gliricidia sepium</i>	3,55	4,80	5,60	7,80	8,10	8,50
<i>Acacia mangium</i>	2,90	3,69	5,21	4,20	2,10	0,90

A caracterização química das leguminosas está na (Tabela 6) a seguir de acordo com (SOUZA, 2013).

Tabela 6: caracterização química das leguminosas utilizadas no experimento

Leguminosas	Teor de Nutrientes					
	----- (g kg <sup>-1</sup> ) -----					
	C/N	N	P	K	Ca	Mg
<i>Leucaena leucocephala</i>	11,48	43,56	2,71	6,72	3,80	3,69
<i>Gliricidia sepium</i>	13,51	37,01	1,48	4,62	3,26	2,33
<i>Clitoria fairchildiana</i>	18,38	27,21	3,15	5,89	3,75	2,39
<i>Acacia mangium</i>	23,45	21,32	2,57	4,22	2,99	2,09

### 2.2.2 Análises químicas do solo e produtividade do milho

Em maio de 2017, para a realização das análises de química do solo, as amostras de solo foram coletadas com trado do tipo sonda, em formato zig - zag nas entrelinhas do milho, com a retirada de 9 amostras simples para compor as 5

amostras compostas por parcela, posteriormente realizou-se a média da parcela nas profundidades de 0-10 e 10-30 cm.

As amostras foram secas ao ar, tamisadas através de uma peneira de 2 mm e depois seguiram para análise. As análises químicas do solo foram as seguintes: pH em  $\text{CaCl}_2$ , matéria orgânica, P,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , H+Al, segundo metodologia do Instituto Agronômico de Campinas (2001) e determinados a capacidade de troca catiônica (CTC) pela fórmula  $[\text{SB} + (\text{H} + \text{Al})]$ , onde  $\text{SB} = \text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e a saturação por bases, calculada por  $V = (\text{SB}/\text{CTC}) \times 100$ .

As análises foram mensuradas usando um Varian 720 ES ICP (plasma indutivamente acoplado) espectrômetro, baseado nas técnicas padronizadas de acordo com Raij et al. (1986). Na maturidade fisiológica, o rendimento do milho foi determinado em duas áreas de 10 m<sup>2</sup>, dentro de cada parcela.

### **2.2.3 Análises físicas do solo**

Para a realização do fracionamento físico da matéria orgânica do solo (MOS) e da granulometria do solo, foram utilizadas as mesmas amostras da análise química do solo. O fracionamento granulométrico da MOS foi realizado de acordo com o método adaptado de Cambardella e Elliott (1992). O princípio do método é baseado em separar o carbono orgânico do solo em duas frações: carbono orgânico particulado (COP), menos decomposto e mais recentemente depositado sobre o solo, e carbono associado aos minerais (COM), mais recalcitrante e humificado.

Foram pesados 20 gramas de solo seco ao ar tamisados em malha de 2 mm em copos de polietileno de 250 ml. A seguir foram adicionados 80 ml de solução dispersante de hexametáfosfato de sódio 5 g L<sup>-1</sup>. Em seguida, as amostras foram agitadas por 15 horas em agitador horizontal, passadas por peneira de malha de 0,053 mm (270 Mesh) e enxaguadas várias vezes com água destilada até que haja a remoção total da argila, quando a água que passa pela peneira torna-se transparente. O material particulado retido na peneira, ou fração particulada (FP), foi transferido para potes de plástico, com auxílio de jatos de água, e seco em estufa de circulação de ar forçada a 50°C até atingir massa constante.

Após a secagem, o material foi pesado, determinando-se assim a massa da fração particulada (MFP). Em seguida, moído e homogeneizado com auxílio de um bastão de vidro para então ser submetido à determinação de C segundo Cantarella et al. (1999), que consiste na oxidação do carbono via dicromato de potássio, obtendo-se o teor de carbono da fração particulada do solo (CFP), sendo possível calcular o teor de carbono orgânico particulado (COP) do solo, de acordo com a equação a seguir:

$$\text{COP} = \frac{\text{CFP} \cdot \text{MFP}}{\text{Ps}}$$

Equação: COP = teor de carbono orgânico particulado do solo, em g kg<sup>-1</sup>; CFP = teor de carbono da fração particulada, em g kg<sup>-1</sup>; MFP = massa da fração particulada, em gramas; Ps = massa da amostra inicial do solo, em gramas (20 gramas).

O teor de carbono associado a minerais (COM) foi calculado pela diferença entre o carbono orgânico total e o carbono orgânico particulado de acordo com a equação a seguir:

$$\text{COM} = \text{COT} - \text{COP}$$

A distribuição do tamanho das partículas de solo foi medida usando o método de pipeta que consiste na dispersão mecânica e estabilização da amostra por meio de agitador em uma solução dispersante adequada. Em seguida, faz-se a separação das frações por peneiramento e sedimentação (TEIXEIRA et al., 2017).

O estoque de C de cada uma das camadas na área avaliada foi calculado pela expressão (VELDKAMP, 1994):

$$\text{Est C} = (\text{COT} \times \text{Ds} \times \text{e})/10$$

Onde:

Est C = estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg.ha<sup>-1</sup>);

COT = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g.kg<sup>-1</sup>);

Ds = densidade do solo da profundidade (kg.dm<sup>-3</sup>);

e = espessura da camada considerada (cm);

Em maio de 2017 foram coletadas 15 amostras indeformadas de solo com o uso de anéis volumétricos de 100 cm<sup>3</sup> por parcela e depois fez-se a média. Nestas amostras foram determinadas a densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), macroporosidade (Mp) e microporosidade (mp) nas profundidades de 0-10 e 10 a 30 cm, sendo uma amostra por profundidade.

Após o término da coleta das amostras, ainda no campo, retirou-se o excesso de solo que passava dos anéis, com o auxílio de um estilete. Logo em seguida, os anéis volumétricos foram vedados com plástico filme e transportadas em caixas de isopor para evitar possíveis danos e deformações.

As amostras indeformadas foram devidamente saturadas em bandejas plásticas com água até 2/3 da altura dos anéis. Com a finalidade de evitar perda de solo, utilizou-se um tecido do tipo voil, que permitiu apenas a passagem de água, em um dos lados de cada anel que foi fixado com uma liga de borracha. Após 24 horas de imersão das amostras, quando todos os poros do solo estavam ocupados pela água, as amostras foram pesadas e colocadas na mesa de tensão equilibrada a 6 kPa.

Depois de pesadas novamente, cada repetição foi seca em estufa de circulação fechada a 105 °C durante 48 horas. A densidade do solo seco (Ds) foi calculada como  $m/v$ , onde m massa do solo seco a 105 °C e v é o volume do anel de acordo com Thomasson, 1972. A porosidade total (Pt) foi calculada a partir densidade do solo seco a 105 °C e assumindo a densidade de partícula ( $D_p = 2.65 \text{ t/m}^3$ ) usando a seguinte equação:  $Pt = [1 - (Ds/2,65)]$  (EMBRAPA, 1997).

A macroporosidade e microporosidade foram calculadas utilizando o teor de água retido nas amostras equilibradas a 6 kPa. As amostras saturadas são colocadas sob a mesa de tensão a qual retira a água dos macroporos. Após pesagem, antes e depois de ir à estufa a 105 °C, obtém-se o volume de macro e microporos contidos na amostra (EMBRAPA, 1997). Assim, conhecendo a Pt e a mp calcula-se a MP ( $Pt = Mp + mp$ ). A umidade do solo e resistência à penetração foram medidas nas profundidades de 0 a 5 cm, 5 a 10 cm, 10 a 15 cm e 15 a 20 cm, com quinze repetições por parcela, após 6 dias sem chuva.

A fim de mensurar a umidade do solo, colocou-se a amostra em lata de alumínio numerada e de peso conhecido. Pesou-se para obtenção do peso úmido

(a) e a colocou em estufa a 105 °C, deixando nesta condição durante 24 horas. Após retirar da estufa, a amostra foi colocada em dessecador para deixar esfriar e pesar para obtenção do peso seco (b). A partir de então, calcula-se a umidade com a seguinte fórmula: Umidade gravimétrica =  $100 (a - b) / b$  (EMBRAPA, 1997).

Para a determinação da resistência à penetração do solo, usou-se um penetrômetro digital (Falker, Porto Alegre, Brasil) com gradações de 1 cm, que apresenta haste de metal e ponta em forma de cone (ângulo de 30°).

#### **2.2.4 Análises estatísticas**

Os dados foram submetidos à análise de variância ANOVA, e as médias foram comparadas estatisticamente pelo teste Duncan ao nível de 5 % de probabilidade de erro, utilizou-se o programa Infostat (versão 2016). A análise dos dados oriundos do fracionamento da matéria orgânica do solo foi feita com parcela subdividida e a subparcela formada pelos anos, 2016 e 2017, em delineamento inteiramente casualizado com quatro repetições e as médias foram comparadas estatisticamente pelo teste LSD de Fisher ao nível de 5 % de probabilidade de erro, utilizou-se o programa STATISTIX (versão 9). Os gráficos foram plotados com o programa SIGMAPLOT (versão 11.0).

As relações entre as propriedades físicas e químicas do solo em todas as áreas e produtividade nos sistemas de cultivo foram determinadas pelo coeficiente de correlação de Pearson (resultados não apresentados). Os dados que tiveram maiores relações foram submetidos à análise de componentes principais (ACP), que permitiu a criação de um diagrama (gráfico) que reflete a variação multidimensional dos dados avaliados, com ordenação das variáveis em eixos de acordo com sua similaridade, utilizou-se o programa STATISTICA (versão 10). Desta forma, foram obtidos quatro componentes, considerados significantes (HAIR et al., 2009), porém foram usados apenas o primeiro componente, para facilitar a interpretação do gráfico bidimensional.

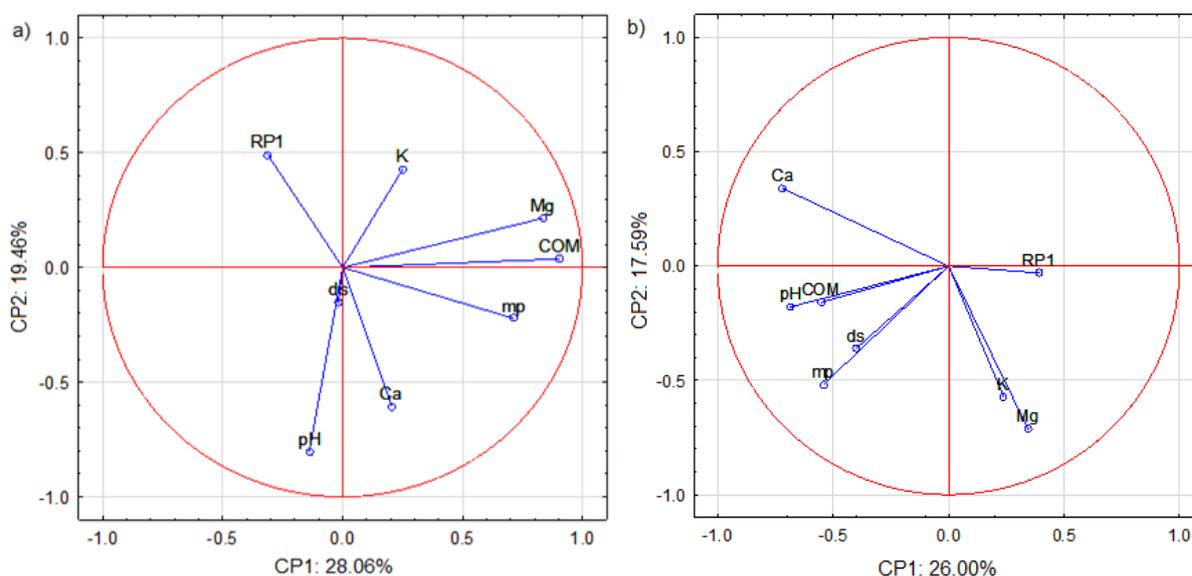
## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1 Análise de Componentes Principais (ACP)

Na camada de 0-10 cm, a análise dos componentes principais 1 (28,06 %) e 2 (19,46 %) explicam 47,52 % da variação total dentro do conjunto de dados (Figura 16a). Na área da mata é possível observar que a fração do carbono orgânico associado ao mineral (COM) está correlacionada com o magnésio. Ambos, magnésio (Mg) e COM apresentaram contribuições similares para o eixo componentes principais 1 (CP1). Não existe correlação entre as variáveis K e Ca.

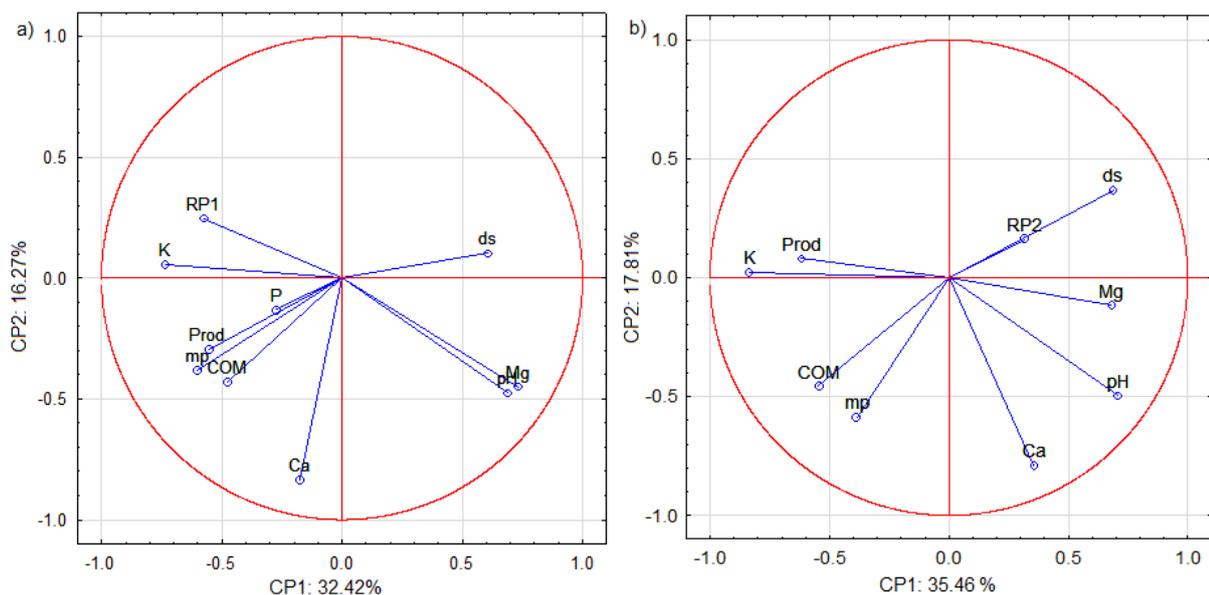
Enquanto isso, na camada de 10-30 cm os componentes 1 (26 %) e 2 (17,59 %) retêm 43,59 % da variabilidade total dos dados (Figura 16b). Nesta camada, a fração da matéria orgânica associada aos minerais do solo está altamente correlacionada com o pH. Algo semelhante aconteceu com densidade do solo (Ds) e microporosidade (Mp). As variáveis pH, COM, Ds, Mp e resistência do solo à penetração na camada de 0-5 cm (RP1) estão associadas ao eixo CP1. K e Mg se agrupam no mesmo quadrante e estão fortemente correlacionadas e associadas ao eixo CP2.

Figura 16: Análise de componentes principais dos atributos do solo para a área da mata na profundidade 0-10 cm (a) e 10-30 (b) cm em Brejo, MA.



Pela análise multivariada, evidenciou-se a diferenciação entre os agrupamentos de variáveis que explicam as mudanças ocorridas no solo em função da prática agrícola adotada na área das leguminosas, que inclui *Acacia mangium*, *Clitoria fairchildiana*, *Leucaena leucocephala* e *Gliricidia sepium*, ressaltando que em todas essas áreas tem capim mombaça (*Megathyrus maximus*), e a área da mata (vegetação secundária). Na área das leguminosas, na camada de 0-10 cm, a quantidade da informação total, das variáveis originais, retida pelos dois componentes principais foi de 48,69% (32,42% primeiro componente principal) + 16,27 % (segundo componente principal) (Figura 17a). Nesta área estão agrupadas no mesmo quadrante as seguintes variáveis: P, produção, microporosidade, fração COM e o Ca. Além destas, no 4 quadrante, o Mg correlacionou pH, enquanto que no 2, a RP1 correlacionou com o K. É importante destacar que na área da mata, a fração da MOS correlacionou com o Mg, enquanto na área de produção agrícola (leguminosas), correlacionou com o Ca. Na camada de 10-30 cm, os componentes 1 (35,46 %) e 2 (17,81 %) retêm 53,27 % da variabilidade total dos dados (Figura 17b). A densidade do solo está altamente correlacionada com a resistência à penetração na camada de 6-11 cm (RP2), agrupadas no quadrante 1. Claramente, o Mg e Ca correlacionaram com o pH. A fração COM, por sua vez se agrupou com a microporosidade, enquanto a produção correlacionou com o K.

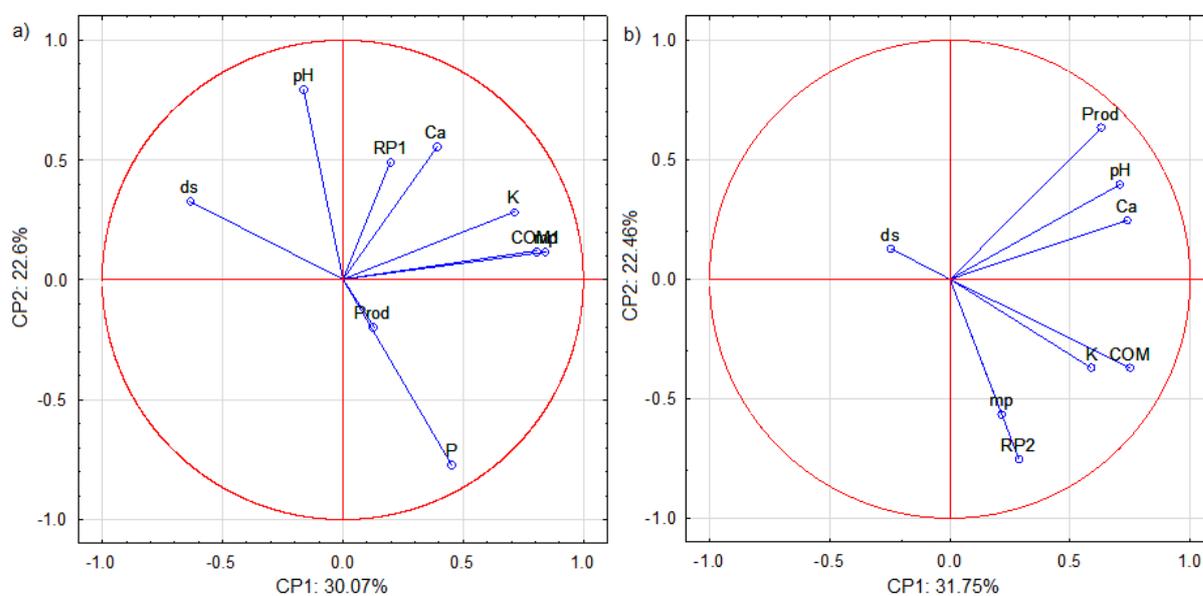
Figura 17: Análise de componentes principais dos atributos do solo para a área das leguminosas na profundidade 0-10 cm (a) e 10-30 (b) cm em Brejo, MA.



Na camada de 0-10 cm, os componentes principais 1 de (30,07 %) e 2 (22,60 %) explicam 52,67 % da variação total dentro do conjunto de dados (Figura 18a). Nesta mesma camada, as variáveis RP1, Ca, K, COM e Mp estão fortemente correlacionadas. Dentre estas, a fração COM está mais correlacionada com a microporosidade com cargas fatoriais de 0,80 e 0,84 respectivamente. Já em função das menores quantidades de Ca e Mg nessa área, a produção correlacionou com o P (Tabela 7).

Na camada de 10-30 cm a variabilidade dos dados pode ser atribuída em 31,75% para o componente 1 e 22,46% para o componente 2 totalizando 54,21% da explicação dos resultados (Figura 18b). Nesta profundidade, as variáveis produção, pH e Ca estão correlacionadas. A fração COM está altamente correlacionada com o K com suas respectivas cargas fatoriais, 0.74 e 0.58, assim como mp e RP2, 0.21 e 0.28. Ambas as 4 variáveis (COM, K, mp e RP2) estão agrupadas no mesmo quadrante e associadas ao eixo CP1.

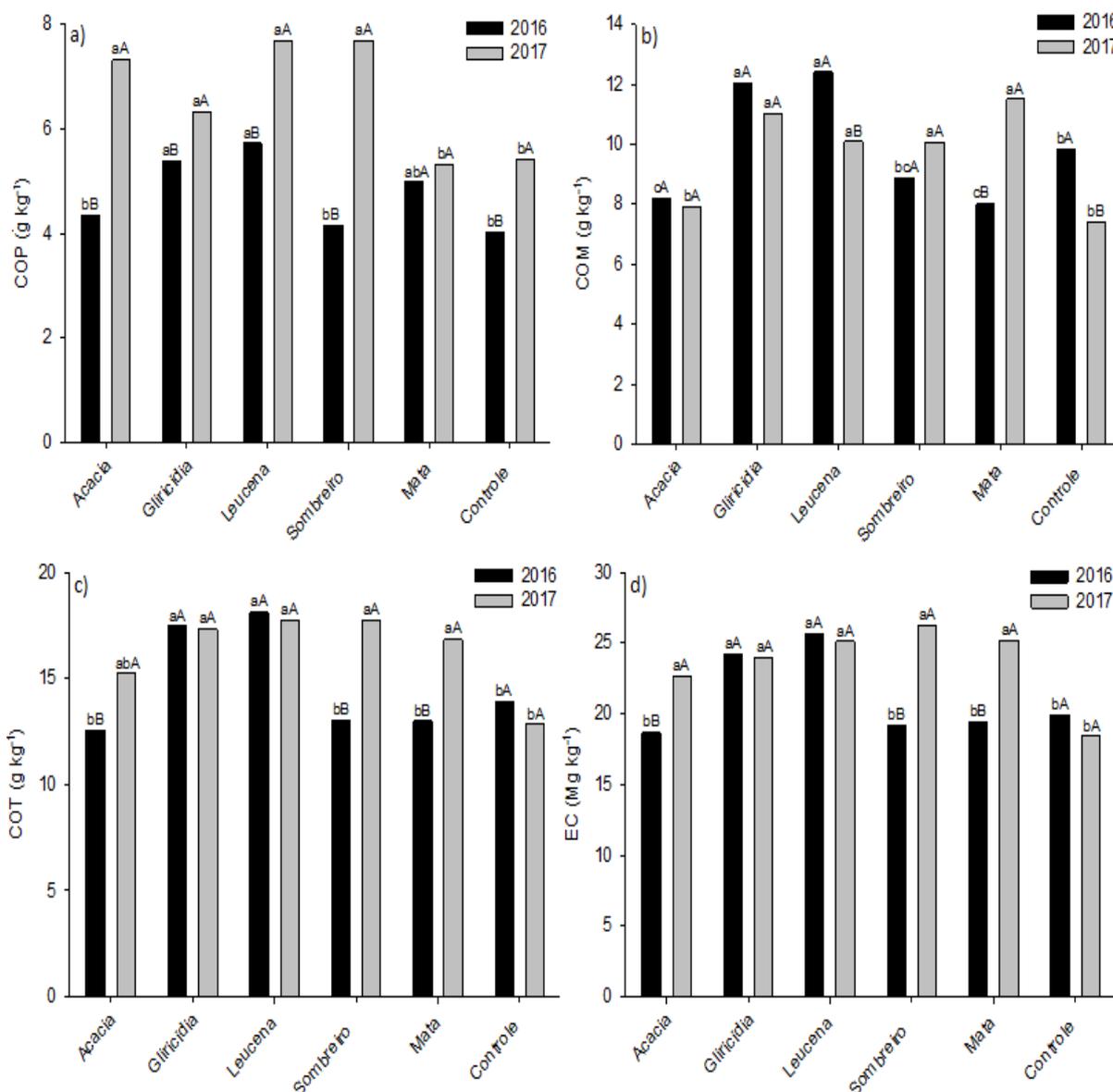
Figura 18: Análise de componentes principais dos atributos do solo para a área do tratamento controle na profundidade 0-10 cm (a) e 10-30 (b) cm em Brejo, MA.



### 2.3.2 Frações físicas da matéria orgânica do solo

Em 2016, na camada de 0-10 cm os tratamentos gliricídia, leucena e mata foram iguais entre si (Figura 19) apresentaram maior fração do carbono orgânico particulado (COP) que o controle, enquanto que em 2017, os tratamentos que receberam leguminosas foram maiores que o tratamento mata e controle, ambos iguais entre si. Pode se afirmar que a quantidade de COP, a fração menos recalcitrante, aumentou de 2016 para 2017 em todos os tratamentos, exceto a mata, que não apresentou modificações. Na fração do carbono associado aos minerais (COM), tida como a mais recalcitrante, destacaram-se os tratamentos gliricídia e leucena, ambos iguais entre si e maiores que o controle e a mata. Os tratamentos mata, sombreiro e acácia não apresentaram diferenças entre si. Já em 2017, todos os tratamentos que receberam leguminosas (gliricídia, leucena e sombreiro) apresentaram a fração COP iguais entre si e maiores que a mata e o controle. Diferente do que aconteceu com o COP, na fração COM, a mata foi o único tratamento que aumentou esta fração entre os anos. Nesta mesma fração, os tratamentos leucena e controle diminuíram o acúmulo de COM. O carbono orgânico total (COT) também foi favorecido pela ação das leguminosas, principalmente gliricídia e leucena, que em 2016 foram iguais entre si e maiores que os demais tratamentos. Em 2017 o COT foi igual para todos os tratamentos que receberam leguminosas, e também na mata, ambos superiores ao tratamento controle. Entre os anos, os tratamentos, mata, sombreiro e acácia aumentaram o acúmulo de carbono. Acácia, sombreiro e mata não apresentaram diferenças significativas.

Figura 19: Valores de carbono orgânico particulado (COP); carbono orgânico total (COT); carbono orgânico associado ao mineral (COM) e estoque de carbono do solo (EC) na camada de 0-10 cm.



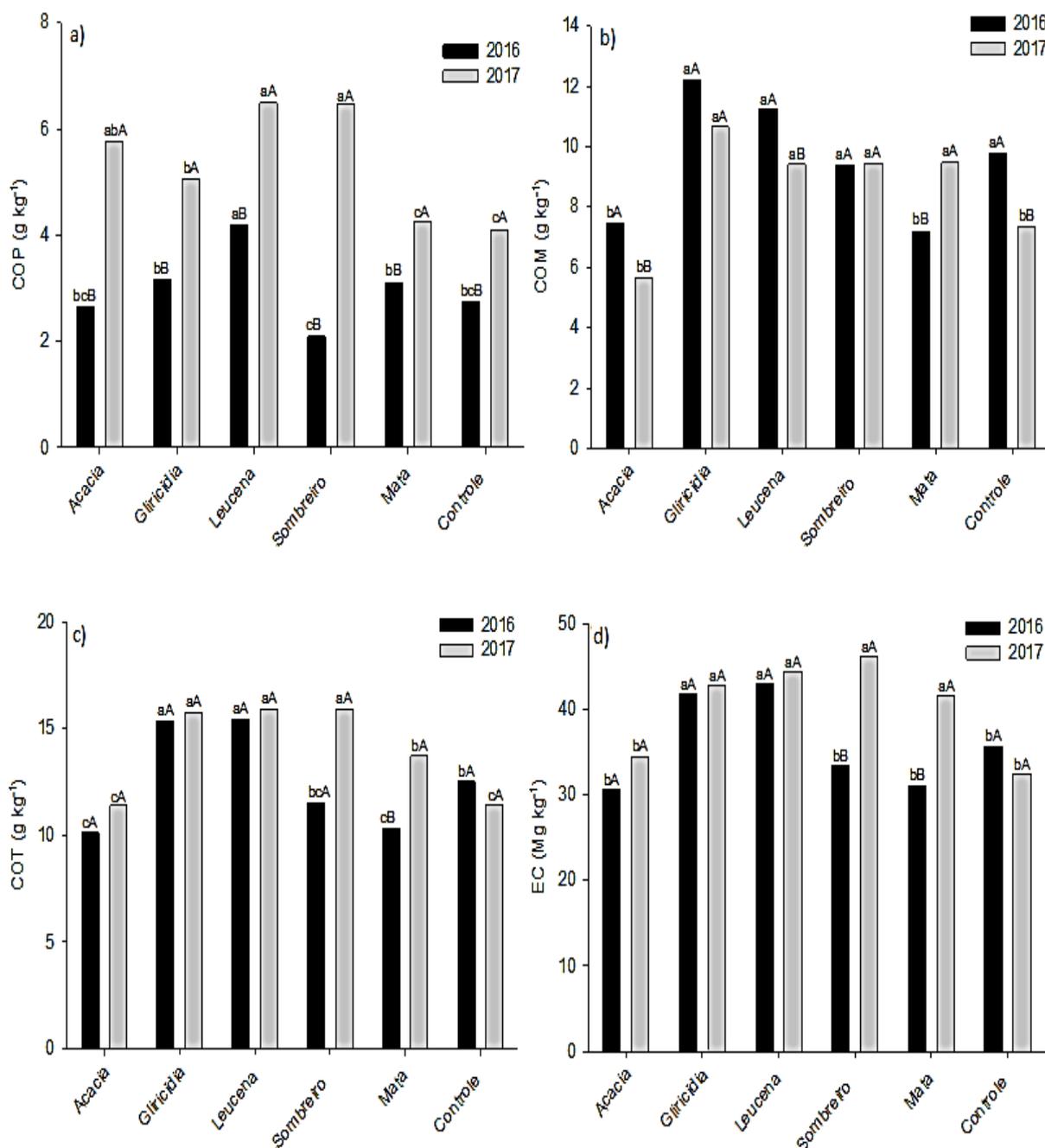
\*Médias seguidas da mesma letra minúscula entre os tratamentos e maiúscula entre os anos não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

Em 2016, na camada de 10-30 cm, o tratamento leucena apresentou a maior quantidade da fração COP, enquanto o tratamentos glicírdia e mata não apresentaram diferenças, ambos maiores que o tratamento sombreiro, que foi igual controle. Em 2017, a fração COP foi maior nos tratamentos leucena, sombreiro e acácia, ambos maiores que a glicírdia, maior que os tratamentos mata e controle.

Entre os anos, houve um aumento no acúmulo de COP em todos os tratamentos avaliados. Em relação a fração COM, nos dois anos, o tratamento gliricídia, leucena e sombreiro foram iguais entre si e maiores que o tratamento acácia, com o tratamento controle maior que mata no primeiro ano e o inverso no segundo ano. Entre os anos, o tratamento mata foi o único capaz de promover acúmulo aumento da fração COM, a mais recalcitrante e portanto a mais difícil de ser modificada.

O COT, em 2016, resultou em maiores quantidades nos tratamentos gliricídia e leucena, ambos maiores que o controle. Este último, maior que os tratamentos mata, acácia e sombreiro, os quais não apresentaram diferenças entre si. Já em 2017, os tratamentos gliricídia, leucena e sombreiro foram iguais entre si e superiores ao tratamento mata, com o tratamento mata maior que o controle e igual ao acácia. Entre os anos, somente no tratamento mata houve aumento no COT. Na camada de 10-30 cm, o tratamento gliricídia apresentou estoque de carbono igual ao tratamento leucena, os dois maiores que os tratamentos acácia, mata e controle, ambos iguais entre si. Em 2017, os tratamentos gliricídia, leucena, sombreiro, iguais entre si, foram superiores aos tratamentos mata, acácia e controle. Os tratamentos sombreiro e mata apresentaram maiores estoques de carbono, de um ano para o outro na camada 10 -30 cm sendo os tratamentos mais eficientes em sequestrar carbono.

Figura 20: Valores de carbono orgânico particulado (COP); carbono orgânico total (COT); carbono orgânico associado ao mineral (COM) e estoque de carbono do solo (EC) na camada de 10-30 cm. COP a), COM b), COT c) e EC d) na camada de 10-30 cm.



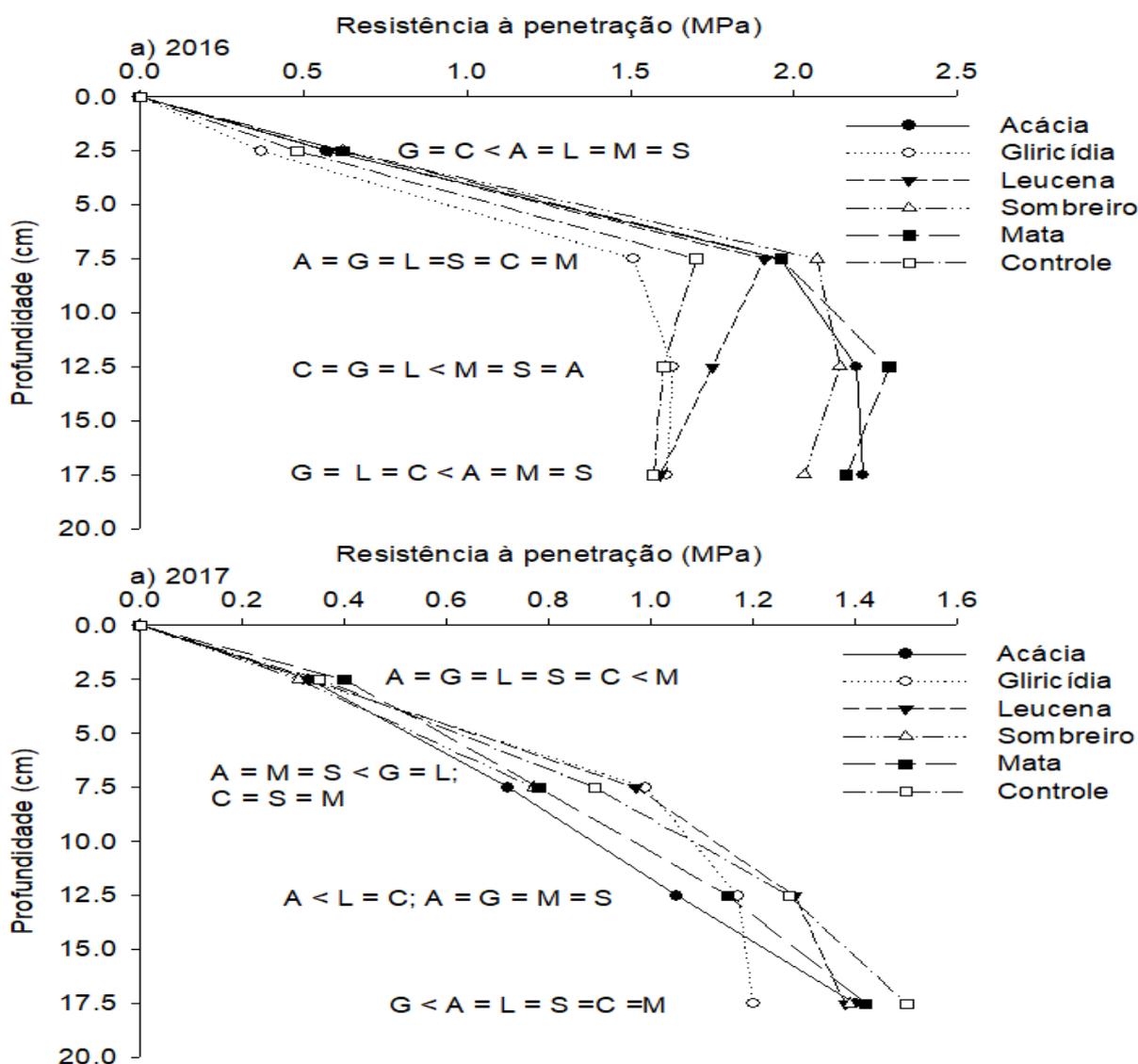
Médias seguidas da mesma letra minúscula entre os tratamentos e maiúscula entre os anos não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5%.

### **2.3.3 Resistência do solo à penetração e umidade do solo**

No ano de 2016, a resistência à penetração do solo na camada de 0-5 cm (RP1) foi menor nos tratamentos gliricídia e controle. Já na camada de 6-10 cm (RP2), não houve diferenças significativas entre os tratamentos. Na camada de 11-15 cm (RP3), o controle foi igual a gliricídia e a leucena, e ambos apresentaram menor RP que a mata. Enquanto isso, na última camada avaliada 16-20 cm (RP4), os tratamentos gliricídia, leucena e controle foram iguais entre si e apresentaram menor resistência à penetração que os demais tratamentos (acácia, mata e sombreiro).

Em 2017, os tratamentos acácia, gliricídia, leucena, sombreiro e controle foram iguais entre si e com menor RP que a mata na camada de 0-5 cm. Na camada de 6-10 cm, o tratamento acácia foi igual aos tratamentos mata e sombreiro e com menor RP que os tratamentos gliricídia, leucena e controle, ambos iguais entre si. O tratamento leucena foi igual ao controle e maior que a mata na camada de 11-15 cm. Enquanto que na última camada, o tratamento gliricídia apresentou a menor RP entre todos os tratamentos.

Figura 21: Resistência do solo à penetração nas camadas de 0-5 cm, 6-10 cm, 11-15 cm e 16-20 cm em 2016 e 2017 em Brejo, MA.



Em 2016 nas camadas de 0-5 e 6 -10 cm, os tratamentos acácia e gliricídia não apresentaram diferenças significativas quanto ao teor de umidade (Tabela 6) e foram maiores que a mata e o controle. Enquanto o tratamento leucena foi maior que o controle na camada de 16-20 cm. Na camada de 0-5 cm em 2016 e 2017 não houve diferenças significativas entre os tratamentos. Pode se afirmar que as leguminosas proporcionaram maior teor de umidade no solo.

Em 2017, na camada de 6-10 cm os tratamentos sombreiro e mata foram maiores que o tratamento controle, enquanto na camada de 11-15 cm não houve

diferenças. Já na camada de 16-20 cm, o tratamento gliricídia foi maior que o controle.

Tabela 7: Umidade do solo nas camadas de 0-5 cm, 6-10 cm, 11-15 cm e 16-20 cm em 2016 e 2017 em Brejo, MA.

Umidade (g g <sup>-1</sup> )							
2016							
	Acácia	Gliricídia	Leucena	Sombreiro	Controle	Mata	CV %
0-5 cm	0,16 a	0,16 a	0,12 b	0,14 ab	0,13 b	0,12 b	10,60
6-10 cm	0,21 a	0,21 a	0,17 b	0,19 ab	0,18 b	0,17 b	7,80
11-15 cm	0,21 a	0,20 a	0,18 a	0,20 a	0,18 a	0,17 a	11,07
16-20 cm	0,16 ab	0,20 ab	0,21 a	0,16 ab	0,14 b	0,13 b	23,55
2017							
	Acácia	Gliricídia	Leucena	Sombreiro	Controle	Mata	CV %
0-5 cm	0,19 a	0,18 a	0,20 a	0,19 a	0,16 a	0,17 a	17,80
6-10 cm	0,19 ab	0,21 ab	0,21 ab	0,21 a	0,18 b	0,21 a	9,80
11-15 cm	0,14 a	0,18 a	0,15 a	0,16 a	0,14 a	0,19 a	26,00
16-20 cm	0,15 ab	0,21 a	0,15 ab	0,16 ab	0,14 b	0,17 ab	23,6

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste de Duncan a 5%.

### 2.3.4 Atributos químicos do solo

Na avaliação dos atributos químicos do solo (Tabela 7), foi possível observar na camada de 0-10 cm, que o tratamento controle apresentou quantidade de matéria orgânica igual ao tratamento acácia e menores que os seguintes tratamentos (gliricídia, leucena, mata e sombreiro). A mata, obviamente por não receber adubação e calagem apresentou menor pH, maior quantidade de alumínio e menor conteúdo dos nutrientes P, K, Ca e Mg. Os tratamentos sombreiro, gliricídia e leucena foram iguais entre si e resultaram em maior quantidade de Ca do que o controle. Os tratamentos acácia e sombreiro obtiveram maior quantidade de Mg em relação aos tratamentos gliricídia, leucena, controle e mata. Nesta mesma camada, o H+Al nos tratamentos mata e leucena foram iguais entre si e superiores aos demais.

A soma de bases (SB) foi maior no tratamento sombreiro, enquanto para os tratamentos acácia, gliricídia e leucena não houve diferenças e ambos foram maiores que os tratamentos controles e mata. O tratamento leucena apresentou maior capacidade de troca catiônica (CTC) que os tratamentos controle e mata,

enquanto os tratamentos acácia, gliricídia e sombreiro foram iguais. Já a saturação por bases (V%) foi maior nos tratamentos acácia e sombreiro, ambos maiores que os demais tratamentos. Ainda sobre o V%, obteve-se os tratamentos gliricídia, leucena e controle iguais entre si e maiores que a mata.

Na camada de 10-30 cm, a quantidade de MO foi igual nos tratamentos gliricídia, leucena, mata, e sombreiro e superiores aos tratamentos acácia e controle, iguais entre si. Nesta mesma camada, pH, P, K e Ca na mata foram menores que nos tratamentos com leguminosas e o controle. Em relação ao Mg, os tratamentos sombreiro e gliricídia obtiveram a maior quantidade de magnésio, enquanto isso, gliricídia e mata foram iguais entre si e maiores que leucena e controle. A mata continuou a apresentar maior quantidade de alumínio dentre todos os tratamentos. Em relação aos valores de acidez potencial (H + Al) obteve-se os maiores valores para os tratamentos leucena e gliricídia, enquanto o tratamento mata foi igual ao controle.

Na camada de 10-30 cm, a SB no tratamento sombreiro foi maior que nos demais tratamentos, com os tratamentos controle e mata iguais entre si e menores que os demais (acácia, gliricídia e leucena). Já a CTC foi maior no tratamento leucena, enquanto gliricídia e sombreiro não apresentaram diferenças significativas e foram maiores que os tratamentos acácia, controle e mata. Assim como aconteceu na camada anterior, o tratamento sombreiro apresentou o maior V %, onde o tratamento acácia foi maior que gliricídia, controle e mata, ambos iguais estatisticamente e maiores que leucena.

Tabela 8: Atributos químicos do solo nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm no ano de 2017 em Brejo- MA.

	Acácia	Gliricídia	Leucena	Sombreiro	Controle	Mata	CV
<b>0 - 10 cm</b>							
MO (g.dm <sup>3</sup> )	26,2 ab	29,7 a	30,5 a	30,5 a	22,0 b	29,0 a	14,37
pH (CaCl <sub>2</sub> )	6,08 a	5,05 b	4,93 b	5,78 a	4,98 b	4,00 c	6,53
P (mg.dm <sup>3</sup> )	40,7 a	49,5 a	54,2 a	52,0 a	48,5 a	2,7 b	23,08
K <sup>+</sup> (mmolc.dm <sup>3</sup> )	2,1 b	2,5 a	2,5 a	1,9 c	2,2 b	0,7 d	6,04
Ca <sup>2+</sup> (mmolc.dm <sup>3</sup> )	34 bc	40 ab	39 abc	44 a	33 c	12 d	13,67
Mg <sup>2+</sup> (mmolc.dm <sup>3</sup> )	38 a	18 c	18 c	38 a	14 c	27 b	18,41
H+Al (mmolc.dm)	16,00 c	34,50 b	44,00 a	16,75 c	32,25 b	42,75 a	13,90
Al <sup>3+</sup> (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	0 b	1,50 b	1,00 b	0,75 b	1,50 b	9,75 a	43,07
SB (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	74,25 b	61,5 c	59,75 c	84,25 a	49,75 d	40,00 d	10,76
CTC (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	90,00 bc	96,00 ab	103,75 a	101,25ab	82,25 c	83,25 c	8,18
V %	82,005 a	64,00 b	58,00 b	82,75 a	60,5 b	48,25 c	6,16
<b>10 - 30 cm</b>							
MO (g.dm <sup>3</sup> )	19,7 b	27,2 a	27,5 0a	27,5 a	19,7 b	23,5 ab	11,24
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,65 b	4,5 b	4,30 c	4,85 a	4,25 c	3,93 d	2,91
P (mg.dm <sup>3</sup> )	34,5 b	45,0 ab	44,0 ab	46,5 a	39,2 ab	1,2 c	18,95
K <sup>+</sup> (mmolc..dm <sup>3</sup> )	1,8 b	2,2 ab	2,5 a	1,8 b	2,2 ab	1,0 c	14,14
Ca <sup>2+</sup> (mmolc.dm <sup>3</sup> )	23 b	23 b	19 b	28 a	20 b	8 c	11,48
Mg <sup>2+</sup> (mmolc.dm <sup>3</sup> )	25 b	15 c	13 de	36 a	10 e	20 c	12,75
H+Al (mmolc.dm)	31,25 d	58,50 b	73,50 a	29,00 d	46,50 c	43,5 c	12,26
Al <sup>3+</sup> (mmol dm <sup>-3</sup> )	4,00 c	8,25 b	9,00 b	2,75 c	7,75 b	13,75 a	23,87
SB (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	50,75 b	40,55 c	35,85 d	65,83 a	33,38 de	30,23 e	6,35
CTC (mmolc.dm <sup>-3</sup> )	81,75 c	99,25 b	109,25 a	94,75 b	80,00 c	73,5 c	7,42
V %	62,00 b	41,00 c	33,25 d	69,25 a	42,00 c	41,25 c	6,20

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste de Duncan a 5%.

### 2.3.5 Atributos físicos do solo

Na mensuração das propriedades físicas do solo no ano de 2017 (Tabela 8), na camada de 0-10 cm, a densidade do solo foi igual nos tratamentos gliricídia, leucena e controle, ambos menores que os tratamentos acácia e mata, iguais entre si. A porosidade foi igual nos tratamentos gliricídia, leucena e controle, ambos maiores que os tratamentos a seguir: acácia e mata.

A microporosidade foi maior nos tratamentos gliricídia e leucena, ambos maiores que o controle, enquanto os tratamentos acácia, mata e sombreiro não apresentaram diferenças. A macroporosidade não apresentou diferenças

significativas. Para a densidade do solo na camada de 10-30 cm, o tratamento gliricídia foi igual ao tratamento leucena e menor que a mata. Nesta mesma camada, a porosidade resultou nos tratamentos gliricídia e leucena sem diferenças e menores que mata e acácia. A microporosidade resultou no tratamento gliricídia igual a leucena, ambos maiores que acácia, mata, sombreiro e controle. Já na macroporosidade, os tratamentos gliricídia e leucena continuaram se mostrando vantajosos, iguais entre si e maiores que os tratamentos acácia, mata, sombreiro e controle.

Tabela 9: Propriedades físicas de densidade do solo (DS), porosidade total (Pt), microporosidade (Micro) e macroporosidade (Macro) nas profundidades de 0-10 cm e 10-30 cm no ano de 2017 em Brejo-MA.

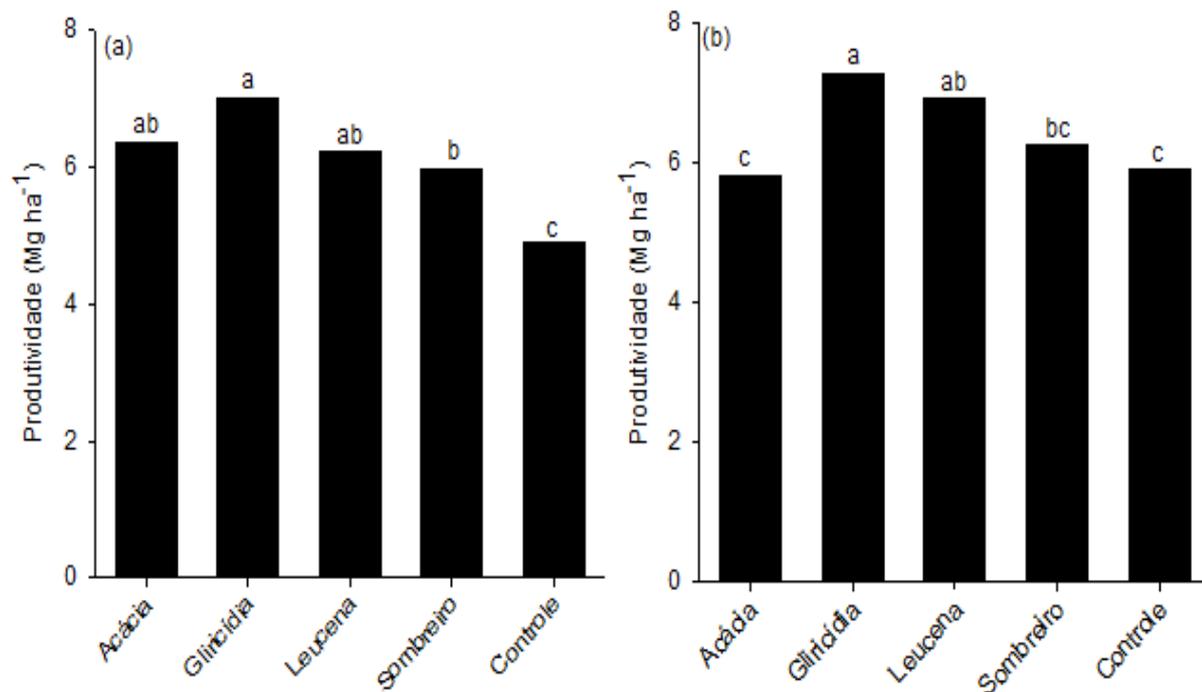
Tratamento	Acácia	Gliricídia	Leucena	Sombreiro	Controle	Mata	CV
<b>0 – 10 cm</b>							
<b>Ds</b> (Mg/m <sup>3</sup> )	1,49 a	1,39 c	1,42 c	1,47 ab	1,44 bc	1,50 a	2,02
<b>Pt</b> (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0,44 c	0,48 a	0,46 ab	0,45 bc	0,46 ab	0,44 c	2,62
<b>Micro</b> (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0,19 c	0,21 a	0,21 a	0,19 c	0,20 b	0,19 c	4,82
<b>Macro</b> (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0,26 a	0,27 a	0,25 a	0,25 a	0,26 a	0,25 a	5,93
<b>10-30 cm</b>							
<b>Ds</b> (Mg/m <sup>3</sup> )	1,52 a	1,36 d	1,40 cd	1,45 b	1,43 bc	1,51 a	1,99
<b>Pt</b> (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0,43 e	0,49 a	0,47 ab	0,45 cd	0,46 bc	0,43 de	2,7
<b>Micro</b> (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0,19 b	0,22 a	0,21 ab	0,20 b	0,20 b	0,19 b	6,68
<b>Macro</b> (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	0,24 b	0,26 ab	0,27 a	0,26 ab	0,26 ab	0,25 ab	5,8

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste Duncan a 5%.

### 2.3.6 Produtividade da cultura do milho

A produtividade do milho em 2016 nos tratamentos gliricídia (7 Mg ha<sup>-1</sup>), acácia (6,35 Mg ha<sup>-1</sup>) e leucena (6,22 Mg ha<sup>-1</sup>) foram iguais entre si e maior que o controle (4,89 Mg ha<sup>-1</sup>). Vale ressaltar que o tratamento gliricídia (7 Mg ha<sup>-1</sup>) atingiu maior produtividade em relação ao sombreiro (5,97 Mg ha<sup>-1</sup>). Enquanto isso, em 2017, os tratamentos gliricídia (7,28 Mg ha<sup>-1</sup>) e leucena (6,94 Mg ha<sup>-1</sup>) não apresentaram diferenças entre si, ambos maiores que acácia (5,83 Mg ha<sup>-1</sup>) e controle (5,91 Mg ha<sup>-1</sup>). Assim como ocorreu em 2016, o tratamento gliricídia foi maior que o sombreiro (6,25 Mg ha<sup>-1</sup>).

Figura 22: Produtividade da cultura do milho AG 7088 nos anos de 2016 (a) e 2017 (b), Brejo, MA.



Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna não diferem significativamente entre si pelo teste Duncan a 5%.

## 2.4 DISCUSSÃO

### 2.4.1 Análise de Componentes Principais (ACP)

Dentre as condições que afetam a performance dos sistemas agrícolas nos trópicos úmidos estão P, K, lixiviação de outras bases catiônicas, diminuição da matéria orgânica do solo e baixa enraizabilidade do solo. Estas condições afetam a diversidade biológica, a produtividade da biomassa e, conseqüentemente, a qualidade ambiental (AGUIAR et al., 2013). Logo, o manejo sustentável do solo pela preservação da fertilidade na maioria das áreas dos trópicos é complexo devido às altas temperaturas e elevadas pluviosidade, em solos derivados de rochas sedimentares clásticas (DORÉ et al., 2011). Por isto, é tão relevante compreender as interações entre os nutrientes e a MOS do solo, bem como seu impacto no desenvolvimento dos sistemas agrícolas.

Na área de mata, a quantidade de Mg foi maior do que o Ca, o que levou a fração da matéria orgânica do solo ligada aos minerais (COM) a se associar com o

Mg. Schulte e Kelling, 1993 relataram que o cálcio e magnésio são atraídos para sites carregados negativamente em argila e matéria orgânica no solo onde eles não são facilmente lixiviados do solo. Na camada 10-30 cm a fração COM se associou ao pH. O C orgânico do solo afeta outras propriedades químicas, como o pH do solo, capacidade de troca catiônica e disponibilidade de nutrientes. Assim, diferentes grupos funcionais, que são parte da reserva de matéria orgânica do solo (por exemplo, grupos carboxílicos), podem liberar  $H^+$  criando assim um ambiente mais ácido em solos alcalinos ou tamponando um ambiente já ácido (HAYNES e NAIDU, 1998).

Na área das leguminosas, a fração COM e a produção do milho correlacionaram com o Ca, pois havia mais Ca do que Mg no solo, uma vez que as áreas de produção, além de receberem biomassa das leguminosas arbóreas, também receberam adubação, calagem e gessagem. Assim, o Ca e a fração COM contribuíram para aumentar a produção. Entre as condições que interferem no sucesso de agroecossistemas no trópico úmido, encontra-se a baixa retenção de bases catiônicas no perfil do solo, sobretudo o Ca, em função deste nutriente contribuir para estabilização da MOS, que é mais essencial para o desenvolvimento da agricultura no trópico úmido do que a adubação sintética isolada (MOURA et al., 2013). A estabilização do C orgânico do solo C é amplamente defendida como um mecanismo capaz de impedir a decomposição da matéria orgânica, promovendo sua acumulação e persistência nos solos (ROWLEY et al., 2018).

A correlação positiva entre o Ca trocável e o carbono orgânico do solo (COS) poderia ser explicada pela sua simples co-ocorrência, como um aumento na concentração de COS que geralmente aumenta a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo (YUAN et al., 1967). Wuddivira e Camps-Roach. (2007) relataram que o cálcio junto com a matéria orgânica, podem melhorar a agregação em solo tropical arenoso-caulinítico, o que aumenta a capacidade do solo permitir-se enraizar pelas plantas, aumentando a estabilidade dos agregados resultante da formação de ligações fortes envolvendo pontes de  $Ca^{2+}$ .

Na área do tratamento controle, os atributos físicos RP1 e Mp estão agrupados com o Ca, K e fração COM. Na região do trópico úmido, o baixo teor de Fe e carbono orgânico do solo tropical, aumenta a propensão a coesão e restringe o crescimento do sistema radicular das plantas, o que faz com que a sustentabilidade

do uso do solo dependa fortemente do manejo adequado das propriedades físicas do solo (MOURA et al., 2016a). Assim, o manejo adequado da matéria orgânica e dos indicadores físicos são necessários para aumentar o crescimento das raízes e a absorção de nutrientes. Para melhorar a enraizabilidade da camada arável, Moura et al. (2016b) recomendam uma combinação de gesso com o uso contínuo de cobertura morta para aumentar a fração de matéria orgânica lábil responsável pela formação de uma estrutura de vida curta, importante para o crescimento das raízes. Interações entre o tipo de solo e o  $\text{Ca}^{2+}$  revelaram a importância dos cátions polivalentes na estabilidade de agregados de solos com baixa atividade mineral (WUDDIVIRA e CAMPS-ROACH, 2007).

A melhoria proporcionada na estrutura do solo resultante da aplicação de gesso permite também a criação de vários poros de tamanhos diferentes. O solo poroso diminui a resistência à penetração das raízes, o que permite às plantas explorar mais eficazmente o volume do solo em busca de nutrientes e favorece uma maior eficiência de absorção de nutrientes e taxa de crescimento das culturas (NORA et al., 2014). A microporosidade é influenciada pela concentração de carbono e a textura do solo, além de ser ligeiramente modificada pelo aumento de densidade (SILVA e KAY, 1997b).

#### **2.4.2 Frações físicas da matéria orgânica do solo**

Em 2016 e 2017, as leguminosas leucena e gliricídia se destacaram em relação aos demais tratamentos, ao proporcionarem valores maiores nas frações da matéria orgânica do solo, com acúmulo de C, em todas as frações (COP, COM e COT) avaliadas, com quantidade de C maior ou igual a mata. Em geral, nos sistemas em que há associação de culturas com grande aporte de resíduos em sistema de plantio direto, ocorre acúmulo de grande quantidade de carbono orgânico (LAL et al., 2004). A introdução de espécies de leguminosas como adubos verdes em áreas sob o sistema plantio direto promove resultados positivos para o estoque de C e N do solo. A influência dos adubos verdes sobre a fertilidade do solo é atribuída principalmente à capacidade de reciclagem de nutrientes e incorporação do nitrogênio remanescente nos resíduos, incluído as raízes (AMADO et al., 1999; CALEGARI, 2000). Macedo et al. (2008) recomendam a introdução de leguminosas

arbóreas (*Acácia mangium*, *Glicirídia sepium*, *Leucaena leucocephala*, *Mimosa caesalpiniiifolia* e *Paraseroanthes falcataria*) nos sistemas de cultivos por sua capacidade de fixar N, intensificar o ciclo de nutrientes, estabilizar a matéria orgânica do solo, e assim melhorar a qualidade dos solos degradados.

A mudança na fração COM, pode ter acontecido em função do manejo contínuo com aporte de resíduos por vários anos, uma vez que esta fração associada aos minerais, normalmente é menos alterada pelas diferentes formas de manejo adotado, sobretudo a curto prazo (BAYER et al., 2004).

Entre os anos, a fração COM sequestrou mais C na mata, o que pode ser atribuído ao fato de que na mata tem mais resíduo de baixa relação C/N, plantas mais lenhosas e conseqüentemente maiores conteúdos de lignina, portanto, com decomposição mais lenta (FLOSS, 2000). A degradação de resíduos vegetais frescos é frequentemente regulada pela relação C/N, mas à medida que os resíduos se decompõem, se tornam mais recalcitrante e em seguida, tornam-se controlados pelo teor de lignina ou lignina / N (TIAN et al., 1992).

Vale destacar que para o estoque de carbono nas duas camadas avaliadas, houve maior acúmulo de C entre os anos pelas leguminosas de baixa relação C/N (sombreiro e acácia) semelhante a mata. Caetano et al. (2013), afirmam algo similar, que o uso de espécies de plantas que são mais resistentes a decomposição desempenham um papel importante no armazenamento de C e N nos solos de regiões com clima quente, onde a taxa de degradação da biomassa é rápida. Aspectos como, textura do solo, tipo de vegetação original, manejo do solo, clima e, principalmente, a quantidade e a qualidade dos resíduos vegetais são fatores que controlam a velocidade da mudança no conteúdo e na qualidade da MOS (CARVALHO et al., 2009).

Uma vez que áreas cultivadas estocaram quantidades de carbono semelhantes a área da mata, infere-se que é possível produzir sem aumentar a emissão de CO<sub>2</sub>, pois o balanço C dos ecossistemas cultivados depende em grande parte das práticas de manejo adotadas (SHANMUGAM et al., 2018). Nas condições do trópico úmido, as áreas com leguminosas (glicirídia, leucena, acácia e sombreiro) sequestraram mais C em relação ao controle, por isso tem se recomendado o uso de sistemas agroflorestais nos trópicos, por ter um potencial evidente para capturar

e armazenar grandes quantidades de carbono na biomassa e nos solos em comparação com pastagens e monocultura (NAIR et al., 2009).

O sucesso dessa estratégia de manejo depende da seleção de espécies de cobertura adequadas que atendam aos critérios de adaptabilidade às condições climáticas e agrícolas da região de uso. Entretanto esta seleção também deve considerar outras características como produção de biomassa, facilidade na aquisição de sementes, alto potencial de cobertura do solo e degradação lenta de resíduos (SOUZA et al., 2014). Essas leguminosas têm alta capacidade de adaptação a diferentes tipos de solo e tolerância a variações climáticas (LINS et al., 2007, AMARAL et al., 2016). Além disso, possuem boa capacidade de desenvolver alta cobertura vegetal, mesmo nas épocas mais secas do ano, o que contribui para o aumento da proteção do solo contra a erosão hídrica e eólica (DRUMOND e CARVALHO FILHO, 1999).

Os solos dessa região em estudo são coesos, portanto tem um manejo complexo por apresentar problemas relacionados às perdas na agregação e estabilidade de agregados, tanto que são muito dependentes do teor de carbono orgânico do solo (CHAN e SIVAPRAGASAM, 1996). A manutenção de uma cobertura vegetativa permanente ou cobertura morta na superfície do solo e perturbações mínimas do solo podem melhorar a estrutura do solo, aumentar o carbono orgânico do solo, minimizar os riscos de erosão do solo, conservar a água do solo, diminuir as flutuações na temperatura do solo e melhorar a qualidade do solo e sua capacidade de regulação ambiental. (FAO, 2013; BUSARI et al., 2015; OKEYO et al., 2016). Assim, sistemas de produção que contribuem para o incremento do sequestro de carbono no solo vêm sendo incentivados, como os sistemas integrados de produção associados ao plantio direto, por serem uma estratégia eficiente que pode reduzir em até 16% a emissão de CO<sub>2</sub> equivalente (HU et al., 2016)

#### **2.4.3 Resistência do solo à penetração e umidade do solo**

A resistência do solo à penetração é um importante atributo físico indicador da qualidade física do solo (RIBON e TAVARES FILHO, 2008). No trópico úmido, predomina solos susceptíveis a coesão, e portanto, tendem a possuir maior RP. Neste experimento, os tratamentos gliricídia e controle (capim), se destacaram por

favorecer menor RP do solo nos dois anos de avaliações, sobretudo na camada de 0-5 cm. Melhorias nas propriedades estruturais do solo com resíduos de cobertura morta de culturas podem ser significativas apenas próximo da superfície do solo (BLANCO-CANQUI e LAL, 2007).

Moura et al. (2013) observaram que os efeitos diretos dos resíduos nos atributos do solo não ultrapassam além de 10 cm abaixo da superfície, o que foi insuficiente para produzir suficiente crescimento radicular e aumentar adequadamente a eficiência do uso de nutrientes para aumentar a rentabilidade do uso de fertilizantes.

Moura-Silva et al. (2017), ao avaliar a combinação de gliricídia + leucena sobre o rendimento de raízes de mandioca, relatou que a aplicação superficial de resíduos melhora a condição de enraizabilidade do solo, aumentando a profundidade da camada para o crescimento das raízes, o que está associado com maior retenção de água, penetração de raízes e absorção de nutrientes. Igualmente, o consórcio de gramíneas e leguminosas pode influenciar favoravelmente as condições físicas do solo devido à sinergia da cultura e os distintos atributos de crescimento e sistema radicular exibidos por essas espécies (FRANCHINI et al., 2016).

O desempenho do sistema radicular da gramínea e a taxa de decomposição da leguminosa, cria um ambiente favorável à agregação do solo pela ação das raízes, cobertura do solo, suprimento de material orgânico e conservação de umidade favorável à ação dos microrganismos (CAMPOS et al., 1999; WOHLBERG et al., 2004).

O maior conteúdo de umidade foi atingido nos tratamentos mata e nos tratamentos com leguminosas, isto é explicado pelo elevado aporte de biomassa sobre o solo. Existe uma estreita relação entre a umidade do solo e a RP, ambas apresentam uma relação inversamente proporcional em condições de campo, pois o teor de água intervém modificando a coesão entre as partículas do solo (MARCHÃO et al., 2007).

#### 2.4.4 Atributos químicos do solo

Dentre os atributos químicos do solo, o teor de matéria orgânica e o pH, são os principais atributos que afetam a disponibilidade dos nutrientes no solo (MEURER, 2007). A MOS por ser determinante na capacidade de troca de cátions e fonte de nutrientes minerais às plantas, e o pH por influenciar na disponibilidade de nutrientes (WALSH e MCDONNELL, 2012). O fato de não haver diferenças significativas entre o tratamento mata e as áreas de cultivo agrícola quanto ao teor de MO, significa que dependendo do manejo adotado é possível manter a MOS em níveis satisfatórios. Portanto, nos sistemas agrícolas, o manejo adotado tem grande influência sobre os estoques de MOS, podendo diminuir, manter ou aumentar esses estoques em relação à vegetação nativa (BAYER et al., 2000; KHORRAMDEL et al., 2013). O tratamento mata caracterizou bem os solos do trópico úmido, ao apresentar baixa saturação por bases catiônicas ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ), baixo conteúdo de P, e baixo pH em relação aos tratamentos com leguminosas. Portanto o uso de práticas agrícolas inadequadas pode facilmente conduzir esses solos a degradação e conseqüentemente, torná-los improdutivos. Assim como, Cardoso et al. (2011) e Gomiero et al. (2011), afirmam que a transformação de vegetação nativa em área de cultivos agrícolas, quando não suportada pelo manejo de nutrientes e práticas adequadas de conservação do solo são em geral ligadas à perda de estabilidade do ambiente e conseqüentemente ocorre a diminuição da qualidade do solo.

Os tratamentos com leguminosas, evidentemente apresentaram maior quantidade de nutrientes (Ca, K, Mg e P), pH em torno de (4,9-6,8) e menor concentração de  $Al^{3+}$ . Somente a adubação via fertilizantes químico é insuficiente para garantir altas produtividades em solos coesos. Assim a cobertura do solo com leguminosas fornece moderadas quantidades de nutrientes e proporciona algumas melhorias nas propriedades físicas e químicas do solo, o que permite um maior aproveitamento dos nutrientes (AGUIAR et al., 2010).

A capacidade de troca de cátions (CTC) é um dos atributos químicos que determinam a absorção diferenciada de nutrientes catiônicos por espécies vegetais. Os maiores valores médios da CTC no solo foram dos tratamentos com leguminosas quando comparados com o tratamento controle (gramíneas) e a mata. Santos et al. (2001) ao avaliar o efeito das características químicas de solo com o uso gramíneas

e leguminosas na recuperação de áreas degradadas, relataram que as leguminosas promoveram um aumento nos teores de carbono orgânico total e na capacidade de troca de cátions, indicando serem viáveis na recuperação de solos degradados.

Nos tratamentos com leguminosas, a maior parte da CTC é ocupada por  $H^+$ , uma vez que a quantidade de  $Al^{3+}$  é baixo, zero em algumas áreas, o contrário do que ocorre na mata, que possui elevada quantidade de  $Al^{3+}$ . O V% foi elevado em função da alta CTC. Ocorre que as leguminosas fixadoras de  $N_2$ , liberam  $H^+$  na zona radicular, pois as práticas agrícolas que lidam com o cultivo contínuo dessas leguminosas podem aumentar a acidez dos solos ácidos (QADIR e STEFFENS 2013). Porém, segundo Schubert e Mengel. (1996), a acidificação do solo causada pelo cultivo de leguminosas pode ser parcialmente compensada se os resíduos da cultura forem devolvidos ao solo.

#### **2.4.5 Atributos físicos do solo**

As propriedades físicas de densidade do solo, microporosidade e macroporosidade sofreram influência da adição de biomassa de leguminosas ao solo. Logo, as intervenções no manejo desempenham um papel importante no aumento da qualidade física desses solos (CARMEIS FILHO, 2016). Em sistemas de cultivo agrícolas no qual ocorre aporte de resíduos no solo, resulta em aumento do carbono orgânico total, o que pode causar interferência na redução da densidade do solo e no aumento da porosidade total, macro e microporosidade, na camada superficial do solo (MARCOLAN e ANGHINONI, 2006).

Os atributos físicos do solo são determinantes para o potencial produtivo e manutenção da qualidade dos solos (LAL, 2000). A precipitação desigual aliada a alta evapotranspiração potencial tem uma grande influência nas propriedades físicas solo e na taxa de remoção de nutrientes, o que torna a produtividade na periferia da Amazônia estreitamente ligada ao umedecimento e secagem do solo (MOURA et al., 2013).

#### 2.4.6 Produtividade da cultura do milho

O tratamento gliricídia atingiu as maiores produtividades em relação ao controle e sombreiro. O sistema de consórcio gliricídia (*Gliricidia sepium*) com milho é promissor para aumentar a produtividade em sistemas de cultivos baseados em milho em solos empobrecidos (BEEDY et al., 2013), o que pode ser atribuído ao fato desta leguminosa apresentar uma alta produção de biomassa, fornece moderadas quantidades de nutrientes, principalmente N (4%) (MAKUMBA, 2003) e potencial para estimular o sequestro C no solo. Além disso, como todas as áreas de cultivo com leguminosas, também foi fertilizada, semelhante ao que descreveu (AKINNIFESI et al., 2007; AGYEMAN et al., 2012) no qual sugere associar o uso da biomassa de leguminosa com fertilizantes inorgânicos para favorecer o crescimento e rendimento das culturas.

#### 2.5 CONCLUSÃO

Os resultados desse estudo sugerem a adoção de sistemas conservacionistas do solo para região do trópico úmido maranhense, com a inclusão de diferentes espécies leguminosas arbóreas e gramíneas associadas a adubação química. Esses sistemas permitem intensificar a produção e minimizar a degradação dos solos nessa região, possibilitando a sustentabilidade da agricultura nessa região por meio do sequestro de C no solo, melhoria da disponibilidade de nutrientes e do ambiente edáfico para o crescimento radicular das plantas, o que resultou em aumento da produtividade da cultura do milho.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A. C. F.; BICUDO, S. J.; COSTA SOBRINHO, J. R. S, MARTINS, A. L. S., COELHO, K. P., MOURA, E. G. Nutrient recycling and physical indicators of an alley cropping system in a sandy loam soil in the Pré-Amazon region of Brazil. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v. 86, p.189– 198, 2010.
- AGUIAR, A. C. F.; CANDIDO, C. S.; CARVALHO, C. S.; MONROE, P. H. M.; MOURA, E. G. Organic matter fraction and pools of phosphorus as indicators of the impact of land use in the Amazonian periphery. **Ecological Indicators**, v.30, p.158–164, 2013.
- AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S.B.V.; BAYER, C. Culturas de cobertura, acúmulo de nitrogênio total no solo e produtividade de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 679-686, 1999.
- AMARAL, F. H. C.; NÓBREGA, J. C. A.; NÓBREGA, R. S. A.; FILHO, J. F. L.; AMORIM, S. P. N. Growth of *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit favored by organic waste in the Brazilian semiarid region. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, p. 612-617, 2016.
- AGYEMAN, K.; AFUAKWA, J. J.; OWUSU, D. E.; ASUBONTENG, K.O. Improving soil fertility for maize (*Zea mays* L.) production using inorganic and organic fertilizer: A case of N: P: K15:15:15 and biomass of Agroforestry trees. **South Asian Journal of Experimental Biology**, v. 2, p. 05-11, 2012.
- AKINNIFESI, F. K.; MAKUMBA, W.; SILESHI, G.; AJAYI, O. C.; MWETA, D. Synergistic effect of inorganic N and P fertilizers and organic inputs from *Gliricidia sepium* on productivity of intercropped maize in Southern Malawi. **Plant and Soil**, v. 294, P.203–217, 2007.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p. 677-683, 2004.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO<sub>2</sub>. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.599-607, 2000.
- BEEDY, T. L.; SNAPP, S. S.; AKINNIFESI, F. K.; SILESHI, G. W. Impact of *Gliricidia sepium* intercropping on soil organic matter fractions in a maize-based cropping system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.138, p.139–146, 2010.
- BECHER, H.H., BREUER, J.; KLINGLER, B. An index value for characterizing hardsetting soils by fall-cone penetration. **Soil Technology**, v.10, p. 47–56, 1997.
- BLANCO-CANQUI, H.; SHAPIRO, C.A.; WORTMANN, C.S.; DRIJBER, R.A.; MAMO, M.; SHAVER, T.M.; FERGUSON, R.B. Soil organic carbon: The value to soil properties. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 68, p.129A–134, 2013.

BUSARI, M. A.; KUKAL, S. S.; KAUR, A.; BHATT, R.; DULAZI, A. A. Conservation tillage impacts on soil, crop and the environment. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, p. 119-129, 2015.

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

CARMEIS FILHO, A.C.A.; CRUSCIOL, C.A.C.; GUIMARÃES, T.M., CALONEGO, J. C.; MOONEY, S. J. Impact of Amendments on the Physical Properties of Soil under Tropical Long-Term No Till Conditions. **Plos One**, v. 11, e0167564, 2016.

CALEGARI, A. Coberturas verdes em sistemas intensivos de produção. In: **WORKSHOP NITROGÊNIO NA SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS INTENSIVOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA**. Anais..Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000. p. 141-153. (Embrapa Agropecuária Oeste. Documentos, 26; Embrapa Agrobiologia. Documentos, 128). 2000.

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

CAMPOS, B. C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; CASSOL, L.C. Aggregation dynamics induced by winter cover crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 386-391, 1999.

CARDOSO, E.L.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; FREITAS, D.A.F. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal SulMato-Grossense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p. 613-622, 2011.

CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FIDÊNCIO, P.H. **Determinação de matéria orgânica método do bloco digestor**. Versão 2: IAC-CSRA (Uso interno). IAC, Campinas. 14/10/99.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C.E. P.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M.C.; GODINHO, V.P.; CERRI, C.C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, v. 103, p. 342-49, 2009.

CHAN, K. Y.; SIVAPRAGASAM, S. Amelioration of a degraded hardsetting soil using an anionic polymeric conditioner. **Soil Technology**, v. 9, p. 91-100, 1996.

DLAMINIA, P.; CHIVENGEA, P.; MANSONB,A.; CHAPLOT, V. Land degradation impact on soil organic carbon and nitrogen stocks of sub-tropical humid grasslands in South Africa. **Geoderma**, v. 235–236, P. 372-381, 2014.

DORÉ, T.; MAKOWSKI, D.; MALÉZIEUX, E.; MUNIER-JOLAIN, N.; TCHAMITCHIAN, M.; TITTONELL, P. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowlegde. **European Journal Agronomy**, v.34, p.197–210, 2011.

DRUMOND, M. A.; CARVALHO FILHO, O. M. Introdução e avaliação de *Gliricidia sepium* na região semi-árida do Nordeste Brasileiro. In: QUEIRÓZ, M. A.; GOEDERT, C. O.; RAMOS, S. R. R. (Ed.) **Recursos genéticos e melhoramento de plantas para o Nordeste brasileiro**. 1999. Petrolina: Embrapa Semi-Árido /Brasília-DF: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. Centro Nacional de 520 Pesquisas de Solos, Rio de Janeiro, 212 pp. 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Rio de Janeiro, 2013. 353p.

FEARNSIDE, P. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climatic Change**, v. 46, p. 115-158, 2000.

FAGERIA, N.K Role of Soil Organic Matter in Maintaining Sustainability of Cropping Systems. **Journal Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 43, p.16, 2012.

FAO, FAOSTAT database: agriculture production. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, Rome. 2013.

FERRAZ, JR. A. S. L. O cultivo em aleias como alternativa para a produção de alimentos na agricultura familiar do tropico umido. In: MOURA, E. G. (org). **Agroambientes de transição- Entre o tropico umido e o semi-árido do Brasil**. Atributos; alterações; uso na produção familiar. São Luís: UEMA. p. 71-100. 2004.

FLOSS, E. Benefícios da biomassa de aveia ao sistema de semeadura direta. **Revista Plantio Direto**, v. 57, p. 25-29, 2000.

FRANCHINI, J.C.; VELLINI, C.L.; BALBINOT JR., A.A.; DEBIASI, H.; WATANABE, R.H. **Integração Lavoura-Pecuária em solo arenoso e clima quente: duas décadas de experiência**. Londrina: Embrapa Soja, 2016. (Embrapa Soja. Circular técnica, 118).

FRANZLUEBBERS, A. J.; DORAISWAMY, P.C. Carbon Sequestration and Land Degradation. In: Sivakumar M.V.K., Ndiang'ui N. (eds) **Climate and Land Degradation**. Environmental Science and Engineering (Environmental Science). **Climate and Land Degradation**, p. 343-358, 2007.

GOMIERO, T.; PIMENTEL, D.; PAOLETTI, M. G. Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 30, p. 95-124, 2011.

GROENIGEN, J. W. V.; KESSEL, C. V.; HUNGATE, B.A.; OENEMA, O.; POWLSON, D. S.; GROENIGEN, K. J. V. Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma. **Environmental Science and Technology**, v.51, p. 4738–4739, 2017.

HAIR, J. F., JR.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados [Multivariate data analysis]** (A. S. Sant'Anna, Trans., 6th ed.). Porto Alegre, RS: Bookman. 2009.

HAYNES, R.; NAIDU, R. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 51, p.123, 1998.

HU, F.; GAN, Y.; CUI, H.; ZHAO, C.; FENGA, F.; YIN, W.; CHAI, Q. Intercropping maize and wheat with conservation agriculture principles improves water harvesting and reduces carbon emissions in dry areas. **European Journal of Agronomy**, v. 74, p. 9-17, 2016.

INFOSTAT VERSIÓN 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS. **Análise química para avaliação de fertilidade de solos tropicais**, IAC, Campinas. 2001.

KHORRAMDEL, S.; KOOCHKEI, A.; MAHALLATI, M.N.; KHORASANI, R.; GHORBANI, R. Evaluation of carbon sequestration potential in corn fields with different management systems. **Soil and Tillage Research**, v.133, p.25-31, 2013.

KUMAR, S.; MEENA, S. W.; LAL, R.; YADAV, G. S.; MITRAN, T.; MEENA, B.L.; DOTANIYA, M.L.; EL-Sabagh, A. Role of Legumes in Soil Carbon Sequestration of Legumes in Soil Carbon Sequestration. In: Meena R., Das A., Yadav G., Lal R. (eds) **Legumes for Soil Health and Sustainable Management**. Springer, Singapore. 2018.

LAL, R. Physical management of soils of the tropics: priorities for the 21st century. **Soil Science**, v.165, p. 191–207. 2000.

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

LEY, G. J.; MULLINS, C. E.; LAL, R. The potential restriction to root growth in structurally weak tropical soils. **Soil and Tillage Research**. v.33, p. 133–142, 1995.

MAKUMBA, W. Nitrogen Use Efficiency and Carbon Sequestration in Legume Tree-based Agroforestry Systems. **A Case Study in Malawi**. Wageningen University and Research Center, Wageningen, The Netherlands. 2003.

MARCHÃO, R. L.; BALBINO, L. C.; SILVA, E. M.; SANTOS JÚNIOR, J. D. G.; SÁ, M. A. C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v.42, p.873-882, 2007.

MACEDO, M. O.; RESENDE, A. S.; GARCIA, P. C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; FRANCO, A. A. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. **Forest Ecology and Management**, v.255, p.1516–1524, 2008.

MARCOLAN, A. L.; ANGHINONI, I. Atributos físicos de um Argissolo e rendimento de culturas de acordo com o revolvimento do solo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p.163-170, 2006.

MEURER, E.J. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., H.V., BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L., eds. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.65-90.

MOURA, E. G.; GEHRING, C.; BRAUN, H.; FERRAZ JUNIOR, A.S.L.; REIS, F.O.; AGUIAR, A.C.F. Improving Farming Practices for Sustainable Soil Use in the Humid Tropics and Rainforest Ecosystem Health. **Sustainability**. V.8, p. 841, 2016a.

MOURA, E. G.; SENA, V.G.L.; SOUSA, C. C. M.; SILVA, F. R.; COELHO, M. J. A.; MACEDO, V. R. A.; AGUIAR, A.C.F. Enhancement of the rootability of a structurally fragile tropical soil using gypsum and leguminous residues to increase the maize yield. **Soil Use and Management**, v. 32, p. 118–126. 2016b.

MOURA, E.G.; SENA, V.G.L.; CORREA, M.S.; AGUIAR, A.F.C. The Importance of an Alternative for Sustainability of Agriculture around the Periphery of the Amazon Rainforest. **Recent Patents on Food, Nutrition and Agriculture**, v. 5, p. 70–78. 2013

MOURA, E.G; SILVA, A. F; FURTADO, M; AGUIAR, A. C. Avaliação de um sistema de cultivo em aléias em um argissolo franco-arenoso da região amazônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1735-1742, 2008.

MOURA-SILVA, A. G.; AGUIAR, A. C. F.; JORGE, N.; AGOSTINI-COSTA, T. S.; MOURA, E. G. Food quantity and quality of cassava affected by leguminous residues and inorganic nitrogen application in a soil of low natural fertility of the humid tropics. **Bragantia**, v. 76, p. 406-415, 2017.

MULLINS, C.E. **Hardsetting soils**. In: Handbook of soil Science (ed. M.E. Summer), pp. G65–G87. CRC Press, New York. 1999. NORA, D. D.; AMADO, T. J. C.; BORTOLOTTI, R. P.; FERREIRA, A.O.; REICHARDT, K.; SANTI, A.L. Subsoil chemical amelioration and crop yields under continuous long-term no-till in a subtropical Oxisol. **African Journal Agricultural Research**, v. 9, p.3338–3349, 2014.

NAIR, R.P.K.; MOHAN, K.B.; NAIR, V.D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science** v.172, p. 10–23, 2009.

OKEYO, J. M.; NORTON, J.; KOALA, S.; WASWA, B.; KIHARA, J.; BATIONO, A. Impact of reduced tillage and crop residue management on soil properties and crop yields in a long-term trial in western Kenya . **Soil Research**. V. 54,p. 719-729. 2016. PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S.; REAY,D.; ROBERTSON, G.R.; SMITH, P. Climate-smart soils. **Nature**, v. 532P, p. 49–57, 2016.

RAIJ, B., QUAGGIO, J.A.; SILVA, N.M. Extraction of phosphorus, potassium, calcium, and magnesium from soils by na ion-exchange resin procedure. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 17, p. 547–566, 1986.

RIBON, A. A.; TAVARES FILHO, J. Estimativa da resistência mecânica à penetração de um Latossolo Vermelho sob cultura perene no norte do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1817-1825, 2008.

ROWLEY, M.C., GRAND, S.; VERRECCHIA, É.P. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbono. **Biogeochemistry**, v. 137, p.27, 2018.

SHANMUGAM, S.; DALAL, R.C.; JOOSTEN, H.; RAISON, R.J.; JOO, J.K. SOC stock changes and greenhouse gas emissions following tropical land use conversions to plantation crops on mineral soils, with a special focus on oil palm and rubber plantations. **Agriculture**, v. 8, p.133, 2018.

SOUZA, E. A. 2013. **Plantio direto na palha de leguminosas como estratégia para melhorar a eficiência de uso de nutrientes em milho Qpm**. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) – Universidade Estadual do Maranhão, Maranhão.

LINS, C. E. L.; MAIA, L. C.; CAVALCANTE, U. M. T.; SAMPAIO, E. V. S. B. Efeito de fungos micorrízicos arbusculares no crescimento de mudas de *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit. em solos de caatinga sob impacto de mineração de cobre. **Revista Árvore**, v. 31, p.355-363, 2007.

SANTOS, A. C.; SILVA, I. F.; LIMA, J. R. S.; ANDRADE, A. P.; CAVALCANTE, V. R. Gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características químicas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 1063-1071, 2001.

SCHUBERT, Y. F.S. E MENGEL, K. Soil pH changes during legume growth and application of plant material. **Biology and Fertility of Soils**, v. 23, p. 236, 1996.

SCHULTE, E. E.; KELLING, K. A. Soil calcium to magnesium ratios— Should you be concerned? **Wisconsin county Extension office or from Extension Publications**. v. 877, p. 947-7827, 1993.

SILVA, A.P.; KAY, B.D. Estimating the least limiting water range of soils from properties and management. **Soil Science Society of American Journal**. v.61, p. 877–883, 1997.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MCCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLLES, B.; SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; MCALLISTER, T.; PAN, G.; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U.; TOWPRAYOON, S.; WATTENBACH, M.; SIMITH, J. Greenhouse gas mitigation in agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v.363, p.789–813, 2008.

SOUZA, R.F.; FIGUEIREDO, C.C.; MADEIRA, N.R.; ALCÂNTARA, F.P. Effect of management systems and cover crops on organic matter dynamics of soil under vegetables. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p. 923-933, 2014.

STATSOFT, INC. STATISTICA (data analysis software system), version 10. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com). 2011.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de métodos de Análise de Solo**. 2<sup>a</sup>. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 212 p., 1997.

THOMASSON, A.J. Towards an objective classification of soil structure. **Journal of Soil Science**, v. 29, p. 38–46, 1978.

TIAN, G.; KANG, B. T.; BROUSSARD, L. Biological effects of plant residues with contrasting chemical composition under humid tropical conditions: Decomposition and nutrient release. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 24, p.1051–1060, 1992.

VARMA, A. The economics of slash and burn: a case study of the 1997/1998 Indonesian forest fires. **Ecological Economics**, v. 46, p.159-171, 2003.

WALSH, R. E.; MCDONNELL, K. P. The influence of added organic matter on soil physical, chemical, and biological properties: a small-scale and short-time experiment using straw. **Journal Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 58, p. S201-S205, 2012.

WUDDIVIRA, M. N.; CAMPS-ROACH, G. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. **European Journal Soil Science**, v.58, p. 722–727, 2007.

ZOMER, R. J.; BOSSIO, D. A.; SOMMER, R.; VERCHOT, L. V. Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils. **Scientific Report**, v. 7, p. 15554, 2017.

QADIR, M.; STEFFENS, D. Phytotoxic Substances: **in Soils in Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**, 2013.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, p.175-180, 1994.

YUAN, T.; GAMMON, N.; LEIGHTY, R. Relative contribution of organic and clay fractions to cation-exchange capacity of sandy soils from several soil groups. **Soil Science**, v. 104, p.123-128, 1967.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na região do trópico úmido a sustentabilidade agrícola do uso do solo está estreitamente ligada aos seguintes resultados:

- i) Sequestro de C no solo favorecido pelas leguminosas;
- ii) Melhoria dos atributos físicos, tais como, resistência do solo à penetração, macroporosidade e densidade do solo;
- iii) Melhoria dos atributos químicos do solo e;
- iv) Aumento da eficiência do uso de nitrogênio que resultaram em melhoria do ambiente radicular das plantas e aumento da produtividade do milho.

## REFERÊNCIAS

ADEKALU, K.; OKUNADE, D.; OSUNBITAN, J. Compaction and mulching effects on loss and runoff from two southwestern Nigeria agricultural soils. **Geoderma**, v. 137, p. 226-230, 2006.

AGUIAR, A.C.F.; BICUDO, S. J.; SOBRINHO, J. R. S C.; MARTINS, A. L. S.; COELHO, K. P.; MOURA, E. G. Nutrient recycling and physical indicators of alley cropping system in sandy loam in the pre-Amazon region of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 86, p. 189-198, 2010.

AGUIAR, A.C.F.; FREITAS, I.C.; CARVALHO, C.S.; MONROE, P.H.M.; MOURA, E.G. Efficiency of an agrosystem designed for family farming in pre-Amazon region. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 26, p. 24–30, 2011.

AGUIAR, A.C.F.; SOUZA, E.A.; SILVA, A.J.C.; MOURA, E.G.M. 2014. Enhancement of nitrogen use efficiency to increase yield and maize grain quality in no-till systems. **Tropentag 2014**, Prague, Czech Republic September 17-19.

AHMAD, N.F.U.; HASSAN, R.K. BELFORD. Effects of soil compaction in the sub-humid cropping environment in Pakistan on uptake of NPK and grain yield in wheat. II. Alleviation. **Field Crops Research**, v. 110, p. 61-68, 2009.

ATTA-KRAH, A.N. Alley farming with leucaena: effects of short grazed fallows on soil fertility and crop yields. **Experimental Agriculture**, v.1, p.1-10, 1989.

BAKKER, M.M.; GOVERS, G.; JONES, R.A.; ROUNSEVELL, M.D.A. **Ecosystems**, v. 10, p. 1209, 2007.

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

BALIGAR, V.C.; FAGERIA, N.K.; H.E, Z.L. Nutrient use efficiency in plants, **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 32, p. 921-950, 2001.

BAYER, C.; MARTIN NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PILLON, C.N.; SANGOI, L. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**. v. 65, p.1473-1478, 2001.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZULK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 677-683, 2004.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O., eds. **Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Genesis, p.9-26. 1999.

- BUSATO, J.G.; LEÃO, T.P.; BALDOTTO, M.A.; CANELLAS, L.P. Organic matter quality and dynamics in tropical soils amended with sugar industry residue. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1179-1188, 2012.
- BUSSCHER, W.J.; BAUER, P.J.; FREDERICK, J.R. Recompaction of the oastal loamy sand after deep tillage the function of subsequent cumulative rainfall. **Soil and Tillage Research**, v. 68, p. 49-57, 2002.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v.56, p.777-783, 1992.
- CAMBARDELLA, C.A. Soil Organic Matter Formation and Turnover, *in* **Encyclopedia of Soils in the Environment**, New York, 220 pg. 2005.
- CAMPOS, B.H.C.; AMADO, T.J.C.; TORNQUIST, C.G.; NICOLOSO, R.S.; FIORIN, J.E. Long-term C-CO<sub>2</sub> emissions and carbon crop residue mineralization in an oxisol under different tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 819-832, 2011.
- CHENU, C.; RUMPEL, C.; LEHMAN, J. Chapter 13 – Methods for studying soil organic matter: nature, dynamics, spatial accessibility, and interactions with minerals. In: Eldor A.P., ed. **Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry**. 4th ed. Oxford, UK: Elsevier, 2014.
- CHRISTENSEN, B.T. Structure and organic matter storage in agricultural soils. In: CARTER, M.R.; STEWART, B.A. (Ed.). **Structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC, Flórida. p.97-165. 1996.
- CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 777-788, 2005.
- CRASWELL, E.T.; LEFROY, R.D.B. The role and function of organic matter in tropical soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 61, p. 7–18, 2001.
- DANIELLS, I. G. Hardsetting soils: a review. **Soil research**. v. 50, p. 349-359, 2012.
- DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KÖGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. **Plant and Soil**, v. 268, p. 319-328, 2005.
- DUIKER, S.W.; LAL, R. Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio. **Soil and Tillage Research**, v. 52, p. 73-81, 1999.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Rio de Janeiro, 2013. 353p.

FAGERIA, N.K. OTIMIZAÇÃO DA EFICIÊNCIA NUTRICIONAL NA PRODUÇÃO DAS CULTURAS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.2, p. 6-16, 1998.

FAO - Food and Agriculture Organization. 2014. **Statistical databases**. Disponível em: <http://faostat.fao.org/>. Acesso em: 10.10.2018.

FERRAZ JUNIOR, A.S.L. **O cultivo em aléias como alternativa para a produção de alimentos na agricultura familiar do trópico úmido**. In: MOURA, E.G. (Ed.). **Agroambientes de transição: entre o trópico úmido e o semi-árido do Brasil**. São Luís: Universidade Estadual do Maranhão, 2004. cap.3, p. 71-100.

FOLEY, J.A.; NAVIN, R.; BRAUMAN, K.A.; CASSIDY, E.S.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N.D.; O'CONNELL, C.; RAY, D.K.; WEST, P.W.; BALZER, C.; BENNETT, E.M.; CARPENTER, S.R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAN, J.; STEFAN, S.; DAVID, T.; DAVID P. M. Z. Solutions for a cultivated planet, **Nature**, v. 478, p. 337-342, 2011.

FOLLETT, R.F. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. **Soil and Tillage Research**. v. 61, p.77-92, 2001.

GARRIT, D.P. Agroforestry and the achievement of the millennium development goals. **Agroforestry Systems**. v. 61, p. 5–17, 2004.

GEERTSEMA, W.; ROSSING, W.A.; LANDIS, D.A.; BIANCHI, F.J.; VAN RIJN, P.C.; SCHAMINÉE, J. H.; TSCHARNTKE, T.; VAN, D.W.W. Actionable knowledge for ecological intensification of agriculture. **Frontiers in Ecology and the Environment**. v. 14, p. 209–216, 2016.

GEHRING, C.; MOURA, E. G.; SANTOS, R. R. S.; AGUIAR, A.C.F.; SOUSA, A. M. B.; BODDEY, R.M. Ecological intensification of rice production in the lowlands of Amazonia-options for smallholder rice producers. **European Journal of Agronomy**. v. 46, p. 25-33, 2013.

GODFRAY, H.C.J.; BEDDINGTON, J.R.; CRUTE, I.R.; HADDAD, L.; LAWRENCE, D.; MUIR, J.F.; PRETY, J.; ROBINSON, S.; THOMAS, S.M.; TOULMIN, C. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. **Science**, v. 327, p. 812–818, 2010.

GOMIERO, T. Alternative Land Management Strategies and Their Impact on Soil Conservation: Review, **Agriculture**, v. 3, p. 464-483, 2013.

GOULDING, K.; JARVIS, S.; WHITMORE. Optimizing nutrient management for farm systems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, p. 667–680, 2008.

HALL, D. Biomass energy in industrialised countries—a view of the future. **Forest Ecology and Management**. v. 91, p. 17–45, 1997.

HAN, M.; OKAMOTO, M.; BEATTY, P.H.; ROTHSTEIN, S.J.; GOOD, A.G. The Genetics of Nitrogen Use Efficiency in Crop Plants. **Annual Review of Genetics**, v. 49, P. 269-289, 2015.

HIREL, B.; TÉTU, T.; LEA, P.J.; DUBOIS F. Improving nitrogen use efficiency in crops for sustainable agriculture. **Sustainability**, v. 2011, p. 1452–85, 2011.

HOCHMAN, Z.; CARBERRY, P.S. Emerging consensus on desirable characteristics of tools to support farmers management of climate risk in Australia. **Agricultural Systems**. v. 104, p. 441- 450, 2011.

HOOKER, B.A.; MORRIS, T.; PETERS, R.; CARDON, Z. Long-term Effects of Tillage and Corn Stalk Return on Soil Carbon Dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, v. 69, p. 188-196, 2005.

KANG, B. T.; REYNOLDS, L. ATTA-KRAH. Alley Farming. **Advances in Agronomy**, v. 43, p. 315-359, 1990.

KANG, B.T. Alley cropping - soil productivity and nutrient recycling. **Forest Ecology e Management**, v.91, p.75-82, 1997.

KANG, B.T.; GRIMME, H.; LAWSON, T.L. Alley cropping sequentially cropped maize and cowpea with *leucaena* on a sandy soil in southern Nigeria. **Plant and Soil**, v. 85, p. 267-277, 1985.

KANG, B.T.; WILSON, G.F.; SIPKENS, L. Alley cropping maize (*Zea mays L.*) and leucaena (*Leucaena leucocephala* Lam) in southern Nigeria. **Plant and Soil**, v. 63. p.165-179, 1981.

LADHA, J. K.; DAWE, D.; PATHAK, H.; PADRE, A. T.; YADAV, R. L.; BIJAY-SINGH, Y. S. S. Y.; SINGH, P.; KUNDU, A. L.; SAKAL, R.; RAM, N.; REGMI, A. P.; GAMI, S. K.; BHANDARI, A. L.; AMIN, R.; YADAV, C. R.; BHATTARAI, E. M.; DAS, S.; AGGARWAL, H. P.; GUPTA, R. K.; HOBBS, P. R. How extensive are yield declines in long term rice-wheat experiments in Asia? **Field Crops Research**, v. 81, p.159–180, 2003.

LADHA, J.K.; REDDY, C. K.; PADRE, A.T.; VAN KESSEL, C. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 1756–1766, 2011

LAL, R. Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. **Food Security**, v. 1, p. 45-57, 2009.

LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A. Soil Processes and the Carbon Cycle. CRC Press, **Boca Raton**, Boston. 1997.

LARSON, W. E.; PIERCE, F.J. **The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management**. In: Doran JW et al (eds) Defining soil quality for a sustainable environment, SSSA special publication. SSSA and ASA. v. 35, p. 37–51, 1994.

LEAKEY, R. R. B. Agroecology and Sustainable Agriculture in the Tropics. **Annual Review of Phytopathology**, v. 52, p. 113–33, 2014.

LEITE, M.F.A.; LUZ, R.L.; MUCHAVISOY, K.W.M.; ZELARAYAN, M.L.C.; CARDOSO, E.G; MORAES, F.H.M.; ROUSSEAU, G.X.; GEHRING, C. The effect of land use on aboveground biomass and soil quality indicators in spontaneous forests and agroforests of eastern Amazonia. **Agroforestry System**, v. 90, p.1009–1023, 2016.

LI, H.; BIN, H.; CHU, C. Nitrogen use efficiency in crops: lessons from Arabidopsis and rice. **Journal of Experimental Botany**, v. 68, p. 2477–2488, 2017.

MASSIGNAM, A. M.; CHAPMAN, S. C.; HAMMER, G. L.; FUKAI, S. Physiological determinants of maize and sunflower achene yield as affected by nitrogen supply. **Field Crops Research**, v. 113, p. 256-267, 2009.

MENDONÇA, E.S.; STOTT, D. E. Characteristics and decomposition rates of pruning residues from a shaded coffee system in Southeastern Brazil. **Agroforest Systems**. v. 57, p.117-125, 2003.

MOSIER, A.R.; BLEKEN, M.A.; CHAIWANAKUPT, P.; ELLIS, E.C.; FRENEY, J.R.; HOWARTH, R.B.; MATSON, P.A.; MINAMI, K.; NAYLOR, R.; WEEKS, K. N; ZHU, Z. L. Policy implications of human accelerated nitrogen cycling. **Biogeochemistry**, v. 52, p. 281–320, 2001.

MOURA, E. G., MOURA, N. G., MARQUES, E. S., PINHEIRO, K. M., COSTA SOBRINHO, J. R. S., AGUIAR, A. C.F. Evaluating chemical and physical quality indicators for a structurally fragile tropical soil. **Soil Use and Management**, v. A. K.; COUTINHO, C. G.; PINHEIRO, K. M.; AGUIAR, A. C. F. Management of a cohesive tropical soil to enhance rootability and increase the efficiency of nitrogen and potassium use. **Soil Use and Management**. v. 28, P.368-375, 2012.

MOURA, E. G.; SERPA, S. S., SANTOS, J. G. D.; COSTA SOBRINHO, J. R. S.; AGUIAR, A.C.F. Nutrient use efficiency in alley cropping systems in the Amazonian periphery. **Plant and Soil**. v. 335, p.363-371, 2010.

MOURA, E.G. **Agroambientes de transição: entre o trópico úmido e o semi-árido do Brasil. Atributos; alterações; uso na produção familiar**. São Luís: UEMA, 2004. 312 p.

MOURA, E.G.; SENA, V.G.; CORRÊA, M.S.; AGUIAR, A.C.F. The importance of an alternative for sustainability of agriculture around the periphery of the Amazon rainforest. **Recent Patents Food Nutrition and Agriculture**. v. 5,p. 70-78, 2013.

MOURA, E.G.; SENA, V.G.L.; SOUSA, C.C.M.; SILVA, F.R.; COELHO, M.J.A.; MACEDO, V.R.A.; AGUIAR, A.C.F. Enhancement of the rootability of a structurally fragile tropical soil using gypsum and leguminous residues to increase the maize yield. **Soil Use and Management**. v. 32, p.118–126, 2016a.

MOURA, E.G.; GEHRING, C.; BRAUN, H.; FERRAZ JUNIOR, A.S.L.; REIS, F.O=.; AGUIAR, A.C.F. Improving farming practices for sustainable soil use in the humid tropics and rainforest ecosystem health. **Sustainability**. v.8, p. 841, 2016b.

MOURA, E.G.; SILVA, A.J.F.; FURTADO, M.B.; AGUIAR, A.C.F. Avaliação de um sistema de cultivo em aleias em um argissolo franco-arenoso da região amazônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1735-1742, 2008.

MULLINS, C. E.; YOUNG, I. M.; BENGOUGH, A.G.; LEY, G. J. Hard-setting soils. **Soil Use and Management**. v. 3, p. 79-83, 1987.

MULLINS, C.E.; MACLOEAD, D.A.; NOTTHCOTE, K.H.; TISDALL, J.M.; YOUNG, I.M. Hardsetting soils: behavior, occurrence and management. In: R. Lal, B.A. Stewart. Soil degradation. **Advances in Soil Science**, vol. 11, p. 37–108, 1990.

MURPHY, B.W. Impact of soil organic matter on soil properties—a review with emphasis on Australian soil. **Soil Research**, v.53, p. 605–635, 2015.

NAIR, P.K.R.; GARRITY, D. Agroforestry—The Future of Global Land Use, **Advances in Agroforestry**; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2012; Volume 9.

NORTON, R.; DAVIDSON, E.; ROBERTS, T. Position Paper: Nitrogen Use Efficiency and Nutrient Performance Indicators. **A publication of the Global Partnership on Nutrient Management/Technical Paper**. 01/2015. Washington, DC.2015.

PISANTE, M.; STAGNARI, F.; GRANT, C. A. Agricultural Innovations for Sustainable Crop Production Intensification. **Italian Journal of Agronomy**. v. 7, p. 44, 2012.

QUINKENSTEIN, A.; WO" LLECKE, J.; BO" HM, C.; GRU" NEWALD, H.; FREESE, D.; SCHNEIDER, B.U.; HU" TTL, R.F. Ecological benefits of thealley cropping agroforestry system in sensitive regions of Europe. **Environmental Science and Policy**, v.12, p.1112–1121. 2009.

REISNER, Y.; FILIPPI, R.; HERZOG, F.; PALMA, J. Target regions for silvoarable agroforestry in Europe. **Ecological engineering**, v. 29, p. 401–418, 2007.

ROBERTS, T. L. Improving nutrients use efficiency. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v.32, p.177-182, 2008.

SANTOS, D.C.; FARIAS, M.O.; LIMA, C.L.R.; KUNDE, R.J.; PILLONI, C.N.; FLORES, C.A. Fracionamento químico e físico da matéria orgânica de um Argissolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso. Santa Maria. **Ciência Rural**, v.43, p.838-844, 2013.

SHEPHERD, M.A.; HARRISON, R.; WEBB, J. Managing soil organic matter - implications for soil structure on organic farms. **Soil Use and Management**. v.18, p. 284-292, 2002.

SILVA, J. M. N.; CARREIRAS, J. M. B.; ROSA, I.; PEREIRA, J. M.C. Greenhouse gas emissions from shifting cultivation in the tropics, including uncertainty and sensitivity analysis. **Journal Geophysical Research**. v. 116, p. 20, 2011.

SMITH, J.; PEARCE, B.D.; WOLFE, M. S. Reconciling productivity with protection of the environment: is temperate agroforestry the answer? **Renewable Agriculture and Food Systems**. v. 28, p. 80-92, 2012.

SMITH, P. Land use change and soil organic carbon dynamics. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 81, p. 169–178, 2008.

SUTTON, M.A.; BILLEN, G. BLEEKER, A.; ERISMAN, J.W.; GRENNFELT, P.; VAN G. H.; GRIZZETTI, B.; HOWARD, C. M.; LEIP, A. **European nitrogen assessment**. Technical summary European Nitrogen Assessment ed M Sutton et al (Cambridge: Cambridge University) pp xxxv–lii. 2011a

SUTTON, M.A.; HOWARD, C.; ERISMAN, J.W.; BILLEN, G.; BLEEKER, A.; VAN, G.; H.; GRENNFELT, P.; GRIZZETTI, B. **The European Nitrogen Assessment**. Sources, Effects and Policy Perspectives ed M Sutton et al (Cambridge: Cambridge University). 2011b.

TANG, Z.; FAN, X .; LI, Q.; FENG, H.; MILLER, A.J.; SHEN, Q.; XU, G. Knockdown of a rice stelar nitrate transporter alters long-distance translocation but not root influx. **Plant Physiology**. v.160, p. 2052–2063, 2012.

TINKER, P.B.; INGRAM, J.S.I.; STRUWEB, S. Effects of slash-and-burn agriculture and deforestation on climate change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 58, p. 13-22, 1996.

TSONKOVA, P.; BÖHM, C.; QUINKENSTEIN, A. Freese. Ecological benefits provided by alley cropping systems for production of woody biomass in the temperate region: a review. **Agroforestry Systems**, v.85, p.133-152, 2012.

ULLAH, M. A.; ANWAR, M.; RANA, A. S. Effect of nitrogen fertilization and harvesting intervals on the yield and forage quality of elephant grass (*Pennisetum purpureum* L.) under mesic climate of Pothowar plateau. **Pakistan Journal of Agricultural Sciences**. v. 47, p. 231-234, 2010.

WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E.S.; ALVARENGA, R.C. Organic-Matter Pools of Soil under Pines and Annual Cultures, **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. v. 41, p. 1707-1722, 2010.

WILSON, M. H; LOVELL, S.T. Agroforestry—The next step in sustainable and resilient agriculture. **Sustainability**. v. 8, p. 574–589, 2016.

XU, X. F.; MILLER, A.J. Plant Nitrogen Assimilation and Use Efficiency Guohua. **Annual Review of Plant Biology**, v. 63, p. 153-182, 2012.

YOUNG, A. Agroforestry for soil management. **Cab International**, London. ISBN: 0851991890. 1997.

YOUNG, L. M. Carbon sequestration in agriculture: The U.S. policy in context.  
**American Journal of Agricultural Economics**, v. 85, p.1164–1170, 2003.