

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA**  
**CURSO DE MESTRADO EM AGROECOLOGIA**

**DANÚBIA LEMES DADALTO**

**EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS DE UM SISTEMA DE CULTIVO EM ALEIAS  
SOBRE OS POOLS DE FÓSFORO E DE MATÉRIA ORGÂNICA**

São Luís

2013

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA**  
**CURSO DE MESTRADO EM AGROECOLOGIA**

**EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS DE UM SISTEMA DE CULTIVO EM ALEIAS  
SOBRE OS POOLS DE FÓSFORO E DE MATÉRIA ORGÂNICA**

São Luís

2013

**DANÚBIA LEMES DADALTO**

**Engenheira Agrônoma**

**EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS DE UM SISTEMA DE CULTIVO EM ALEIAS  
SOBRE OS POOLS DE FÓSFORO E DE MATÉRIA ORGÂNICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agroecologia.

**Orientador: Prof. Dr. Emanuel Gomes de Moura**

São Luís

2013

**EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS DE UM SISTEMA DE CULTIVO EM ALEIAS  
SOBRE OS POOLS DE FÓSFORO E DE MATÉRIA ORGÂNICA**

**DANÚBIA LEMES DADALTO**

**Aprovada em: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_**

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Emanuel Gomes de Moura (Orientador)

Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Alana das Chagas Ferreira Aguiar

Universidade Federal do Maranhão - UFMA

---

Dr<sup>a</sup> Ivana Machado Fonseca

EMBRAPA Cocais

Dadalto, Danúbia Lemes

Efeito da adição de resíduos de um sistema de cultivo em aleias sobre os pools de fósforo e de matéria orgânica / Danúbia Lemes Dadalto. – São Luís, 2013.

73 f.

Dissertação (Mestrado), Curso de Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão, 2013.

1. Fracionamento sequencial. 2. Leguminosas. 3. Biomassa. I. Título

CDU: 633.875-182

***DEDICO***

*Aos meus pais, José e Eliane, por todo amor, confiança e caráter.*

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter tornado tudo possível.

Aos meus Pais, José e Eliane, que sempre me apoiaram em tudo.

Ao meu orientador Professor Doutor Emanuel Gomes de Moura, pela amizade e confiança, pelo estímulo intelectual, pela generosidade de dividir comigo o seu imenso saber, pela disponibilidade constante na orientação e pelo exemplar trabalho de pesquisador, com sua enorme avidez pela pesquisa.

À professora Doutora Alana das Chagas Ferreira Aguiar, pela orientação, amizade, clareza nos momentos de confusão e, sobretudo, pelas palavras de força que me ajudaram em momentos de fraqueza.

Ao Prof. João Reis e ao Prof. Enedias, pela ajuda nas análises laboratoriais.

Aos meus companheiros de trabalho árduo, João Guilherme e Lucas, que não pouparam esforços na execução de nossas tarefas, que apesar de cansativas foram sempre muito divertidas em suas companhias.

À Marta e Virley, pela ajuda nas análises laboratoriais, conversas agradáveis e momentos de descontração.

Aos meus colegas de turma, Nicolle, Vivian, Anna Paula, Elialdo, Rafael, Keneson, Neto, Henry, Ernesto, Auderes e Isis pela amizade e convívio agradável durante o curso.

À Rayanne, secretária do programa, competente e eficiente, sempre pronta a ajudar.

Aos funcionários Neto, Dionísio, Maria, Ribamar, Dona Carmelita, pela amizade e ajuda.

Ao meu amigo Wendell Dias, que torna meus dias mais felizes, te amo demais.

Aos meus amigos Isadora, Poliana, Julio Cesar, Elys, Rozalino, Nathália, Marcos, Watsom, Monica, Áthyla, Diogo, Any, pela amizade duradoura.

À Família Lima, pelo suporte afetivo que nunca me faltou desde quando os conheço.

Ao Túlio, meu afilhado, pelo carinho e pelos momentos felizes de descontração.

Ao meu irmão Douglas, pela ajuda e companhia ao longo da minha vida.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

À Universidade Estadual do Maranhão - UEMA e ao Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, pela oportunidade.

Agradeço, por fim, a todos aqueles que, de um modo ou de outro, contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Senhor, fazei-me instrumento de vossa paz.*

*Onde houver ódio, que eu leve o amor;*

*Onde houver ofensa, que eu leve o perdão;*

*Onde houver discórdia, que eu leve a união;*

*Onde houver dúvida, que eu leve a fé;*

*Onde houver erro, que eu leve a verdade;*

*Onde houver desespero, que eu leve a esperança;*

*Onde houver tristeza, que eu leve a alegria;*

*Onde houver trevas, que eu leve a luz.*

*Ó Mestre, Fazei que eu procure mais*

*Consolar, que ser consolado;*

*Compreender, que ser compreendido;*

*Amar, que ser amado.*

*Pois, é dando que se recebe,*

*é perdoando que se é perdoado,*

*e é morrendo que se vive para a vida eterna.”*

***Oração de São Francisco de Assis***

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I.....</b>	<b>12</b>
------------------------	-----------

### **POOLS DE FÓSFORO E DE MATÉRIA ORGÂNICA E SUAS INTER-RELAÇÕES**

<b>1. Introdução Geral.....</b>	<b>13</b>
<b>2. Referencial Teórico.....</b>	<b>15</b>
2.1. Formas e dinâmica do fósforo no solo.....	15
2.2. Qualidade do solo e pools de matéria orgânica.....	18
2.3. Interação entre o fósforo e a matéria orgânica do solo.....	21
<b>3. Referências Bibliográficas.....</b>	<b>23</b>

<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>30</b>
-------------------------	-----------

### **EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS DE UM SISTEMA DE CULTIVO EM ALEIAS SOBRE OS POOLS DE FÓSFORO E DE MATÉRIA ORGÂNICA**

<b>Resumo.....</b>	<b>31</b>
<b>1. Introdução.....</b>	<b>32</b>
<b>2. Material e Métodos.....</b>	<b>34</b>
2.1. Descrição da área de estudo.....	34
2.2. Delineamento experimental.....	35
2.3. Histórico de uso da área de estudo.....	37
2.4. Amostragem de solo.....	39
2.5. Análises das propriedades químicas do solo.....	40
2.6. Fracionamento sequencial de fósforo.....	40
2.7. Fracionamento físico da matéria orgânica do solo.....	43
2.8. Análises dos dados.....	45
<b>3. Resultados.....</b>	<b>46</b>
3.1. Propriedades químicas do solo.....	46
3.2. Pools de fósforo no solo.....	49
3.3. Frações da matéria orgânica do solo.....	54

3.4. Relação entre as frações de matéria orgânica e as frações de fósforo do solo.....	56
<b>4. Discussão.....</b>	<b>58</b>
4.1. Propriedades químicas do solo.....	58
4.2. Pools de fósforo no solo.....	59
4.3. Frações da matéria orgânica do solo.....	62
4.4. Relação entre as frações de matéria orgânica e as frações de fósforo do solo.....	65
<b>5. Conclusões.....</b>	<b>66</b>
<b>6. Referências Bibliográficas.....</b>	<b>67</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da área de estudo na UEMA, onde está instalado o sistema de cultivo em aleias no município de São Luís - MA.....34
- Figura 2.** Médias anuais de precipitação e temperatura em São Luís - MA, desde 2002 a 2012 (INMET, 2013).....35
- Figura 3.** Ilustração de duas parcelas (*Leucaena leucocephala* + *Clitoria fairchildiana* e *Acacia mangium* + *Gliricidia sepium*) conforme o delineamento experimental da área de estudo, adaptado de Moura *et al.* (2012).....37
- Figura 4.** Esquema de amostragem em trincheira para o fracionamento de fósforo na área de estudo.....39
- Figura 5.** Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley *et al.* (1982) com as modificações de Condron *et al.* (1985). Adaptado de Cândido (2011).....42
- Figura 6.** Esquema da técnica do fracionamento físico de matéria orgânica do solo proposto por Machado (2002).....44
- Figura 7.** Distribuição relativa (%) das frações de P, em relação à labilidade, na camada 0-10 cm (A) e na camada 10-20 cm (B), do sistema de cultivo em aleias no trópico úmido.....53

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Caracterização química das leguminosas (Sousa, 2013).....	36
<b>Tabela 2.</b> Quantidade de biomassa seca das leguminosas aplicada anualmente no sistema de cultivo em aleias no trópico úmido, São Luís – MA.....	38
<b>Tabela 3.</b> Propriedades químicas do solo, em duas profundidades, no sistema de cultivo em aleias no trópico úmido, São Luís – MA.....	48
<b>Tabela 4.</b> Frações de fósforo do solo, nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm, sob diferentes combinações de resíduos de leguminosas do sistema de cultivo em aleias, São Luís – MA.....	51
<b>Tabela 5.</b> Estoques de carbono nas diferentes frações da matéria orgânica do solo separadas por fracionamento físico, na profundidade de 0-10 cm, no sistema de cultivo em aleias, São Luís – MA.....	55
<b>Tabela 6.</b> Coeficientes de correlação entre as frações da matéria orgânica e as frações inorgânicas de fósforo do solo, na profundidade de 0-10 cm, no sistema de cultivo em aleias, São Luís – MA.....	57

CAPÍTULO I

---

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

No Norte do Maranhão, os solos apresentam um alto grau de intemperismo e uma baixa fertilidade natural esses solos são geralmente derivados de rochas sedimentares, especificamente arenitos finos, os quais apresentam certa deficiência de nutrientes nos seus minerais primários. O processo de intemperização só agrava a disponibilidade do fósforo (P) no solo, pois esse elemento forma compostos de alta energia de ligação com a fração mineral do solo, tornando a produção agrícola um desafio para os agricultores e pesquisadores da região, já que o P é um elemento essencial para o crescimento vegetal, pois atua em várias funções celulares, na ativação de metabolismos intermediários e na estruturação dos ácidos nucleicos e fosfolipídios.

A natureza e dinâmica da matéria orgânica do solo (MO) e dos nutrientes a ela associados, incluindo o P, varia sobre diferentes usos da terra (Turrión *et al.*, 2001; Aguiar *et al.*, 2013). Portanto, o conhecimento da dinâmica dos pools de P e de MO no trópico úmido é importante porque permite prever as modificações causadas no ambiente pelo uso contínuo e fornece bases para estabelecer o melhor manejo para solos tão pouco explorados no âmbito científico.

O fracionamento sequencial de P no solo proposto por Hedley *et al.* (1982) é capaz de diferenciar as suas formas lábeis das não-lábeis, identificar as mais estáveis e as formas orgânicas em ordem crescente de estabilidade, ou decrescente sob o ponto de vista da disponibilidade à vegetação. Assim, o emprego dessa técnica de fracionamento fornece informações sobre a quantidade e a disponibilidade do P para as plantas, o que faz dela uma ferramenta importante para conhecer melhor a dinâmica dos pools de P no solo e para definir o manejo mais adequado às condições locais.

Em alguns estudos realizados na região do trópico úmido (Moura *et al.*, 2009; Aguiar *et al.*, 2010), o uso de resíduos de leguminosas como cobertura do solo mostrou ser uma boa técnica de manejo, pois forneceu nutrientes à cultura, aumentou a ciclagem de nutrientes e a atividade microbiana, diminuiu a coesão e elevou os teores de matéria orgânica do solo. Neste contexto, o uso desses resíduos de leguminosas pode melhorar a dinâmica do P, nesses solos, por gerar um ambiente mais adequado ao crescimento vegetal e microbiano impedindo que o

P se ligue a compostos menos lábeis, ficando em pools de maior labilidade para a absorção pelas plantas.

Este trabalho parte da hipótese que a adição de resíduos em um sistema de cultivo em aleias causa mudanças nos pools de fósforo e de matéria orgânica do solo, aumenta a disponibilidade do fósforo e eleva os pools de fósforo orgânico no solo, pois segundo Guppy *et al.* (2005), (1) algumas leguminosas produzem ácidos orgânicos que solubilizam o P adsorvido ao solo, tornando-o mais disponível; e (2) a matéria orgânica promove a competição entre o ânions fosfatos e os ácidos derivados da decomposição por sítios de adsorção do P. Portanto, objetivou-se com este estudo avaliar o efeito da adição de resíduos de um sistema de cultivo em aleias sobre os pools de fósforo e de matéria orgânica do solo, além de investigar a dinâmica das frações de P no solo e relacionar a disponibilidade para as culturas.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1. Formas e dinâmica do fósforo no solo

Devido às condições de intenso intemperismo, os solos de regiões tropicais apresentam reduzida fração de P biodisponível, muitas vezes abaixo das exigências mínimas das culturas (Rheinheimer *et al.*, 2008). Essa característica está associada à alta capacidade que esses solos têm em reter o P na fase sólida, na forma de compostos de baixa reatividade. Contudo, os sistemas de cultivo e o manejo da adubação fosfatada podem influenciar o potencial de suprimento do nutriente no solo e o seu aproveitamento pelas culturas (Sousa e Lobato, 2003).

Para facilitar o entendimento da dinâmica do fósforo do solo, propõe-se a divisão em dois grandes grupos, fósforo inorgânico (Pi) e fósforo orgânico (Po), dependendo da natureza do composto a que ele está ligado. O grupo do Pi pode ser separado em duas partes, o fósforo dos minerais primários e o fósforo adsorvido. Eles compõem um intrincado grupo de fosfatos inorgânicos, formando diferentes compostos e com diferentes graus de estabilidade química. O P pode ser encontrado ligado aos grupos funcionais silanol e aluminol nas arestas das argilas silicatadas e nos R-OH dos oxihidróxidos de ferro e de alumínio, e adsorvido à matéria orgânica do solo através de pontes de cátions. A adsorção do fosfato aos oxihidróxidos de ferro e de alumínio ocorre, principalmente, nas formas de baixa cristalinidade e com alto desbalanço de cargas. A magnitude da adsorção depende da quantidade de constituintes com capacidade de adsorver moléculas neutras ou carregadas eletricamente. Nos solos de regiões tropicais e subtropicais, os óxidos de ferro mal cristalizados, a quantidade de alumínio substituindo ferro e, em menores quantidades, os óxidos bem cristalizados e a caulinita são os principais responsáveis por esse fenômeno (Rheinheimer *et al.*, 2008).

O fósforo orgânico pode constituir de 5 a 80% do fósforo total do solo e, nos solos tropicais, é fonte de fósforo às plantas e deve ser levado em consideração em estudos envolvendo sua dinâmica e biodisponibilidade (Rheinheimer e Anghinoni, 2003). O fósforo orgânico é originário dos resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição (Rheinheimer *et al.*, 2000a; Conte *et al.*, 2002 e 2003; Martinazzo *et al.*, 2007). A grande variedade de compostos orgânicos no solo faz com que

mais da metade das formas de fósforo orgânico ainda não tenham sido identificadas. As principais formas já identificadas são os fosfatos de inositol, que compõem de 10 a 80% do fósforo orgânico total, os fosfolipídios (0,5 a 7%), ácidos nucleicos (~3%) e outros ésteres-fosfato (>5%) (Dalal, 1977). A estabilidade desses compostos depende de sua natureza e de sua interação com a fração mineral, pois são usados como fonte de carbono e elétrons pelos microrganismos, cujo resultado é a sua mineralização e disponibilização do fósforo (Gatiboni *et al.*, 2007).

Assim, sob o ponto de vista da química do solo, independentemente da natureza em que se encontra, o fósforo é dividido de acordo com a sua labilidade. A separação do fósforo em formas lábeis, moderadamente lábeis e não lábeis, mesmo que essa subdivisão seja imprecisa, ajuda no entendimento da dinâmica da disponibilidade do fósforo. Para estudos do acúmulo e dessorção dessas formas de fósforo de acordo com sua labilidade, têm-se utilizado uma técnica de fracionamento proposta por Hedley *et al.* (1982). Essa técnica usa sequencialmente, extratores com diferentes forças de extração, os quais removem Pi das formas mais fracamente retidas até as mais estáveis, além de identificar separadamente as formas de Po. Com as modificações propostas por Condrón *et al.* (1985), os extratores utilizados no fracionamento são: resina trocadora de ânions – RTA (Pi), NaHCO<sub>3</sub> 0,5mol l<sup>-1</sup> a pH 8,5 (Pi e Po); NaOH 0,1 mol l<sup>-1</sup> (Pi e Po); HCl 1,0mol l<sup>-1</sup> (Pi), NaOH 0,5mol l<sup>-1</sup> (Pi e Po); e digestão com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + MgCl<sub>2</sub> (Pi + Po).

Cross e Schlesinger (1995) agruparam as suposições de vários autores sobre quais formas de fósforo são extraídas na sequência do fracionamento de Hedley *et al.* (1982). De uma maneira geral, assume-se que a resina trocadora de ânions extrai formas lábeis de fósforo inorgânico. O NaHCO<sub>3</sub> extrai formas lábeis de fósforo inorgânico e orgânico. Ao NaOH 0,1 mol l<sup>-1</sup> é atribuído o poder de extrair o fósforo inorgânico quimiosorvido a óxidos de alumínio e de ferro, que é moderadamente lábil. Também, com NaOH 0,1 mol l<sup>-1</sup>, é extraído o fósforo orgânico moderadamente lábil. A utilização do NaOH 0,5mol l<sup>-1</sup> extrai o fósforo inorgânico e orgânico quimicamente e fisicamente protegidos nas superfícies internas dos microagregados. O tratamento do solo com HCl extrai fósforo inorgânico contido nos fosfatos de cálcio e fortemente adsorvido e, finalmente, a digestão do solo com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, chamado também de fósforo recalcitrante.

Estudos utilizando o fracionamento de Hedley *et al.* (1982) têm mostrado que as frações orgânicas e inorgânicas de fósforo no solo podem atuar como fonte ou dreno para a

solução do solo, dependendo das suas características mineralógicas, das condições ambientais, da adubação e do manejo do solo. Em sistemas naturais, onde não há adição de fósforo, a sua disponibilidade está intimamente relacionada à ciclagem das formas orgânicas. Já em solos pouco intemperizados ou adubados, têm se observado que grande parte do fósforo disponível é tamponado pelas frações inorgânicas lábeis, enquanto que, em solos altamente intemperizados ou sem adubação, a disponibilidade de fósforo é altamente dependente das formas inorgânicas e orgânicas de labilidade intermediária (Novais e Smith, 1999).

O equilíbrio dinâmico entre o P orgânico e o geoquímico é perturbado pela adição de fosfato, de tal modo que a biomassa edáfica não consegue amortecer tal perturbação num espaço curto de tempo (Rheinheimer *et al.*, 2008). A redistribuição de fósforo em diversas formas, quando da adubação, também ocorre em solos cultivados sob sistema plantio direto. Observa-se a formação de uma camada na superfície do solo com alta disponibilidade de nutrientes, principalmente de fósforo (Rheinheimer e Anghinoni, 2001). Esse comportamento é consequência da adição consecutiva de fertilizantes na camada superficial, ausência de revolvimento e diminuição das taxas de erosão. A adsorção do fósforo ocorre primeiramente nos sítios mais ávidos (de menor labilidade) e, posteriormente, o fósforo remanescente é redistribuído em frações retidas com menor energia e de maior disponibilidade às plantas, comparativamente ao sistema de cultivo convencional (Rheinheimer *et al.*, 2000b).

Diversos autores atribuem às frações menos lábeis uma atuação de fonte ou de dreno do fósforo disponível quando a quantidade de fósforo adicionada via fertilizantes é maior que a quantidade exportada pelo sistema (perdas e absorção das plantas), a porção remanescente é estabilizada em formas de labilidade intermediária, que atuam como dreno do fósforo adicionado. Por outro lado, quando a adição de fertilizantes é aquém da exportação de fósforo do sistema, as formas de fósforo de labilidade intermediária atuam como fonte, mantendo os teores da solução do solo (Rheinheimer e Anghinoni, 2001; Conte *et al.*, 2003; Gatiboni *et al.*, 2007).

Em solos sob sistema plantio direto, com acúmulo de fósforo na camada superficial, observa-se, após esgotamento do fósforo do solo por cultivos sucessivos, que todas as formas de fósforo do fracionamento de Hedley *et al.* (1982) podem atuar como tamponantes e disponibilizar formas solúveis de fósforo. Nos solos com menor acúmulo de fósforo pela adubação, as formas orgânicas são fontes potenciais de P às plantas, porém, com fornecimento abaixo da demanda. Xavier *et al.* (2009), estudando o impacto da fertilização

orgânica e o uso de esterco nos solos arenosos do nordeste brasileiro sobre as frações de P, observou que os teores de P no pool mais lábil (P-resina e  $Pi-NaHCO_3$ ) foram maiores nos tratamentos que receberam fertilização e adição de resíduos. Embora o fracionamento de Hedley seja importante para o acompanhamento das diferentes formas de P no solo, uma única extração com Mehlich 1 ou resina ainda continuam sendo melhores indicadores da biodisponibilidade de fósforo (Gatiboni *et al.*, 2007).

## 2.2. Qualidade do solo e pools de matéria orgânica

A qualidade do solo (QS) pode ser incluída como um dos principais fatores que definem a sustentabilidade de um sistema de exploração agropecuário. Doran e Parkin (1994) definiram QS como a capacidade do solo em manter a produtividade biológica, a qualidade ambiental e promover a vida vegetal e animal saudável na face da Terra. Para Vezzani (2001), o solo, como sistema aberto, não atinge qualidade por si só num sistema de exploração agrícola, mas sim pela eficiência do funcionamento do sistema solo-planta-microrganismos. Assim, o manejo do solo é um dos principais fatores que definem a qualidade do solo e a sustentabilidade de um sistema de produção. No entanto, para avaliar a QS é necessário que se eleja algumas propriedades do solo a serem monitoradas como atributos indicadores. Para uma propriedade ser um eficiente indicador de QS é necessário que esse seja sensível às variações do manejo e bem correlacionado com as funções desempenhadas pelo solo (Doran e Zeiss, 2000).

A matéria orgânica (MO) possui potencial para ser utilizada como atributo chave da QS, pois além de satisfazer o requisito básico de ser sensível às modificações pelo manejo do solo, é ainda fonte primária de nutrientes às plantas, influenciando na infiltração, retenção de água e suscetibilidade à erosão (Gregorich *et al.*, 1994). Ela também atua sobre outros atributos como ciclagem de nutrientes, complexação de elementos tóxicos e estruturação do solo. Solos tropicais, intensamente intemperizados, possuem como uma das suas principais características químicas a baixa CTC. Nesses solos, o teor de MO tem importância preponderante na CTC efetiva (Bayer e Mielniczuk, 1999). Portanto, a dinâmica da MO tem importância chave no entendimento das alterações provocadas pelo manejo que se aplica ao

solo sobre a QS e na sustentabilidade produtiva e econômica de um sistema de exploração agrícola.

A MO pode persistir no solo por séculos, dependendo do grau de proteção em que se encontra. Em solos agrícolas, seu conteúdo varia entre 1% e 5%, podendo ser superior em solos florestais bem manejados, sendo, aliás, o manejo ou sistema de cultivo adotado o principal influenciador do processo dinâmico dessa fração no solo, uma vez que ela atua em diferenciados processos físicos, químicos e biológicos (Wendling *et al.*, 2010).

De acordo com Roscoe e Machado (2002), o conceito amplo de matéria orgânica (que inclui resíduos frescos ou em diversos estágios de decomposição, compostos humificados e materiais carbonizados, associados ou não à fração mineral, assim como a porção viva, composta por raízes e pela fauna de solo) é teórico e, na maioria das vezes, o que se chama de matéria orgânica compreende somente parte dos componentes citados, dependendo em muito do preparo da amostra e da metodologia usada na determinação.

A identificação dos componentes da MO é de grande importância para o entendimento de sua dinâmica em um determinado sistema natural ou cultivado. Esse processo auxilia na formulação de inferências sobre o nível de sustentabilidade do manejo. Apesar de boa parte das indicações de manejo da fertilidade do solo ser feita com base nos teores totais de nitrogênio e carbono. Esses parâmetros, embora eficientes, não são suficientes para estudos mais detalhados, em função da complexidade da matéria orgânica, resultante de sua heterogeneidade e da sua dinâmica dependente de fatores climáticos, dos microrganismos, da sua relação com a vegetação e fração mineral do solo (Guimarães *et al.*, 2013).

Considerando os compartimentos do carbono num ambiente agrícola e detendo nossa atenção aos compartimentos da MO: MO lábil, MO protegida estruturalmente e por coloides, podemos considerar alguns métodos de fracionamento da MO para melhor entendimento da natureza, distribuição, tempo de residência, funções e sensibilidade de cada fração em indicar a qualidade do manejo empregado. Podemos definir a MO lábil, como sendo resíduos de plantas e da fauna edáfica do solo em diversos estados de decomposição e com grande diversidade de substratos, desde os mais prontamente decomponíveis até as mais complexas e resistentes moléculas. Assim, a MO lábil é um compartimento transitório da MO, entre os resíduos de plantas recém depositados sobre o solo e o C orgânico mais humificado e estabilizado no compartimento da MO protegida (Passos *et al.*, 2007).

Em análises de rotina de fertilidade do solo, as amostras são destorroadas e tamisadas, eliminando-se todos os resíduos orgânicos maiores que 2 mm (incluindo-se toda a macro e parte da mesofauna) e analisados por oxidação em via úmida, método que é pouco sensível à frações com alto grau de humificação e às formas carbonizadas. Os diversos tipos de fracionamento, utilizados em estudos de MO tentam reduzir essa heterogeneidade, pois procura separar frações homogêneas quanto à natureza, dinâmica e função, mas, ao mesmo tempo, diferentes umas das outras (Christensen, 2000).

Apesar do uso do fracionamento químico da matéria orgânica com finalidade de avaliação do impacto do cultivo na qualidade do solo, esses métodos pouco têm contribuído para a identificação de compartimentos da MO que diminua sob manejo intensivo e de modo distinto ao longo do tempo, uma vez que os ácidos húmicos e fúlvicos apresentam, em geral, baixa taxa de transformação e assim dificilmente se relacionam com processos de curto prazo (de alguns dias a décadas) geralmente estudados em solos cultivados (Roscoe e Machado, 2002). Dessa forma, a adoção de métodos físicos na separação da matéria orgânica do solo é considerado mais adequado, pois são métodos menos destrutivos e mais relacionados com a função e estrutura da matéria orgânica do solo *in situ* em relação aos métodos químicos (Roscoe e Machado, 2002).

A técnica do fracionamento físico no estudo da MO tem-se mostrado promissora, pois possibilita a separação de diferentes compartimentos orgânicos, cada qual respondendo, de forma distinta, às práticas de manejo (Collins *et al.*, 1997). Basicamente, os métodos de fracionamento da MO podem ser classificados como métodos granulométricos (Cambardella e Elliott, 1992), densimétricos (Golchin *et al.*, 1994) ou uma mistura de ambos (Six *et al.*, 1998; Roscoe e Machado, 2002). Os métodos densimétricos baseiam seu funcionamento na separação dos compartimentos da MO através de um líquido denso. Assim, a fração mais pesada que o líquido – que normalmente apresenta densidade de aproximadamente  $2,0 \text{ g cm}^{-3}$  – é denominada fração pesada e a fração mais leve é denominada fração leve (Gregorich *et al.*, 1995).

Os métodos granulométricos de fracionamento têm como princípio a separação da MO por peneiramento. Assim, os trabalhos de pesquisa que utilizam esse método de fracionamento (Cambardella e Elliott, 1992; Bayer *et al.*, 2004; Conceição *et al.*, 2005; Diekow, 2003; Roscoe e Machado, 2002) adotam a separação dos compartimentos da MO em Carbono Orgânico Particulado (COp) ou Fração Leve Livre (FLL), Carbono Orgânico

associado a minerais (COam) ou Fração Intra Agregado (FIA) e Carbono Orgânico Total (COT). O COp é a fração da MO separada por dispersão e peneiramento do solo associada a fração areia (COp > 53  $\mu\text{m}$ ). Golchin *et al.* (1994) caracterizaram o COp como sendo partículas derivadas de resíduos de plantas e hifas com estrutura celulares reconhecíveis, cuja permanência do solo está condicionada a proteção física desempenhada por agregados. O COam é a fração da MO associada as frações silte e argila do solo (COam < 53  $\mu\text{m}$ ). Christensen (1996) definiu o COam como a fração da MO que interage com a superfície de partículas minerais, formando os complexos organominerais, estando protegida através do mecanismo de proteção coloidal. Chan *et al.* (2002) observaram que após 19 anos de cultivo, o preparo convencional do solo induziu perdas de C no solo, sendo que 80% do C perdido era proveniente da fração particulada da MO. A maior sensibilidade da MOp também é descrita por Mrabet *et al.* (2001), ao observarem um incremento de 75% e 25% dos estoques de C da fração particulada e COT, respectivamente, após 11 anos da adoção do sistema plantio direto em áreas anteriormente cultivadas sobre preparo convencional.

### 2.3. Interação entre o fósforo e a matéria orgânica do solo

A matéria orgânica é um reservatório de diversos nutrientes ao solo. Entre esses nutrientes o fósforo tem uma dinâmica controversa em relação ao efeito da MO em sua disponibilidade. A MO adicionada ao solo não atua como uma fonte de P em todas as circunstâncias, isto só ocorre quando a relação C:P no resíduo é inferior a 200 e assim proporciona a mineralização do P orgânico (Havlin *et al.*, 2005). Oliveira *et al.* (1999) relataram que a C:P de palha de cana após um ano de decomposição no campo diminuiu de 947 a 551, mas não foi observado nenhuma redução nos níveis totais de P no material. Os compostos de P-inorgânico e P-orgânico no solo variam de instabilidade/ solubilidade. O P orgânico está correlacionado positivamente com o C orgânico e podem ser responsáveis por mais de 80% do P total dos solos, principalmente, na forma de ésteres (Richardson *et al.*, 2001), de fitato (Turner *et al.*, 2002) e da biomassa microbiana do solo (Brookes *et al.*, 1984).

A adição de matéria orgânica ao solo pode influenciar a disponibilidade de P, direta ou indiretamente por meio de uma série de mecanismos (Guppy *et al.*, 2005). Os efeitos diretos incluem: (i) liberação de P a partir dos resíduos, (ii) troca de P sorvido com ânions de ácidos

orgânicos produzidos durante a decomposição dos resíduos, (iii) complexação de metais e (iv) reações de dissolução (Bolan *et al.*, 1994). Os efeitos indiretos incluem: (i) aumento da capacidade de retenção de água e umidade do solo promovendo o crescimento das raízes e, assim, a exploração de P no solo, (ii) maior microagregação que reduz a área de superfície do solo e diminui o número de locais com potencial de sorção de P (Wang *et al.*, 2001), (iii) imobilização microbiana de P inorgânico (Chen *et al.*, 2000), e (iv) aumento a curto prazo no pH do solo (Xu *et al.*, 2006).

A matéria orgânica do solo é um importante controlador da dinâmica de P orgânico no solo e o seu incremento aumenta também a proporção de P orgânico em relação às quantidades totais de P (Harrison, 1987). De modo geral, o conteúdo total de P orgânico aumenta, quando o manejo favorece o incremento de matéria orgânica e, ou, com a utilização de fertilizantes, e diminui em sistemas intensivos de cultivo com baixa reposição de P (Reddy *et al.*, 2000). Sistemas de manejo que promovem adição de matéria orgânica ao solo também contribuem para o aumento de formas mais lábeis de P, com diminuição da adsorção e consequente aumento da disponibilidade de P para as plantas (Andrade *et al.*, 2003).

Resultados obtidos por Camargo *et al.* (2012), em um estudo de correlação espacial entre a fração argila e o conteúdo de P disponível de um Oxissolo na extensão de uma encosta, demonstraram elevada assimetria entre o P e a MO, em alguns pontos, porém, não foi detectado a mesma informação na maioria dos pontos. Contudo, o P e a MO apresentaram dependência espacial, onde havia maior conteúdo de MO, o P seguiu a mesma tendência. Aguiar *et al.* (2013), comparando diferentes sistemas de uso do solo, em relação a dinâmica dos pools de P e de MO, encontraram uma correlação positiva entre as frações de P (P-NaHCO<sub>3</sub>, Po-NaOH 0,1 M, Po-NaOH 0,5 M) e o conteúdo de carbono nas frações silte e argila da MO. Tais estudos comprovaram relação entre o P e a MO do solo.

### 3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar, A.C.F., Bicudo, S.J., Costa Sobrinho, J.R.S., Martins, A.L.S., Coelho, K.P., Moura, E.G. 2010. Nutrient recycling and physical indicators of an alley cropping system in a sandy loam soil in the pre-Amazon region of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 86, 189–198.
- Aguiar, A.C.F., Cândido, C.S., Carvalho, C.S., Monroe, P.H.M., Moura, E.G. 2013. Organic matter fraction and pools of phosphorus as indicators of the impact of land use in the Amazonian periphery, *Ecological Indicators*. 30, 158-164.
- Andrade, F.V., Mendonça, E.S., Alvarez V., V.H., Novais, R.F. 2003. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. *R. Bras. Ci. Solo*, 27, 1003-1011.
- Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A. 2004. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 39, 677-683.
- Bayer, C., Mielniczuk, J. 1999. 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*. Porto Alegre: Genesis, p. 9-26.
- Bolan, N.S., Naidu, R., Mahimairaja, S., Baskaran, S. 1994. Influence of lowmolecular-weight organic acids on the solubilization of phosphates. *Biology and Fertility of Soils*, 18, 311-319.
- Brookes, P.C., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S. 1984. Phosphorus in the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*. 16, 169-175.
- Camargo, L.A., Júnior, J.M., Pereira, G.T., Alleoni, L.R.F. 2013. Spatial correlation between the composition of the clay fraction and contents of available phosphorus of an Oxisol at hillslope scale, *CATENA*, 100.

Cambardella, C.A., Elliott, E.T. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, 56, 777-783.

Chan, K.Y., Heenan, D.P., Oates, A. 2002. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil Tillage Research*, 63, 133-139.

Chen, G.C., He, Z.L., Huang, C.Y. 2000. Microbial biomass phosphorus and its significance in predicting phosphorus availability in red soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31, 655-667.

Christensen, B.T. Organic matter in soil: structure, function and turnover. Tjele: Dias, 2000. 95 p. (DIAS Report. Plant Production, 30).

Christensen, B.T. 1996. 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 Press, p. 97-165. (Advances in Soil Science).

Collins, H.P., Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.T. 1997. Characterization of soil organic carbon relative to its stability and turnover. In: *Soil organic matter in temperate agroecosystems - long-term experiments in North America*. Boca Raton, CRC Press, p.51-72.

Conceição, P.C., Amado, T.J.C., Mielniczuk, J., Spagnollo, E. 2005. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *R. Bras. Ci. Solo*. 29, 777-788.

Condrón, L.M., Goh, K.M., Newman, R.H. 1985. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by <sup>31</sup>P nuclear magnetic resonance analysis. *Journal of Soil Science*, 36, 199-207.

Conte, E., Anghinoni, I., Rheinheimer, D.S. 2003. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, 27, 893-900.

Conte, E., Anghinoni, I., Rheinheimer D.S. 2002. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatase ácida pela aplicação de fosfato em solo no sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26, 925-930.

Cross, A.F., Schlesinger, W.H. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, Amsterdam, 64, 197-214.

Diekow, J. Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto. Porto Alegre, 2003. 164f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2003.

Doran, J.W., Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, Soil Science Society of America, p. 3-22. (Publication Number 35).

Doran, J.W., Zeiss, M.R. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*. 15, 3-11.

Gatiboni, L.C., Kaminski, J., Rheinheimer, D.S., Flores, J.P.C. 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31, 691-699.

Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P. 1994. Soil structure and carbon cycling. *Australian Journal of Soil Research*, Victoria. 32, 1043-1068.

Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*. 74, 367-385.

Gregorich, E.G., Ellert, B.H., Monreal, C.M. 1995. Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural  $^{13}\text{C}$  abundance. *Canadian Journal of Soil Science*, Ottawa. 75, 161-167.

Guimarães, D.V., Gonzaga, M.I.S., Silva, T.O., Silva, T.L., Dias, N.S., Matias, M.I.S. 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses, *Soil and Tillage Research*, 126, 177-182.

Guppy, C.N., Menzies, N.W., Moody, P.W., Blamey, F.P.C. 2005. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. *Australian Journal of Soil Research*. 43, 189-202.

Harrison, A.F. 1987. *Soil organic phosphorus*. Wallingford, CAB International, 257p.

Havlin, J.H., Beaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L., 2005. *Phosphorus, Soil Fertility and Fertilizers—An introduction to nutrient management*, 7th ed., p.160–198.

Hedley, M.J., Stewart, J.W.B., Chauhan, B.S. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of American Journal*, Madison, 46, 970-976.

Martinazzo, R., Rheinheimer, D.S., Gatiboni, L.C., Brunetto, G., Kaminski, J. 2007. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto afetado pela adição de fosfato solúvel. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 31, 563-568.

Moura, E.G., Araújo, J.R.G., Monroe, P.H.M., Nascimento, I.O., Aguiar, A.C.F. 2009. Patents on periphery of the Amazon rainforest. *Recent Patents on Food, Nutrition & Agriculture*. 1, 142-149.

Mrabet, R. 2001. No-tillage system: research findings, needed developments and future challenges for Moroccan dryland agriculture. In: I World Congress on Conservation Agriculture, eds L Garcia-Torres et al., Córdoba, Spain p. 737-741.

Novais, R.F., Smyth, T.J. 1999. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa: UFV, DPS, 399p.

Oliveira, M.W., Trivelin, P.C.O., Penatti, C.P., Piccolo, M.C. 1999. Decomposição e liberação de nutrientes da palhada de cana-de-açúcar em campo. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 34, 2359–2362.

Passos, R.R., Ruiz, H.A., Cantarutti, R.B., Sá Mendonça, E. 2007. Carbono orgânico e Nitrogênio em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. Rev. Bras. Ciênc. Solo, Viçosa. 31, 1109-1118.

Reddy, D.D., Rao, A.S., Rupa, T.R. 2000. Effects of continuous use of cattle manure and fertilizer phosphorus on crop yields and soil organic phosphorus in a Vertisol. Bioresour. Technol. 75, 113–118.

Rheinheimer, D.S., Anghinoni, I. 2003. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems under subtropical conditions. Comm. Soil. Sci. Plant Anal., 34, 2339-2354.

Rheinheimer, D.S., Anghinoni, I. 2001. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 36, 151-160.

Rheinheimer, D.S., Anghinoni, I., Kaminski, J. 2000b. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 24, 345-354,

Rheinheimer, D.S., Anghinoni, I., Conte, E. 2000a. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 24, 589-597.

Rheinheimer, D.S., Gatiboni, L.C., Kaminski, J. 2008. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*. 38, 576-586.

Richardson, A.E., Hadobas, P.A., Hayes, J.E., O'hara, C.P., Simpson, R.J. 2001. Utilization of phosphorus by pasture plants supplied with myo-inositol hexaphosphate is enhanced by the presence of soil micro-organisms. *Plant and Soil*. 229, 47-56.

Roscoe, R., Machado, P.L.O.A. 2002. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, Embrapa Solos, p. 88.

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, Madison. 62, 1367-1377.

Sousa, D.M.G., Lobato, E. 2003. Adubação fosfatada em solos da região do Cerrado. Piracicaba, Potafos, 16p.

Turrión, M.B., Gallardo, J.F., Haumaier, L., González, M.I., Zech W. 2001. <sup>31</sup>P NMR characterization of phosphorus fractions in natural and fertilized forest soils. *Ann For Sci*. 58, 89-98.

Turner, B.L., Mckelvie, I.D., Haygarth, P.M., 2002. Characterisation of waterextractable soil organic phosphorus by phosphatase hydrolysis. *Soil Biology and Biochemistry*. 34, 27-35.

Vezzani, F.M. Qualidade do sistema solo na produção agrícola. Porto Alegre, 2001. 184 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

Wang, X., Yost, R.S., Linqvist, B.A. 2001. Soil aggregate size affects phosphorus desorption from highly weathered soils and plant growth. *Soil Science Society of America Journal*. 65, 139-146.

Wendling, B., Jucksch, I., Mendonca, E.S., Alvarenga, R.C. 2010. Organic-matter pools of soil under pines and annual cultures. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 41, 1707–1722.

Xavier, F.A.S., Oliveira, T.S., Andrade, F.V., Mendonça, E.S. 2009. Phosphorus fractionation in a sandy soil under organic agriculture in Northeastern Brazil. *Geoderma*, 151, 417-423.

Xu, J.M., Tang, C., Chen, Z.L. 2006. The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH. *Soil Biology and Biochemistry*. 38, 709-719.

CAPÍTULO II

---

## **EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS DE UM SISTEMA DE CULTIVO EM ALEIAS SOBRE OS POOLS DE FÓSFORO E DE MATÉRIA ORGÂNICA**

### **RESUMO**

Objetivou-se, com este estudo, avaliar o efeito da adição de resíduos de um sistema de cultivo em aleias sobre os pools de fósforo e de matéria orgânica do solo, além de investigar a dinâmica das frações de P no solo e discutir sua relação com a disponibilidade para as culturas. O estudo foi realizado na área experimental da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA, em São Luís – MA, em um sistema de cultivo em aleias. As amostras de solo foram retiradas nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm nas parcelas dos tratamentos: Acácia + Gliricídia; Acácia + Leucena; Sombreiro + Gliricídia; Sombreiro + Leucena; Leucena + Gliricídia. Também foi incluído um tratamento sem resíduo (SR) e um tratamento controle (sem adubação e sem resíduo). Foram realizados os fracionamentos de P e de MO. A adição de resíduos de um sistema de cultivo em aleias alterou a dinâmica do fósforo e da matéria orgânica do solo, além de melhorar as propriedades químicas do solo. Contudo, a adição de resíduos não causou mudanças na fração P ocluso, o que evidencia a acumulação do P nos compartimentos mais lábeis, assim o P encontra-se em formas menos estáveis, de maior disponibilidade para a aquisição das plantas. O P-NaHCO<sub>3</sub> teve maior quantidade de P no reservatório lábil do que a fração P-resina, ressaltando a importância desta fração neste sistema. O aporte de resíduos de um sistema de cultivo em aleias não garantiu o acúmulo de P orgânico. Mais estudos precisam ser realizados para garantir total entendimento da ausência do P orgânico. As frações da MO foram influenciadas principalmente pela diferença entre as quantidades de resíduos depositados e pela relação C/N das combinações, isto demonstra a necessidade da oferta constante de material orgânico para manter em níveis adequados o estoque de C no solo.

## 1. INTRODUÇÃO

A adoção de práticas que garantam a qualidade do solo e a sustentabilidade dos sistemas tem sido o grande objetivo na discussão sobre a conservação do ambiente agrícola. Diante desse fato, o sistema de cultivo em aleias sob plantio direto tem sido uma alternativa viável na área do manejo conservacionista, por melhor os indicadores de qualidade do solo. Um ponto fundamental no sistema de cultivo em aleias é a adição de resíduos vegetais ao solo que tem influência direta na reposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes. Isso sublinha ainda mais a necessidade de utilizar os resíduos orgânicos, isoladamente ou em conjunto com adubos inorgânicos na manutenção da fertilidade do solo para a produção de culturas de forma sustentável.

A deficiência de fósforo é um dos maiores entraves para a produção de culturas em solos tropicais, devido ao baixo conteúdo de P nativo e a elevada capacidade de fixação de P no solo por óxidos de Fe e de Al (Nziguheba *et al.*, 2002; Opala *et al.*, 2010). Além disso, o aproveitamento dos fertilizantes fosfatados pelas culturas é frequentemente baixo e, raramente, excede 20% do P aplicado ao ano o que, em solos arenosos isso se agrava (Rao *et al.*, 1995). Para conseguir um melhor manejo de P no solo, é necessário avaliar o efeito do manejo da terra (por exemplo, aplicação de fertilizantes inorgânicos ou matéria orgânica) sobre a dinâmica do P no solo e o fornecimento do P incluindo a sua disponibilidade para as plantas derivado de adubos inorgânicos e/ou da matéria orgânica (Ikerra *et al.*, 2006; Nziguheba *et al.*, 2000).

O fracionamento de P do solo utilizando diferentes extratores tem sido uma boa ferramenta para entender a disponibilidade de P total do solo e solubilidade, e tem sido útil no estudo de dinâmica de P no solo sob diferentes sistemas de manejo do solo. O fracionamento de P desenvolvido por Hedley *et al.* (1982) e adaptado por Condrón *et al.* (1985) tem sido o procedimento mais utilizado nos últimos 15 anos. Essa técnica remove o  $P_i$  das formas mais fracamente retidas até as mais estáveis, além de identificar separadamente as formas de  $P_o$ . As frações de  $P_i$  incluem o P extraído com resina, bicarbonato de sódio ( $NaHCO_3$ ), hidróxido de sódio (NaOH), ácido clorídrico (HCl) e residual. As frações de  $P_o$  incluem P extraído por  $NaHCO_3$ , NaOH e residual. Numa experiência sobre o efeito de plantas de cobertura do solo na disponibilidade de P, observou-se que as plantas que tiveram alta oferta de P adquiriram o

P a partir da fração P-resina, mas em baixa oferta de P a fração  $P_i\text{-NaHCO}_3$  foi a mais importante. O acúmulo de P orgânico na rizosfera pode refletir uma alta atividade microbiana e um acúmulo de frações de P orgânico mais estáveis ou uma baixa eficiência de utilização do Po pelas plantas (Kamh *et al.*, 1999).

O efeito da adubação orgânica sobre as transformações de P no solo tem sido investigada intensamente (Reddy *et al.*, 2000; Sharpley *et al.*, 2004; Koopmans *et al.*, 2007; Xavier *et al.*, 2009). Verma *et al.* (2005) afirmaram que, se por um lado as inter-relações entre as formas de P no solo são complexas, por outro lado, informações sobre a dinâmica das frações de P pode aumentar a nossa compreensão dos drenos e fontes de P no solo e são essenciais para um programa eficiente de manejo de P.

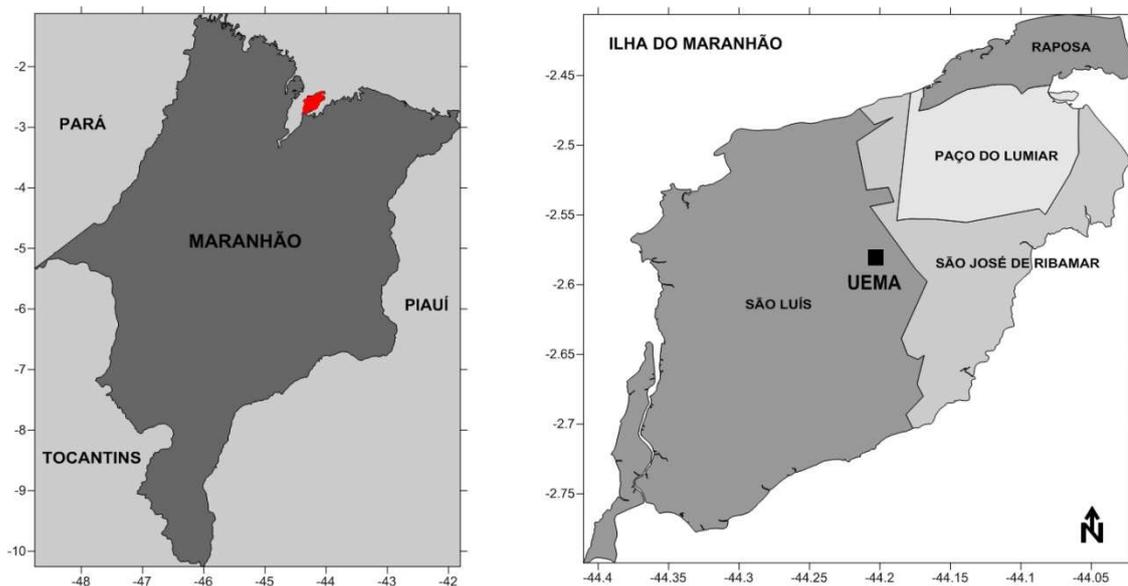
A identificação dos componentes da matéria orgânica é de grande importância para o entendimento de sua dinâmica em um determinado sistema natural ou cultivado. Esse processo auxilia na formulação de inferências sobre o nível de sustentabilidade de um cultivo. Apesar de boa parte das indicações de manejo da fertilidade do solo ser feita com base nos teores totais de nitrogênio e carbono, esses parâmetros, embora eficientes, não são suficientes para estudos mais detalhados, em função da complexidade da matéria orgânica, resultante de sua heterogeneidade e da sua dinâmica dependente de fatores climáticos, dos microrganismos, da sua relação com a vegetação e fração mineral do solo (Guimarães *et al.*, 2013). Assim, o fracionamento físico da matéria orgânica do solo em pools bem definidos tem sido usado como uma ferramenta para compreender as alterações ambientais promovidas pelo manejo do solo (Manlay *et al.*, 2007).

Este trabalho parte da hipótese que a adição de resíduos de um sistema de cultivo em aleias causa mudanças nos pools de fósforo e de matéria orgânica do solo, aumenta a disponibilidade do fósforo e eleva os pools de fósforo orgânico no solo, pois, segundo Guppy *et al.* (2005): (1) algumas leguminosas produzem ácidos orgânicos que solubilizam o P adsorvido ao solo, tornando-o mais fitodisponível; e (2) a matéria orgânica promove a competição entre o ânions fosfatos e os ácidos derivados da decomposição por sítios de adsorção do P. Portanto, objetivou-se, com este estudo, avaliar o efeito da adição de resíduos de um sistema de cultivo em aleias sobre os pools de fósforo e de matéria orgânica do solo, além de investigar a dinâmica das frações de P no solo e relacionar com a sua disponibilidade para as culturas.

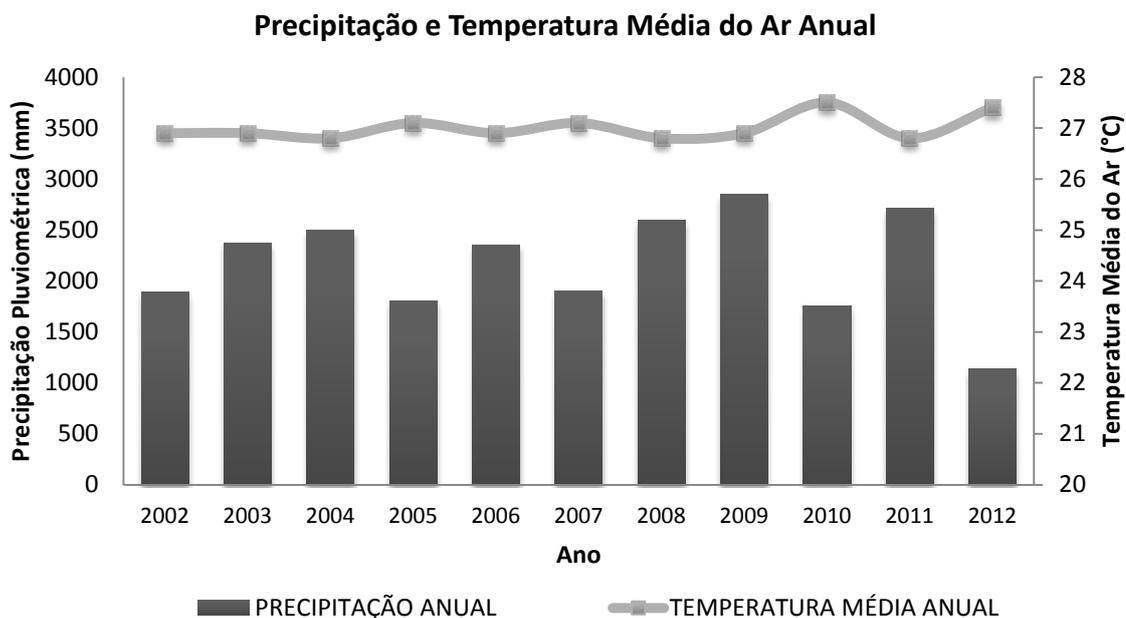
## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado em 2012, na área experimental da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA, campus São Luís – MA, no Núcleo Tecnológico de Engenharia Rural – NTER, em um sistema de cultivo em aleias, cujas coordenadas geográficas compreendem 2° 30' Latitude Sul e 44° 18' Longitude a Oeste do meridiano de Greenwich, localizado na área da Amazônia Legal brasileira (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, art. 3º) (Figura 1). A região é caracterizada por um clima quente e semi-equatorial úmido, com uma precipitação média de 2.100 mm/ano, e duas estações bem definidas: uma estação chuvosa que se estende de janeiro a junho e uma estação seca com déficit acentuado de julho a dezembro. A temperatura média situa-se em torno de 27°C, com a temperatura máxima de 37°C e a mínima de 23°C (Figura 2).



**Figura 1.** Localização da área de estudo na UEMA, onde está instalado o sistema de cultivo em aleias no município de São Luís – MA.



**Figura 2.** Médias anuais de precipitação e temperatura em São Luís - MA, desde 2002 a 2012 (INMET, 2013).

O solo do local de estudo foi classificado como ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico arênico (EMBRAPA, 2006), com 260 g kg<sup>-1</sup> de areia grossa, 560 g kg<sup>-1</sup> de areia fina, 80 g kg<sup>-1</sup> de silte e 100 g kg<sup>-1</sup> de argila. A rocha primária é constituída por arenitos, na qual deram origem a solos profundos, ácidos e pobres em nutrientes (Moura, 2004).

## 2.2. Delineamento experimental

O sistema de cultivo em aleias possui quatro espécies de leguminosas arbóreas, duas de alta qualidade de resíduos: *Gliricidia sepium* e *Leucaena leucocephala*, e duas de baixa qualidade de resíduos: *Clitoria fairchildiana* e *Acacia mangium* (Tabela 1), plantadas em fileiras duplas (espaçamento entre as leguminosas de 0,5 m e 4,0 m entre as linhas, em parcelas de 21,0 m x 4,0 m) de forma que cada parcela recebeu dois tipos de resíduos, resultante da junção de duas leguminosas.

**Tabela 1.** Caracterização química das leguminosas (Souza, 2013).

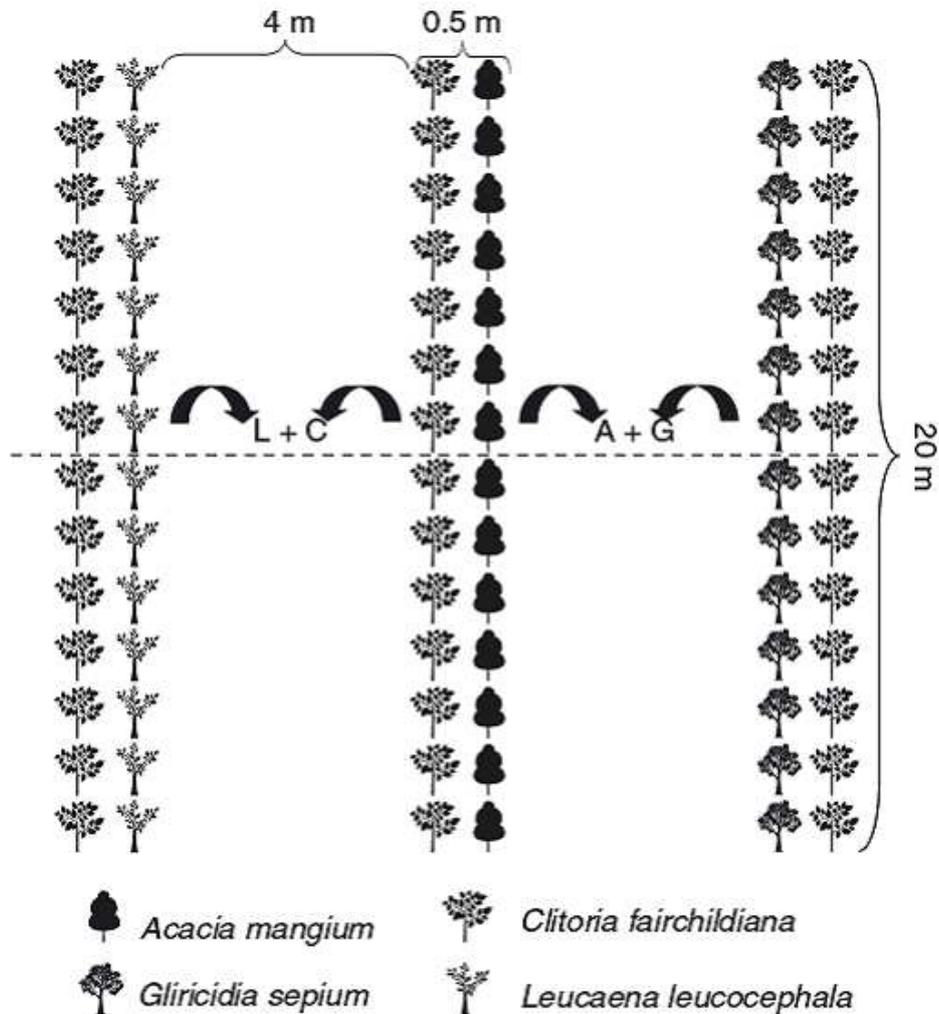
	Teor de Nutrientes (g kg <sup>-1</sup> massa seca)					
	C/N	N	P	K	Ca	Mg
Leucena	11,48	43,56	2,71	5,72	3,20	3,69
Gliricídia	13,51	37,01	1,48	4,62	3,26	2,33
Sombreiro	18,38	27,21	3,15	4,89	3,75	2,09
Acácia	23,45	21,32	2,57	5,22	2,99	2,99

O sistema de cultivo em aleias compreende seis tratamentos, com quatro repetições em um delineamento em blocos ao acaso:

1. *Acacia mangium* + *Gliricidia sepium* (Acácia + Gliricídia (A+G));
2. *Acacia mangium* + *Leucaena leucocephala* (Acácia + Leucena (A+L));
3. *Clitoria fairchildiana* + *Gliricidia sepium* (Sombreiro + Gliricídia (S+G));
4. *Clitoria fairchildiana* + *Leucaena leucocephala* (Sombreiro + Leucena (S+L));
5. *Leucaena leucocephala* + *Gliricidia sepium* (Leucena + Gliricídia (L+G));
6. Sem Resíduo (SR);

Controle (sem adubação e sem resíduo) (Figura 3).

O tratamento Controle foi utilizado como testemunha absoluta apenas para as análises do fracionamento sequencial de fósforo.



**Figura 3.** Ilustração de duas parcelas (*Leucaena leucocephala* + *Clitoria fairchildiana* e *Acacia mangium* + *Gliricidia sepium*) conforme o delineamento experimental da área de estudo, adaptado de Moura *et al.* (2012).

### 2.3. Histórico de uso da área de estudo

Na implantação do sistema de cultivo em aleias, primeiramente foi feita a calagem do solo em janeiro de 2002, com uma aplicação de  $1 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cal hidratada, correspondendo a 279 e  $78 \text{ kg ha}^{-1}$  de Ca e Mg, respectivamente. Então, as leguminosas *Cajanus cajan* L., *Leucaena leucocephala*, *Clitoria fairchildiana* e *Acacia mangium*, foram estabelecidas na área, de acordo com delineamento experimental.

Em 2003, as leguminosas não foram podadas, pois apresentaram um desenvolvimento insatisfatório para que ocorresse tal operação, então a primeira poda foi realizada em 2004 e

tendo continuidade ao longo dos anos subsequentes. As podas foram realizadas a 0,5 m de altura do solo, todos os anos, quando houve necessidade ocorreu uma segunda poda, para evitar o sombreamento da cultura anual, entre as aleias. A biomassa verde produzida pelas leguminosas anualmente tem sido distribuída uniformemente sobre as parcelas dos devidos tratamentos. A quantidade de resíduo aportada desde a implantação do sistema de cultivo em aleias encontra-se na Tabela 2.

**Tabela 2.** Quantidade de biomassa seca das leguminosas aplicada anualmente no sistema de cultivo em aleias no trópico úmido, São Luís – MA.

Ano	L+S	L+G	L+A	A+G	S+G
-----Mg ha <sup>-1</sup> -----					
2004	3,29	2,38	8,02	7,02	2,29
2005	11,19	10,46	12,05	14,27	13,41
2006	8,90	4,92	18,05	14,63	5,48
2007 <sup>(1)</sup>	12,90	7,60	19,40	18,10	8,50
2008	16,44	6,59	34,65	28,06	9,85
2009	10,50	10,60	22,60	20,40	9,50
2010	22,00	16,00	39,00	30,00	24,00
2011	11,05	7,48	27,20	22,87	6,72
2012	4,90	6,30	7,50	6,80	4,20
<b>Total</b>	<b>101,17</b>	<b>72,33</b>	<b>188,47</b>	<b>162,15</b>	<b>83,95</b>

L+S= Leucaena+ Sombreiro; L+G = Leucaena + Gliricidia; L+A= Leucaena + Acacia; A+G=Acacia + Gliricidia; S+G= Sombreiro + Gliricidia; <sup>(1)</sup> Em 2007 houve a substituição do Guandu (*Cajanus cajan* L.) pela Gliricídia (*Gliricidia sepium*), então em 2008 as parcelas com a respectiva leguminosa não recebeu a combinação, e sim apenas um tipo de leguminosa.

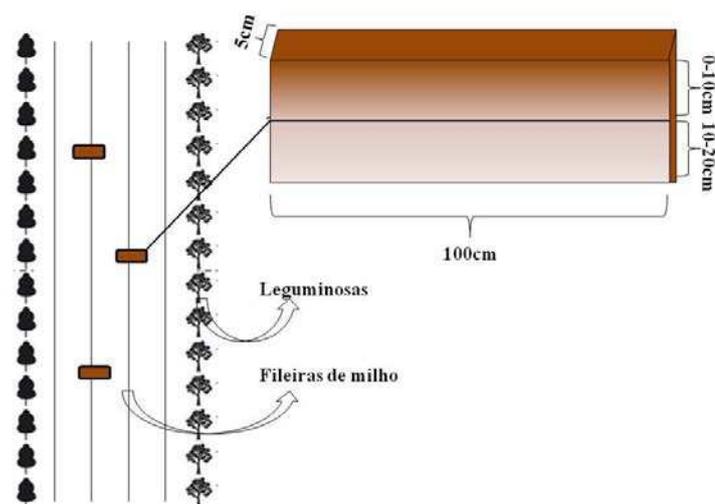
No ano de 2007, a leguminosa *Cajanus cajan* L. foi substituída pela *Gliricidia sepium* por apresentar um crescimento não compatível com as demais leguminosas, e produzir menor quantidade de biomassa.

Em 2010, foi realizada uma segunda calagem superficial, na quantidade de  $1 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cal hidratada, para redução da acidez.

O milho (*Zea mays* L.) foi cultivado na área desde 2003, no período chuvoso, entre as fileiras de leguminosas, em cada parcela de  $21,0 \text{ m} \times 4,0 \text{ m}$ , com uma densidade de 5 plantas por metro quadrado. A adubação do milho, utilizada a cada plantio foi de  $300 \text{ kg ha}^{-1}$  da fórmula 10-25-15+0,05 Zn, com a aplicação de cobertura de  $30 \text{ kg ha}^{-1}$  de sulfato de amônio, quando o milho apresentava o quarto par de folhas. A quantidade total de fosfato inorgânico aplicado na área, na forma de  $\text{P}_2\text{O}_5$ , foi de  $750 \text{ kg ha}^{-1}$ .

#### 2.4. Amostragem de solo

As amostras de solos para o fracionamento do fósforo foram retiradas em novembro de 2012, em três pontos dentro de cada parcela, fazendo uma trincheira de  $1 \text{ m}$  de comprimento por  $0,20 \text{ m}$  de profundidade e  $0,05 \text{ m}$  de largura, com a divisão da camada superficial de  $0-10 \text{ cm}$  e  $10-20 \text{ cm}$  (Figura 4). As amostras simples, de cada camada, foram misturadas para a formação de uma amostra composta, que foram secas ao ar livre, em seguida, destorroadas, peneiradas em peneira de  $0,2 \text{ mm}$  e armazenadas em sacos de polietileno para posteriores análises das propriedades químicas e fracionamento do P.



**Figura 4.** Esquema de amostragem em trincheira para o fracionamento do P na área de estudo.

Para o fracionamento da matéria orgânica e determinação da MO humificada foram coletadas, em maio de 2012, três subamostras simples para formação de uma composta na profundidade de 0-10 cm, em cada parcela, totalizando 24 amostras. As amostras de liteira foram retiradas em três pontos (0,25 x 0,25 m cada) dentro da parcela, para a formação de uma amostra composta. As amostras de solos para o fracionamento da MO foram secas ao ar livre, em seguida, destorroadas, peneiradas em peneira de 0,2 mm e armazenadas em sacos de polietileno, enquanto as amostras de liteira foram para estufa a 60°C por três dias, para serem moídas posteriormente e seguirem para análises. A MO humificada foi determinada pelo método Walkley Black (EMBRAPA, 1997).

## 2.5. Análises das propriedades químicas do solo

Para a determinação do pH do solo utilizou-se uma suspensão de CaCl<sub>2</sub> 0,01M (1:2,5 solução/solo, v/v). Foi realizada, para cada amostra, a determinação do K, Ca e Mg pela extração com uma resina trocadora de íons, a acidez potencial (H+Al) foi determinada pelo método SMP, seguindo a metodologia padrão do Instituto Agronômico de Campinas (Raij *et al.*, 2001). A capacidade de troca catiônica (CTC), soma de bases (SB) e porcentagem de saturação por bases (V) foram determinadas utilizando as equações padrões,  $CTC = K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+} + (H^+ + Al^{3+})$ ;  $SB = K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$ ; e  $V = (SB / CTC) * 100$ , respectivamente.

## 2.6. Fracionamento sequencial de fósforo

Para a determinação das formas de P utilizou-se o método de Hedley *et al.* (1982) com as modificações propostas Condron *et al.* (1985) e Gatiboni *et al.* (2007). Amostras de 0,5 g de solo foram extraídas, sequencialmente, com resina trocadora de ânions e cátions, NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol l<sup>-1</sup>, NaOH 0,1 mol l<sup>-1</sup>, HCl 1,0 mol l<sup>-1</sup>, NaOH 0,5 mol l<sup>-1</sup> e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Os pools de fósforo determinados no solo foram formas lábeis de P, isto é, P disponível (P-resina) e o P adsorvido à superfície dos colóides (Pi+Po)-NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol l<sup>-1</sup>; formas pouco lábeis de P, que compreendem o P ligado ao Fe e ao Al (Pi+Po)-NaOH 0,1 mol l<sup>-1</sup>; e o P química e fisicamente protegidos nas superfícies internas dos microagregados (Pi+Po)-NaOH 0,5mol l<sup>-1</sup>;

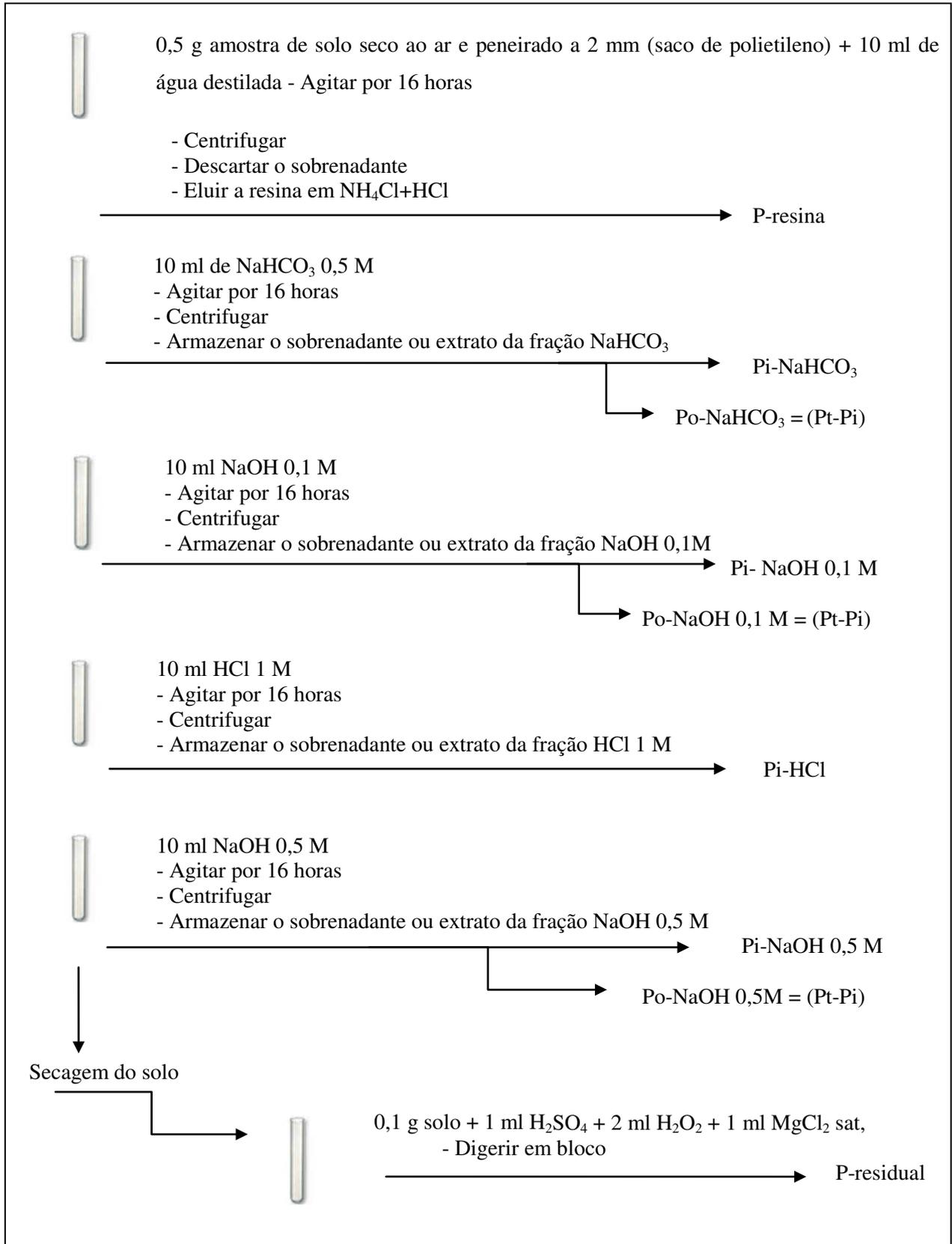
formas não lábeis de P, que incluem o P ligado a Ca (P-HCl) extraído com HCl 0,1 mol l<sup>-1</sup> e o P residual, a forma de P que está oclusa, extraída por H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + MgCl<sub>2</sub>.

Na extração do P-resina, foram confeccionados saquinhos de polietileno de 400 µm de malha, nos quais se colocou 0,5 g de resina Amberlite IRA-400 (ânions) e Amberlite IRA-120 (cátions). Para a extração do fósforo da resina utilizou-se a solução extratora (NH<sub>4</sub>Cl 0,8 M + HCl 0,2 M) (Raij *et al.*, 2001). O P-resina foi determinado por espectrometria com ultravioleta.

Após estas extrações, o solo remanescente foi seco em estufa e submetido à digestão com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + MgCl<sub>2</sub> (Brookes e Powson, 1981). O Pi dos extratos alcalinos de NaHCO<sub>3</sub> e NaOH foi analisado pelo método de Dick e Tabatabai (1977). Nos extratos alcalinos foi determinado o P total por digestão com persulfato de amônio + ácido sulfúrico em autoclave (USEPA, 1971), sendo o Po obtido pela diferença entre P total e P inorgânico. O P dos extratos ácidos foi determinado segundo método de Murphy e Riley (1962).

O fósforo dos extratos alcalinos e ácidos foi determinado no espectrofotômetro UV-VIS da Varian, modelo Cary 50 probe. O procedimento laboratorial para realização do fracionamento de P foi esquematizado na Figura 5.

Com relação à labilidade, foram consideradas como P lábil, as frações de Pi extraído por resina e os teores de Po e Pi extraídos por bicarbonato de sódio; como P moderadamente lábil, os teores de P total extraídos pelas duas concentrações de hidróxido de sódio e ácido clorídrico, como P pouco lábil, os teores extraídos com e água oxigenada e ácido sulfúrico (residual) como propôs Johnson *et al.* (2003).



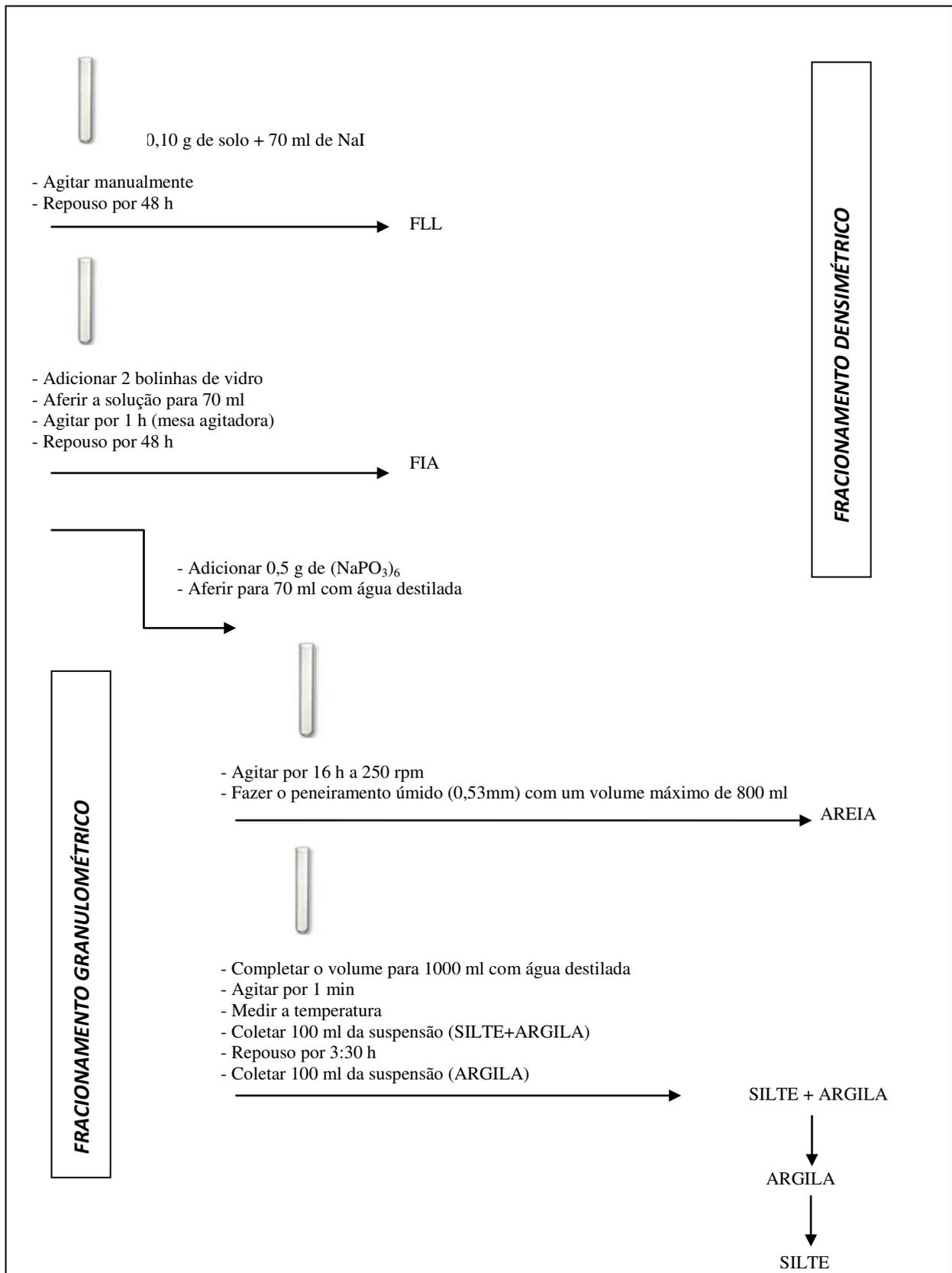
**Figura 5.** Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley *et al.* (1982) com as modificações de Condrón *et al.* (1985), Adaptado de Cândido (2011).

## 2.7. Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

A matéria orgânica foi separada pelo fracionamento físico baseado na densidade da solução de iodeto de sódio (NaI) de  $1,80 \text{ g cm}^{-3}$  (determinado por hidrometria) e a separação por granulometria das frações, como descrito por Machado (2002). A separação da fração leve-livre (FLL) foi feita por pesagem de 10 g da subamostra de solo em um frasco de 80 ml contendo 70 ml de NaI. O frasco contendo a mistura foi mexido manualmente por 30 segundos. Após a decantação, por 48 horas, a fração sobrenadante na superfície da solução (FLL) foi aspirada e filtrada através de um sistema a vácuo, utilizando um filtro de fibra de vidro com um diâmetro de 47 mm e retenção de  $2 \mu\text{m}$ . A FLL coletada nos filtros foram cuidadosamente lavadas com água destilada para remover o excesso de NaI e, posteriormente, colocadas numa estufa de circulação forçada para secar a  $50-55^\circ\text{C}$  por 48 horas; as amostras foram então pesadas e maceradas para uma determinação, subsequente, do conteúdo de carbono. Após a extração da FLL, a fração intra-agregados (FIA) foi determinada usando o mesmo procedimento, mas a agitação foi realizada com o auxílio de esferas de vidro na mesa agitadora (200 rpm) por 1 hora.

O fracionamento granulométrico foi aplicado nos resíduos das frações organomineral, depois da separação por densidade. Na amostra total de solo, uma subamostra de 10 g foi dispersa utilizando 0,5 g de hexametáfosfato de sódio ( $\text{NaPO}_3$ )<sub>6</sub> e agitado por aproximadamente 16 horas a 250 rpm. A fração areia ( $>53\mu\text{m}$ ) foi removida utilizando um peneiramento úmido, e as frações silte ( $2-53\mu\text{m}$ ) e argila ( $0-2 \mu\text{m}$ ), na suspensão residual foram separadas por sedimentação. Depois as frações foram secas em estufa de circulação forçada a  $50-55^\circ\text{C}$  e então pesadas e maceradas. A oxidação úmida com o dicromato de potássio foi usada para as análises de C em cada fração do solo (Cfs), seguindo o método descrito pela EMBRAPA, (1997). O estoque de C foi estimado, do seguinte modo:

$\text{Csf (Mg ha}^{-1}\text{)} = \frac{[\text{conteúdo de C (g kg}^{-1}\text{)} \times \text{densidade aparente (g cm}^{-3}\text{)} \times \text{profundidade (10 cm)}]}{10}$ . Todo o fracionamento físico está esquematizado na figura 6.



**Figura 6.** Esquema da técnica do fracionamento físico da matéria orgânica do solo proposto por Machado (2002).

## 2.8. Análises dos dados

Os dados das propriedades químicas, as frações de P e as frações de MO foram submetidos à análise de variância, utilizando-se o programa INFOSTAT, e as médias foram comparadas pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade. Para as correlações entre as frações de P e as frações de MO utilizou-se o coeficiente de correlação de Pearson.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Propriedades químicas do solo

A acidez ativa (pH), na camada 0-10 cm, mostrou diferença entre os tratamentos. O tratamento G+S apresentou maior valor de pH (5,45), enquanto o menor valor foi encontrado no tratamento G+A (4,66), já na segunda camada (10-20 cm) o pH apresentou uma redução em todos os tratamentos, o tratamento G+A apresentou menor valor de pH (3,99), porém o tratamento L+A (4,10) não diferiu significativamente do tratamento G+A, os demais tratamentos (L+S, G+S, G+L e SR) apresentaram maior valor de pH e foram semelhantes entre si (Tabela 3).

Não houve variação entre os tratamentos quanto à concentração de K no solo na camada de 0-10 cm, mas na camada de 10-20 cm, o tratamento G+L apresentou maior concentração de K, com diferença apenas do tratamento SR. A concentração de K na camada superficial (0-10 cm) foi maior em todos os tratamentos em relação à segunda camada (10-20 cm) (Tabela 3). Em relação ao Ca, o tratamento L+S apresentou maior concentração do que todos os outros tratamentos, na primeira camada (0-10 cm), mas não diferiu do tratamento G+S, e o tratamento SR foi o que apresentou menor concentração de Ca ( $9,00 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ). Na camada 10-20 cm, todos os tratamentos apresentaram resultados semelhantes para o concentração de Ca (Tabela 3). Os tratamentos não diferiram em relação ao Mg na camada 0-10 cm, porém, na camada 10-20 cm, o tratamento G+A apresentou maior quantidade de Mg em relação aos demais tratamentos, e o tratamento L+A apresentou o menor concentração de Mg (Tabela 3).

Os tratamentos L+A e G+A apresentaram maiores concentrações em relação à acidez potencial (H+Al) do que os outros tratamentos na camada 0-10 cm. Contudo, na camada 10-20 cm, destacaram-se os tratamentos L+S e G+A com maior acidez potencial, já o tratamento G+S apresentou menor acidez potencial na segunda camada (Tabela 3).

Para a Soma de Bases (SB), os tratamentos não apresentaram diferença nas duas camadas estudadas. Os tratamentos G+A e L+A apresentaram as maiores Capacidade de Troca Catiônica (CTC), na camada 0-10 cm, já na camada 10-20 cm, os maiores valores foram encontrados nos tratamentos G+A e L+S em relação aos demais tratamentos. Para a

saturação por bases (V), o tratamento G+S apresentou maior valor que os demais tratamentos na camada 0-10 cm, porém, na camada 10-20 cm os tratamentos não apresentaram diferença (Tabela 3).

**Tabela 3.** Propriedades químicas do solo, em duas profundidades, no sistema de cultivo em aleias no trópico úmido, São Luís - MA.

Tratamentos	L+S	G+S	G+L	G+A	L+A	SR	CV
<i>0-10 cm</i>							
pH (CaCl <sub>2</sub> )	5,0 cd	5,45 a	5,23 ab	4,66 d	4,81 cd	5,20 ab	4,16
K (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,22 a	0,24 a	0,28 a	0,18 a	0,23 a	0,26 a	25,56
Ca (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	13,00 a	11,50 ab	10,75 bc	10,25 bc	10,75 bc	9,00 c	12,29
Mg (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	7,50 a	9,00 a	7,25 a	6,50 a	7,25 a	6,75 a	24,20
H+Al (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	26,08 ab	18,00 b	20,25 b	30,75 a	31,00 a	17,75 b	21,68
SB (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	20,72 a	20,74 a	18,28 a	19,81 a	18,23 a	16,01 a	19,34
CTC (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	46,80 ab	38,74 bc	38,53 bc	50,56 a	49,23 a	33,76 c	15,11
V(%)	44,24 bc	53,95 a	47,95 ab	39,18 bc	37,49 c	47,84 ab	13,16
<i>10-20 cm</i>							
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,20 a	4,26 a	4,19 a	3,99 b	4,10 ab	4,18 a	2,58
K (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,15 ab	0,13 ab	0,17 a	0,15 ab	0,13 ab	0,11 b	22,45
Ca (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	3,25 a	3,25 a	3,25 a	3,25 a	3,75 a	2,75 a	32,43
Mg (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	3,33 ab	3,00 ab	2,67 ab	3,67 a	0,75 c	2,33 b	28,89
H+Al (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	34,75 a	28,75 b	32,00 ab	35,25 a	32,50 ab	31,25 ab	10,66
SB (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	6,15 a	5,88 a	5,67 a	6,15 a	6,12 a	5,60 a	29,52
CTC (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	40,90 a	34,63 b	37,67 ab	41,40 a	38,62 ab	36,85 ab	9,84
V(%)	14,87 a	17,04 a	15,12 a	14,94 a	15,27 a	15,15 a	26,51

Letras diferentes entre linhas indicam diferença estatística pelo teste de Duncan ( $p < 0,05$ ); L+S= Leucaena+ Sombreiro, G+S= Gliricidia+ Sombreiro, G+L = Gliricidia + Leucaena, G+A= Gliricidia + Acacia, L+A= Leucaena + Acacia, SR=Sem resíduo; CV: coeficiente de variação; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; V = saturação por bases.

### 3.2. Pools de fósforo no solo

O P orgânico não foi detectado em nenhum tratamento nas duas profundidades, por nenhum dos extratores usados ( $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{NaOH}$  0,1M e  $\text{NaOH}$  0,5M). Assim como, o conteúdo de P na fração P-HCl também não foi encontrado em nenhum tratamento nas duas profundidades, mostrando a inexistência desse compartimento neste solo (Tabela 4).

Para a fração P-resina, na camada de 0-10 cm, o tratamento SR apresentou maior quantidade de P, os tratamentos com leguminosas (L+S, G+S, G+L, G+A e L+A) foram semelhantes entre si. O tratamento Controle apresentou menor conteúdo de P, mas não diferiu significativamente dos tratamentos G+L e G+A (Tabela 4). Contudo, todos os outros tratamentos, exceto o Controle, apresentaram níveis de P na fração P-Resina superiores à quantidade média requerida pelas plantas.

A fração  $\text{Pi-NaHCO}_3$  apresentou maior conteúdo de P do que a fração P-Resina para todos os tratamentos nas duas profundidades, fato que evidencia sua importância nos solos do trópico úmido. Na camada superior (0-10 cm), a fração  $\text{Pi-NaHCO}_3$  apresentou diferença entre todos os tratamentos com leguminosas e o Controle, sendo que o tratamento SR, novamente foi o que mostrou maior quantidade de P no compartimento  $\text{Pi-NaHCO}_3$ , apesar do tratamento L+S não ter diferido estatisticamente do tratamento SR (Tabela 4). Entre os tratamentos que receberam as combinações de leguminosas, o tratamento G+L foi inferior ao tratamento L+S.

Na fração  $\text{Pi-NaOH}$  0,1M, os tratamentos apresentaram diferenças acentuadas na profundidade 0-10 cm, o tratamento G+L apresentou uma maior quantidade de P, não diferindo do tratamento SR. O tratamento L+A teve o menor conteúdo de P nesta fração, porém, não diferiu significativamente dos tratamentos G+S e Controle. Com relação apenas aos tratamentos que receberam as combinações de leguminosas, houve diferença significativa dos valores de P entre os tratamentos, obedecendo a seguinte ordem decrescente:  $\text{G+L} > \text{G+A} > \text{L+A}$  (Tabela 4).

A fração  $\text{Pi-NaOH}$  0,5M no tratamento G+L apresentou a maior quantidade de P, na profundidade 0-10 cm, não diferindo do tratamento Controle. O tratamento G+S apresentou menor conteúdo de P para essa fração, mas os tratamentos G+A e SR não diferiram desse tratamento (Tabela 4). No compartimento  $\text{Pi-NaOH}$  0,5M as combinações de leguminosas

proporcionaram diferenças significativas entre os tratamentos com essas combinações, seguindo a tendência  $G+L > L+A > G+S$ .

O P residual da fração  $P-H_2SO_4+H_2O_2+MgCl_2$  apresentou maior quantidade de P para todos os tratamentos, em relação aos demais compartimentos, como era esperado. Porém, não houve diferença entre os tratamentos, em nenhuma das profundidades estudadas (Tabela 4). Em relação ao P-total, o maior reservatório ocorreu no tratamento L+S ( $1.088,98 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e o menor conteúdo encontrado foi no tratamento G+A ( $927,57 \text{ mg kg}^{-1}$ ), apesar de não ter ocorrido uma diferença tão pronunciada entre todos os tratamentos, na profundidade 0-10 cm (Tabela 4).

Na segunda camada (10-20 cm), na fração P-resina e na fração  $Pi-NaHCO_3$ , todos os tratamentos apresentaram uma maior quantidade de P do que o tratamento Controle, com exceção ao G+L. Na fração  $Pi-NaOH 0,1M$ , o tratamento G+A apresentou um maior conteúdo de P, mas não diferiu significativamente do tratamento SR. O tratamento Controle obteve a menor quantidade de P desta fração, porém, os tratamentos G+S e G+L não foram diferentes do Controle. Entre os tratamentos que receberam as combinações de leguminosas, o tratamento G+A foi significativamente maior que todas as outras combinações, na fração  $Pi-NaOH 0,1M$  (Tabela 4).

A fração  $Pi-NaOH 0,5M$ , na camada de 10-20 cm, os tratamentos G+A, SR, e L+S foram semelhantes e apresentaram maior conteúdo de P, em relação aos demais tratamentos. O menor conteúdo de P encontrado na camada 10-20 cm foi no tratamento G+S. Contudo, em relação ao P-total, na camada de 10-20 cm, o tratamento que apresentou menor quantidade de P foi o Controle ( $895,42 \text{ mg kg}^{-1}$ ), para os demais tratamentos o conteúdo de P foi superior à  $1.000 \text{ mg kg}^{-1}$  de P (Tabela 4).

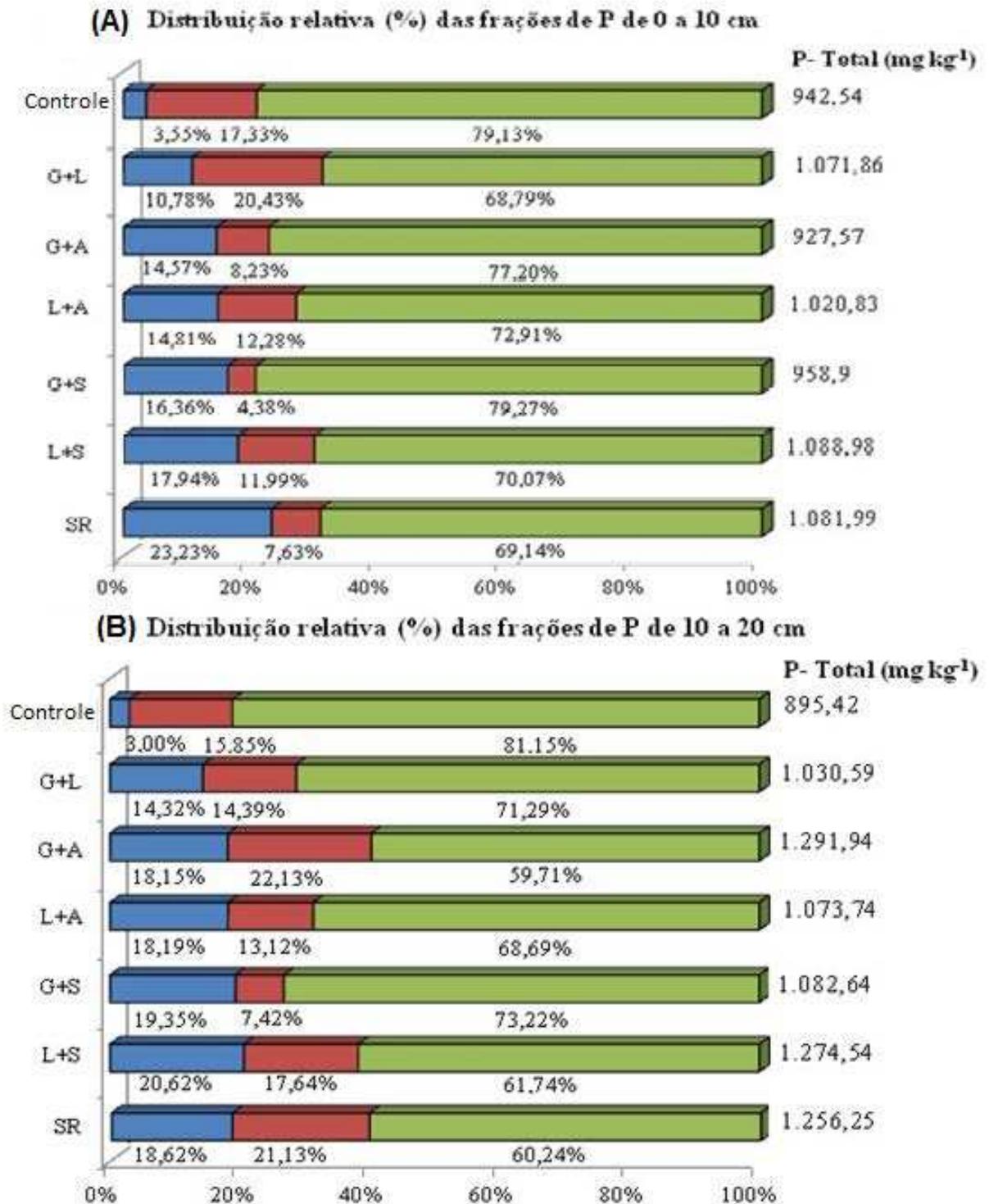
**Tabela 4.** Frações de fósforo do solo, nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm, sobre diferentes combinações de resíduos de leguminosas do sistema de cultivo em aleias, São Luís – MA.

Frações de P no solo	L+S	G+S	G+L	G+A	L+A	SR	Controle	
<i>mg kg<sup>-1</sup></i>								
<i>0-10 cm</i>								<i>CV</i>
P- Resina	17,39 b	14,19 b	10,77 bc	12,39 bc	13,72 b	29,55 a	5,90 c	29,13
Pi-NaHCO <sub>3</sub>	178,02 ab	142,65 bc	104,81 c	122,72 bc	137,47 bc	221,83 a	27,54 d	31,41
Pi-NaOH 0,1M	20,78 b	10,31 bc	35,55 a	19,86 b	8,01 c	32,70 a	18,71 bc	35,28
Pi-NaOH 0,5M	109,78 bc	31,67 d	183,40 a	56,49 cd	117,37 b	49,83 cd	144,59 ab	39,19
P-H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> +H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> +MgCl <sub>2</sub>	763,01 a	760,08 a	737,33 a	716,11 a	744,26 a	748,08 a	745,80 a	9,70
P- Total	1.088,98	958,90	1.071,86	927,57	1.020,83	1.081,99	942,54	
<i>10-20 cm</i>								
P- Resina	22,98 a	18,56 a	15,97 ab	25,00 a	17,39 a	20,59 a	3,95 b	46,01
Pi-NaHCO <sub>3</sub>	239,85 a	190,97 a	131,62 ab	209,55 a	177,96 a	213,38 a	22,94 b	44,85
Pi-NaOH 0,1M	18,13 c	17,09 cd	13,86 cd	33,23 a	20,70 bc	26,42 ab	9,76 d	23,92
Pi-NaOH 0,5M	206,65 a	63,27 c	134,42 b	252,72 a	120,13 b	239,08 a	132,14 b	18,18
P-H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> +H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> +MgCl <sub>2</sub>	786,93 a	792,75 a	734,72 a	771,44 a	737,56 a	756,78 a	726,63 a	7,53
P- Total	1.274,54	1.082,64	1.030,59	1.291,94	1.073,74	1.256,25	895,42	

Letras diferentes entre linhas indicam diferença estatística pelo teste de Duncan ( $p < 0,05$ ); L+S= Leucaena+ Sombreiro, G+S= Gliricidia+ Sombreiro, G+L = Gliricidia + Leucaena, G+A= Gliricidia + Acacia, L+A= Leucaena + Acacia, SR=Sem resíduo e Controle= Controle; CV: coeficiente de variação.

A distribuição relativa das frações de P em relação à labilidade, em duas profundidades, do sistema de cultivo em aleias (Figura 7) mostrou que o P recalcitrante apresentou, em todos os tratamentos, nas duas camadas, a maior proporção de P, em relação ao P total. Na profundidade 0-10 cm, os tratamentos com leguminosas, exceto o tratamento G+L, apresentaram uma proporção de P lábil maior que a de P moderadamente lábil, porém, o tratamento SR apresentou maior proporção de P lábil em relação a todos aos demais tratamentos (23,23%), já o tratamento Controle obteve a menor proporção de P lábil, apenas 3,55% do P total.

Todos os tratamentos com leguminosas apresentaram, na camada 10-20 cm, um aumento na proporção de P lábil em relação à camada superior (0-10 cm). Para o P moderadamente lábil, os tratamentos L+S, G+S, G+A, L+A e SR mostraram uma elevação na proporção de P para a segunda camada (10-20 cm), apenas os tratamentos G+L e Controle tenderam à redução.



**Figura 7.** Distribuição relativa (%) das frações de P, em relação à labilidade, na camada 0-10 cm (A) e na camada 10-20 cm (B), do sistema de cultivo em aleias no trópico úmido.

### 3.3. Frações da matéria orgânica do solo

As combinações de leguminosas apresentaram influência positiva sobre o estoque de carbono nas frações da matéria orgânica do solo, na profundidade de 0-10 cm (Tabela 5). As combinações L+S e L+A obtiveram maior conteúdo de C na liteira, 8,94 Mg ha<sup>-1</sup> e 8,41 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. O tratamento G+L obteve menor estoque de C na liteira, mas os tratamentos G+A e SR não diferiram significativamente ao tratamento G+L.

O conteúdo de C na Fração Leve Livre (FLL) foi maior nas combinações L+A e L+S, porém, não diferiram dos tratamentos G+L, G+A e SR. Já a combinação G+S apresentou menor conteúdo de C, apenas 0,24 Mg ha<sup>-1</sup>, em comparação com todos os outros tratamentos. Para a Fração Intra Agregado (FIA), o estoque de C seguiu a ordem: G+S > SR = G+L = G+A > L+A = L+S.

Na Fração Areia, a combinação G+L apresentou o maior estoque de C em relação aos demais tratamentos, mas não diferiu da combinação L+S. O tratamento SR foi o que armazenou menor conteúdo de C na Fração Areia (0,13 Mg ha<sup>-1</sup>), porém, as combinações G+S e G+A não mostraram diferença ao tratamento SR. O conteúdo de C, na Fração Silte, seguiu a tendência G+S = SR = G+A > G+L = L+A = L+S. O estoque de C na Fração Argila não foi influenciado pelas combinações de leguminosas, seu conteúdo variou de 2,14 Mg ha<sup>-1</sup> na combinação L+S a 2,84 Mg ha<sup>-1</sup> na combinação G+A, sem qualquer diferença entre os tratamentos.

Os tratamentos com a leguminosa Acácia (G+A e L+A) e o tratamento L+S apresentaram maiores conteúdos de matéria orgânica humificada, na profundidade 0-10 cm, em relação aos demais tratamentos, e o tratamento SR apresentou a menor quantidade de matéria orgânica humificada.

**Tabela 5.** Estoques de carbono nas frações da matéria orgânica do solo separadas por fracionamento físico, na profundidade de 0-10 cm, no sistema de cultivo em aleias, São Luís – MA.

Frações da MO, Mg ha <sup>-1</sup>	L+S	G+S	G+L	G+A	L+A	SR	CV
Liteira	8,94 a	5,60 b	3,02 c	5,26 bc	8,41 a	4,29 bc	24,31
Fração Leve-Livre	0,59 a	0,24 b	0,44 ab	0,41 ab	0,63 a	0,37 ab	37,42
Fração Intra-Agregados	0,09 c	0,62 a	0,17 b	0,17 b	0,10 c	0,18 b	13,58
Fração Areia	0,34 ab	0,18 cd	0,38 a	0,24 cd	0,26 bc	0,13 d	28,65
Fração Silte	2,40 b	6,05 a	2,77 b	5,75 a	2,77 b	5,96 a	15,18
Fração Argila	2,14 a	2,24 a	2,33 a	2,84 a	2,58 a	2,59 a	18,10
Matéria orgânica humificada	65,66 a	50,06 b	53,60 b	70,56 a	70,76 a	36,46 c	9,08

Letras diferentes entre linhas indicam diferença estatística pelo teste de Duncan ( $p < 0,05$ ); L+S= Leucaena+ Sombreiro, G+S= Gliricidia+ Sombreiro, G+L = Gliricidia + Leucaena, G+A= Gliricidia + Acacia, L+A= Leucaena + Acacia, SR=Sem resíduo.

### 3.4. Relação entre as frações de matéria orgânica e as frações de fósforo do solo

Correlações significativas só foram encontradas entre o estoque de carbono orgânico na liteira e as frações de P-resina e  $\text{Pi-NaHCO}_3$  (Tabela 6). A liteira teve uma correlação negativa com a fração P-resina de -0,55 e de -0,53 para o  $\text{Pi-NaHCO}_3$ . As outras frações da matéria orgânica e as frações de P não foram correlacionadas significativamente.

**Tabela 6.** Coeficientes de correlação entre as frações da matéria orgânica e as frações inorgânicas de fósforo do solo, na profundidade de 0-10 cm, no sistema de cultivo em aleias, São Luís – MA.

MO	P-resina	Pi-NaHCO <sub>3</sub>	Pi-NaOH 0,1M	Pi-NaOH 0,5M	P-H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
Fração Areia	-0,30	-0,23	-0,28	0,16	-0,18
Fração Silte	0,04	0,02	0,24	0,11	0,18
Fração Argila	0,19	0,21	-0,06	0,04	0,32
Fração Leve Livre	-0,27	-0,31	-0,15	0,31	-0,01
Fração Intra Agregado	0,33	0,13	0,21	-0,01	0,20
Liteira	-0,55*	-0,53*	-0,36	-0,01	0,31

\*correlações de Pearson significativas ( $p < 0,05$ ).

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. Propriedades químicas do solo

Com relação à acidez ativa (pH) e à acidez potencial (H+Al), a adoção do plantio direto com a aplicação superficial de corretivo sem o revolvimento do solo supostamente influenciou a diferença entre as camadas. A diferença entre as combinações de leguminosas com relação à acidez foi influenciada, principalmente, pela deposição de resíduos da última aplicação (2012), onde os tratamentos com menor valor de acidez (G+S, G+L e SR) foram os que receberam menor volume de biomassa no sistema. A liberação de ácidos orgânicos produzidos pelas leguminosas durante a decomposição pode ter contribuído para a elevação da acidez, além do cultivo contínuo na área, na qual as culturas removem os cátions do solo e o uso de adubos nitrogenados auxilia no processo de acidificação do solo (Ciotta *et al.*, 2002).

O grau de reciclagem de K no solo é tão afetado pela absorção pelas plantas, quanto pela lixiviação no solo através da chuva, que poderia explicar parte da variação e dos baixos níveis de K no solo. Desde a planta, o K é altamente solúvel, os níveis de precipitação combinada com os valores de captação e distribuição dentro da planta podem afetar muito os padrões de retorno K para o solo (Mallarrino *et al.*, 2011). A liberação de ácidos orgânicos pela palha na superfície do solo altera a ordem de lixiviação de cátions no solo e permite um acúmulo de K nas primeiras camadas em sistemas com semeadura direta, com maior lixiviação de cátions divalentes ou trivalentes (Ziglio *et al.*, 1999).

A concentração do Ca e o do Mg na camada superior foi maior que na camada 10-20 cm, porém, não alcançou níveis agronômicos recomendados (acima de  $24,1 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$  para Ca e para o Mg acima de  $9,1 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , segundo Alvarez *et al.* 1999). A maior quantidade de Ca nos tratamentos que receberam as combinações de leguminosas pode ser explicado pelo alto conteúdo desse nutriente nos seus tecidos, com destaque para a leguminosa sombreiro que tem a maior concentração de Ca entre as leguminosas, nas suas estruturas ( $3,75 \text{ g kg}^{-1}$  massa seca). A prática do plantio direto favoreceu o acúmulo de Ca e de Mg na superfície, porém, como a correção foi realizada há alguns anos (2010), os resultados demonstraram a necessidade de uma nova correção, visto que a cultura exporta esses elementos e as leguminosas têm alta demanda por estes nutrientes.

Com relação à soma de bases (SB) a equidade entre as combinações de resíduos de leguminosas é atribuída à adubação convencional que é realizada anualmente antes da implantação da cultura. A adição de material orgânico aumentou a capacidade de troca catiônica (CTC) e a saturação por bases (V%), isso ocorreu devido à MO funcionar como uma superfície de cargas para íons no solo, porém, não foi o suficiente para alcançar níveis ótimos pré-estabelecidos (Alvarez *et al.*, 1999).

#### 4.2. Pools de fósforo no solo

A ausência do P orgânico na área de estudo foi incompatível com nossa hipótese. O grande aporte de biomassa não foi suficiente para promover o acúmulo de P nesse compartimento. Nas condições do trópico úmido, onde há temperatura elevada, pluviosidade intensa, sem restrições à atividade biológica, esse fato pode ser explicado pela alta taxa de mineralização da MO nesses solos (Negassa e Leinweber, 2009). Logo, o P orgânico é condicionado às transformações da MO e, os resíduos depositados nesse experimento têm alta taxa de mineralização. Esse P contido nos resíduos, supostamente, foi transformado em P inorgânico. Quando a relação C/P é menor que 200:1, a mineralização prevalece (Phiri *et al.*, 2001). Como ocorre a entrada anual de fosfato no sistema, há a suposição que essa relação é baixa e por isso não há o pool orgânico de P nesse sistema de manejo, porém, mais estudos são necessários para avaliar o efeito da relação C/P nesse sistema com adição de resíduos com ou sem adição de adubos inorgânicos fosfatados.

A ausência da fração P-HCl na área estudada pode ser atribuída ao alto grau de intemperismo e à baixa concentração de Ca que o referido solo possui. Segundo Gatiboni *et al.* (2007), a fração P-HCl representa o P inorgânico contido nos fosfatos de cálcio fortemente adsorvidos, e esse tipo de material é encontrado em solos com um menor grau de intemperismo, a ausência dessa fração é perfeitamente justificável.

Os resultados, em relação à fração P-resina na camada 0-10 cm, mostraram que a área sem resíduo teve maior conteúdo de P nessa fração, isto se deve ao fato da cultura agrícola sempre encontrar uma condição menos favorável para o crescimento do que nos outros tratamentos com adição de biomassa, o que a leva a obter menores produtividades e, conseqüentemente, menor exportação do P disponível. Como relatado por Moura *et al.*

(2012), a adição de resíduos melhoram as propriedades físicas do solo, facilitando o crescimento radicular, o que propicia uma maior área de exploração radicular, pois, diminui a coesão. Logo, no tratamento SR a cultura enfrentou maior resistência para absorver esse P disponível, o que resultou em uma menor produtividade e, conseqüentemente, menor exportação do P da área (Moura *et al.*, 2010; Aguiar *et al.*, 2010).

O menor conteúdo de P-resina e Pi-NaHCO<sub>3</sub> nos tratamentos com a leguminosa Gliricídia (G+L e G+A) pode ser explicado por suposto movimento do P para a segunda camada. Segundo Ae *et al.* (1990), a produção de ácidos orgânicos por leguminosas eleva a competição por sítios de adsorção do P, motivo pelo qual poderia ter ocorrido uma competição pelos sítios de adsorção de P na camada superior, onde há mais MO, e ocorrido o movimento do P lábil para a segunda camada.

O pool de P inorgânico extraído com NaHCO<sub>3</sub> se destacou pela elevada quantidade de P, com a maior representatividade no compartimento de P lábil. Verma *et al.* (2005) concluíram que o Pi-NaHCO<sub>3</sub> foi a mais importante fração que contribuiu com o P disponível para as plantas e, posteriormente, para a absorção pelas culturas. Xavier *et al.* (2009), estudando o impacto da fertilização orgânica e o uso de esterco nos solos arenosos do nordeste brasileiro sobre as frações de P, observaram que os teores de P no pool mais lábil (P-resina e Pi-NaHCO<sub>3</sub>) foram maiores nos tratamentos que receberam fertilização e adição de biomassa. Esses resultados estão de acordo com experiências de laboratório, estufa e de campo relatados por outros trabalhos (Reddy *et al.*, 2000; Andrade *et al.*, 2003; Andrade *et al.*, 2007), nos quais resíduos orgânicos e aplicações de fosfato promoveram aumento no teor de P lábil no solo. O manejo orgânico promoveu um aumento sobre as formas disponíveis de P, evitando e, ou, diminuindo a taxa de transformação do P inorgânico em formas de P mais estáveis, aumentando o ciclo do P.

A adição de biomassa vegetal em conjunto com a adubação inorgânica anual ocasionou mudanças na dinâmica dos compartimentos de P, como o aumento do P lábil. Segundo Maroko *et al.* (1999), quando grandes quantidades de P são adicionadas ao solo, como foi o caso do presente trabalho, há um aumento das frações inorgânicas lábeis (P-resina e Pi-NaHCO<sub>3</sub>), moderadamente lábil (Pi-NaOH) e por vezes também em frações de baixa labilidade. Doberman *et al.* (2002) observaram acúmulo de P somente em formas inorgânicas, com valores significativos nas frações P-resina e P-NaOH. Pavinato *et al.* (2009), estudando o

sistema de plantio direto e o sistema convencional, encontraram elevada quantidade de P na fração moderadamente lábil, atingindo valores médios de 252 mg kg<sup>-1</sup> e 386 mg kg<sup>-1</sup> para solos sem fertilização e com fertilização, respectivamente, isto representou 45% a 50% do P total em ambos os solos, sem e com fertilização, respectivamente.

As frações extraídas com NaOH são supostamente ligadas a óxidos de Fe e de Al, caulinitas e matéria orgânica do solo. A fração extraída por NaOH 0,1M apresentou menor conteúdo de P que a fração extraída por NaOH 0,5M, isto pode ser atribuído à uma maior concorrência entre os ânions derivados da decomposição da material orgânico e o P desse compartimento pelas ligações químicas a óxidos de alumínio e de ferro. Assim, a fração NaOH 0,5M, como o P que a compõe está quimicamente e fisicamente protegido no interior dos microagregados, não ocorre essa competição por sítios de ligação.

A dinâmica de decomposição da biomassa das leguminosas supostamente foi o que causou a diferença entre os tratamentos no compartimento P-NaOH 0,1 M, pois o tratamento com maior conteúdo de P (G+L) tem duas leguminosas de alta qualidade (menor relação C/N), o que indica uma decomposição acelerada. O tratamento L+A, além de ter sido o tratamento com maior aporte de resíduos, também apresenta, entre as leguminosas de sua combinação, os resíduos com grande diferença entre a qualidade (leucena com relação C/N de 11,48 e acácia com 23,45) que mantém uma decomposição paulatina, em que a leucena decompõe-se mais rapidamente do que a acácia, que permanece por mais tempo, isto sugere que a liberação de ácidos é constante e esse tratamento apresentou menor quantidade de P no compartimento.

A maior quantidade de P encontrada nos tratamentos G+L (camada 0-10 cm), L+S e G+A (10-20 cm) no compartimento P-NaOH 0,5 M, mostrou que esses tratamentos favoreceram o acúmulo de P em formas mais estáveis, de menor biodisponibilidade, isso gera um problema de manejo, pois nesses tratamentos o P-NaOH 0,5 M assumiu o papel de dreno do P no solo, indisponibilizando o P.

Essas frações de P menos lábeis determinadas por Hedley (P-NaOH 0,1M e P- NaOH 0,5M) podem funcionar como fonte ou dreno do P disponível no solo, o que indica que essa fração é muito reativa. Essa reatividade promove a acumulação quando o P é aplicado como adubo, em solução tampão de P no solo quando o solo não é fertilizado, ou quando houver empobrecimento da disponibilidade de P. Assim, a biodisponibilidade de P parece controlar a

característica fonte/dreno da fração de P no solo, especialmente nas frações inorgânicas (Gatiboni *et al.*, 2007).

A adição de resíduos e adubação recebida pelo sistema não afetou a fração P-residual, isto demonstra que as outras frações absorveram todo o P adicionado no sistema e a fração P-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, apesar de apresentar maior conteúdo de P, não foi perturbada pelo manejo. Zhang *et al.* (2006) relataram que, quando as frações mais lábeis de P esgotam-se na ausência de P, o P residual (P-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) pareceu contribuir para reabastecer o P disponível. No entanto, como no solo estudado a entrada de P era constante, o P lábil não se esgotou e o P residual não assumiu o papel dessa característica no solo. O somatório de todas as formas de P estudadas (P-Total) apresentou resultados semelhantes aos resultados de Pavinato *et al.* (2009) e Xavier *et al.* (2010).

#### 4.3. Frações da matéria orgânica do solo

Uma importante característica do sistema de cultivo em aleias é o aporte constante de material vegetal sobre o solo, influenciando os indicadores físicos e químicos do solo como já foi demonstrado por alguns pesquisadores (Moura *et al.*, 2010; Aguiar *et al.*, 2010; Moura *et al.*, 2012; Aguiar *et al.*, 2009). Os resultados obtidos revelaram uma dinâmica nos compartimentos da matéria orgânica do solo semelhantes com os resultados obtidos Aguiar *et al.* (2009) na mesma área experimental. O fato do sistema de cultivo em aleias está instalado no trópico úmido sob um solo arenoso, as condições ambientais são propícias para a decomposição acelerada de todo o resíduo depositado, logo não há um acúmulo expressivo de matéria orgânica e, sim, um reservatório dinâmico, no qual a adição constante é fundamental para a sua manutenção.

As diferenças entre a relação C/N das combinações de leguminosas são atribuídas às variações nos compartimentos da matéria orgânica do solo. Segundo Silva *et al.* (2009), a composição química do material vegetal influencia a magnitude de decomposição da matéria orgânica do solo, destacando a importância das fontes de C no solo para a dinâmica de mineralização da matéria orgânica. Os resultados mostraram uma variação no estoque de C entre as combinações de leguminosas na liteira, fato que é explicado pela diferença entre a constituição química de cada leguminosa, além da diferença entre a quantidade de biomassa

verde depositada em cada combinação. As combinações que receberam a leguminosa leucena e as leguminosas de baixa qualidade (Acácia e Sombreiro) foram eficientes na estocagem.

A Fração Leve Livre (FLL) apresentou relativa facilidade de decomposição e esteve muito ligada, em termos de dinâmica, ao suprimento de resíduos orgânicos do sistema. Por essa razão, a sua quantidade no solo e composição apresentaram maior variabilidade espacial e sazonal que as demais frações (Christensen, 2000). A Fração Intra Agregado (FIA), por outro lado, esteve relacionada com materiais mais estáveis, protegidos química e fisicamente pelos agregados do solo. Para Lal *et al.* (2007) e Aguiar *et al.* (2010), a FLL representa um pool intermediário entre os resíduos decompostos e a matéria orgânica humificada, sendo uma fração menos estável e mais sensível às práticas de manejo em condições do trópico úmido. Assim, a FLL é mais sensível às diferenças entre as combinações de leguminosas.

Os resultados mostraram uma relação inversa para a FLL e FIA nas combinações de L+A, L+S e G+S. Essas combinações tiveram dinâmica oposta em relação às essas frações, mostrando que as combinações L+A e L+S favoreceram o armazenamento de C na FLL, enquanto na FIA essas combinações tiveram menor estoque, evidenciando uma dinâmica de decomposição favorável à manutenção de materiais menos degradados nas combinações L+S e L+A, sendo destaque na FLL. Já na FIA, o contrário foi notado, pois as combinações L+S e L+A apresentaram menor conteúdo de C e, o tratamento que teve a maior concentração foi a combinação G+S que favoreceu a formação de compostos que se enquadram neste grupo orgânico mineral química e fisicamente protegido.

A fração areia tem uma constituição muito próxima da FLL (Christensen, 2000), o que pode ser observado pelos valores aproximados das duas frações no nosso estudo. Devido à reduzida superfície específica e densidade de carga das areias, essa fração apresenta pouco ou nenhum material orgânico fortemente ligado, sendo pobre em complexos organominerais (Christensen, 1996). No entanto, as frações silte e argila são amplamente dominadas por esses complexos orgânico mineral. Nos trópicos há uma tendência à redução nos valores de C estocado, pois as condições são propícias para a degradação da matéria orgânica. Segundo Machado (2002), a fração areia apresenta maiores valores de relação C/N entre as demais frações, sendo intermediários os valores para a fração silte e mais reduzidos os da fração argila. Essa redução sugere um contínuo grau de decomposição da matéria orgânica do solo, variando de materiais menos transformados na fração areia a compostos mais humificados na

fração argila. Portanto, os teores totais de lignina tendem a reduzir e as suas estruturas se tornarem mais oxidadas na ordem areia > silte > argila, concordando com a tendência da relação C/N. Essas diferenças em composições nas frações granulométricas sugerem que tais frações teriam, potencialmente, grandes diferenças em sua dinâmica. De fato, similar ao que ocorre com as frações densimétricas, onde a FLL cicla mais rapidamente que a FIA, a fração areia também possui uma dinâmica mais rápida que as frações silte e argila.

O maior acúmulo de C nas frações silte e argila, em detrimento da fração areia, segundo Neves *et al.* (2005), justifica-se pela perda do material orgânico na fração areia, devido a sua maior labilidade, suscetibilidade, oxidação e a desintegração dos resíduos vegetais e hifas de fungos presentes nessa fração. Mesmo contribuindo com pequena parte da matéria orgânica presente no solo, é a areia que se associa às frações orgânicas de maior biodisponibilidade, em relação às frações argila e silte. Portanto, o baixo estoque de carbono no solo que foi encontrado neste sistema, além das condições climáticas, o solo arenoso contribuiu para tal fato. Os solos arenosos têm uma pequena capacidade de armazenamento da matéria orgânica do solo a longo prazo, além de agregados poucos ou não estáveis devido ao baixo teor de argila resultante em um retorno rápido do material orgânico adicionado mesmo sem perturbar o solo. Solos arenosos tem poros grandes que não podem proteger a matéria orgânica do solo contra a decomposição microbiana (Pillon, 2002).

As combinações com a leguminosa Acácia apresentaram maiores acúmulos de matéria orgânica humificada devido ao maior conteúdo de biomassa aportado por esta leguminosa e a sua maior relação C/N, o que dificulta sua decomposição. Os baixos valores de MO humificada acumulada em todos os tratamentos pôde ser explicado pelas condições edafoclimáticas da região que não exercem nenhuma restrição à atividade biológica, ocorrendo assim uma decomposição acelerada desses resíduos nesse solo. Os resultados obtidos em relação a MO humificada está de acordo com a quantidade de biomassa depositada sobre o solo durante toda a condução do sistema de cultivo em aleias, onde os tratamentos L+S, G+A e L+A obtiveram o maior conteúdo de C e também foram as combinações com maior quantidade de biomassa aportada. Trabalhos realizados por Aguiar *et al.* (2010) e Moura *et al.* (2009) demonstraram que a utilização de resíduos de leguminosas melhoraram as condições químicas do solo por no mínimo cinco anos. A utilização de combinações de resíduos de diferentes qualidades fornece uma dinâmica de decomposição

diferente para cada combinação e, quanto maior for a relação C/N da combinação dos resíduos, maior a sua permanência na superfície do solo (Moura *et al.*, 2010).

#### 4.4. Relação entre as frações de matéria orgânica e as frações de fósforo do solo

A correlação negativa encontrada entre o estoque de C da liteira e as frações inorgânicas lábeis de P (P-resina e  $P_i\text{-NaHCO}_3$ ), onde o maior estoque de C da liteira tem-se o menor conteúdo de P lábil, pode ser explicada pela relação C/P. Segundo Phiri *et al.* (2001), a menor relação C/P na liteira correspondia relativamente ao maior P orgânico lábil, atividade da fosfatase e a mineralização do P no solo, apesar de não ter sido identificada nenhuma forma de P orgânico, as formas mais lábeis de P foram as inorgânicas que apresentaram essa correlação. Contudo, muitos trabalhos relataram a correlação das frações da MO com as frações orgânicas de P (Aguiar *et al.*, 2013; Xavier *et al.*, 2009), fato não ocorrido neste trabalho, pois houve ausência de P orgânico no sistema.

## 5. CONCLUSÕES

A adição de resíduos de um sistema de cultivo em aleias altera a dinâmica do fósforo e da matéria orgânica do solo, além de melhorar as propriedades químicas do solo. Contudo, a adição de resíduos não causa mudanças na fração P ocluso, o que evidencia a acumulação do P nos compartimentos mais lábeis, assim o P encontra-se em formas menos estáveis, de maior disponibilidade à absorção pelas plantas.

O P- $\text{NaHCO}_3$  teve maior quantidade de P no reservatório lábil do que a fração P-resina, ressaltando a importância daquela fração neste sistema.

O aporte de resíduos de um sistema de cultivo em aleias não garante o acúmulo de P orgânico. Mais estudos precisam ser realizados para garantir total entendimento da ausência do P orgânico.

As frações da MO foram influenciadas principalmente pela diferença entre as quantidades de resíduos depositado e pela relação C/N das combinações, isto demonstra a necessidade da oferta constante de material orgânico para manter em níveis adequados o estoque de C no solo.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ae, N., Arihara, J., Okada, K., Yoshihara, T., Johansen, C. 1990. Phosphorus uptake by pigeon pea and its role in cropping systems of the Indian subcontinent. *Sci.*, 248, 477-480.

Aguiar, A.C.F., Amorim, A.P., Coêlho, K.P., Moura, E.G. 2009. Environmental and agricultural benefits of a management system designed for sandy loam soils of the humid tropics. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, 1473-1480.

Aguiar, A.C.F., Bicudo, S.J., Costa Sobrinho, J.R.S., Martins, A.L.S., Coelho, K.P., Moura, E.G. 2010. Nutrient recycling and physical indicators of an alley cropping system in a sandy loam soil in the pre-Amazon region of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86, 189–198.

Aguiar, Alana das Chagas Ferreira. 2006. Sustentabilidade do sistema plantio direto em argissolo no trópico úmido. 2006. 55 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP, Botucatu - SP.

Alvarez, V.V.H., Novais, R.F., Barros, N.F., Cantarutti, R.B., Lopes, A.S. 1999. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: Ribeiro, A.C., Guimarães, P.T.G., Alvarez, V.V.H. editores. *Recomendação para o uso de corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais*. 5th ed. Viçosa. p. 25-32.

Andrade, F.V., Mendonça, E.S., Alvarez, V.H., Novais, R.F. 2003. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em latossolos e adsorção de fosfato. *Rev. Bras. Ci. Solo*, 27, 1003–1011.

Andrade, F.V., Mendonça, E.S., Silva, I.R., Mateus, R.F. 2007. Dry-matter production and phosphorus accumulation by maize plants in response to the addition of organic acids in Oxisols. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 38, 2733–2745.

Brasil, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. In: SENADO FEDERAL. *Legislação Federal Brasileira*. Brasília, 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)>. Acesso em: 23 de jan. de 2013.

Brookes, P.C., Powlson, D.S. 1981. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. *Journal of Science and Food Agriculture*, London, 32, 671-674.

Cândido, Clebson Santos. 2011. Dinâmica do fósforo em diferentes sistemas de manejo do solo. 2011. 34 f. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís – MA. p.26.

Christensen, B.T. 1996. Carbonin primary and secondary organomineral complexes. In: Carter, M.R. & Stewart, B.A., eds. *Struture and organic matter storage in agricultural soil*. Boca Raton, CRC Press, p.97-165.

Christensen, B.T., 2000. Organic matter in soil: structure, function and turnover. Tjele, Dias, p. 187.

Ciotta, M.N., Bayer, C., Ernani, P.R., Fontoura, S.M.V., Albuquerque, J.A., Wobeto, C. 2002. Acidificação de um Latossolo sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26, 1055-1064.

Condron, L.M., Goh, K.M., Newman, R.H. 1985. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by <sup>31</sup>P nuclear magnetic resonance analysis. *Journal of Soil Science*, Oxford, 36, 199-207.

Dick, W.A., Tabatabai, M.A. 1977. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 6, 82-85.

Dobermann, A., George, T., Thevs, N., 2002. Phosphorus fertilizer effects on soil phosphorus pools in acid upland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 652–660.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, 1997. Manual de métodos de análise de solos. Centro Nacional de pesquisas de Solos, Rio de Janeiro, p. 212

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2006. EMBRAPA Solos, Rio de Janeiro, p. 306

Gatiboni, L.C., Kaminski, J., Rheinheimer, D.S., Flores, J.P.C. 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Rev. Bras. Ci. Solo*, 31, 691–699.

Guimarães, D.V., Gonzaga, M.I.S., Silva, T.O., Silva, T.L., Dias, N.S., Matias, M.I.S. 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses, *Soil and Tillage Research*, 126, 177-182.

Hedley, M.J., Stewart, J.W.B., Chauhan, B.S. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of American Journal*, Madison, 46, 970-976.

Ikerra, S.T., Semu, E., Mrema, J.P. 2006. Combining tithonia diversifolia and minjingu phosphate rock for improvement of P availability and maize grain yields on achromic acrisol in Morogoro, Tanzania. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 76, 249–260.

Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: < [www.inmet.gov.br/](http://www.inmet.gov.br/)>. Acesso em: 15 de mar. de 2013.

Johnson, A.H., Frizano, J., Vann, D.R. 2003. Biogeochemical implications of labile phosphorus in forest soils determined by the Hedley fractionation procedure. *Oecologia* 135, 487–499.

Kamh, M., Horst, W. J., Amer, F., Mostafa, H., Maier, P. 1999. Mobilization of soil and fertilizer phosphate by cover crops. *Plant Soil*. 211, 19–27.

Koopmans, G.F., Chardon, W.J., McDowell, R.W. 2007. Phosphorus movement and speciation in a sandy soil profile after long-term animal manure applications. *J. Environ. Qual.* 36, 305–315.

Lal, R., Follett, F., Stewart, B.A., Kimble, J.M. 2007. Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil Sci.* 172, 943–956.

Machado, P.L.O.A., 2002. Fracionamento físico do solo por densidade e granulometria para a quantificação de compartimentos da matéria orgânica do solo – um procedimento para a

estimativa pormerizada do sequestro de carbono pelo solo. Rio de Janeiro: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária 6p. (Comunicado Técnico, 9).

Mallarino, A.P., Clover, M.W., Oltmans, R.R. 2011. Identification of reasons for high temporal soil-test potassium variation. Noth Central Extension-Industry Soil Fertility Conference. 27, 65-73.

Manlay, R., Feller, C., Swift, M.J. 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 217–233.

Maroko, J.B., Buresh, R.J., Smithson, P.C. 1999. Soil phosphorus fractions in unfertilized fallow-maize systems on two tropical soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 320–326.

Miola, G.R. 1995. Extração de P, K, Ca, e Mg do solo por diferentes métodos e avaliação da disponibilidade de P às plantas. 1995. 127f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

Moura, E.G. 2004. Agroambientes de transição avaliados numa perspectiva da agricultura familiar. In: Moura, E.G. (Ed.). *Agroambientes de transição: entre o trópico úmido e o semi-árido do Brasil*. São Luís: Universidade Estadual do Maranhão, p. 15-51.

Moura, E.G., Serpa, S.S., Santos, J.G.D., Costa Sobrinho, J.R., Aguiar, A.C.F. 2010. Nutrient use efficiency in alley cropping systems in the Amazonian periphery. *Plant and Soil*, 335, 363–371.

Moura, E.G., Araújo, J.R.G., Monroe, P.H.M., Nascimento, I.O., Aguiar, A.C.F. 2009. Patents on periphery of the Amazon rainforest. *Recent Patents on Food, Nutrition & Agriculture*, 1, 142-149.

Moura, E.G., Oliveira, A.K.C., Coutinho, G., Pinheiro, K.M., Aguiar, A.C.F. 2012. Management of a cohesive tropical soil to enhance rootability and increase the efficiency of nitrogen and potassium use. *Soil Use and Management*, 28, 370–377.

Murphy, J., Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, Oxford, 27, 31-36.

- Negassa, W., Leinweber, P., 2009. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172, 305–325.
- Neves, S.V.J., Feller., C., Larré-larroy, M.C. 2005. Matéria orgânica nas frações granulométricas de um latossolo vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Semina: Ciências Agrárias*, 26, 17-26.
- Nziguheba, G., Merckx, R., Palm, C.A. 2002. Soil phosphorus dynamics and maize response to different rates of phosphorus fertilizer applied to an Acrisol in western Kenya. *Plant Soil*, 243, 1–10.
- Nziguheba, G., Merckx, R., Palm, C.A., Rao, M.R. 2000. Organic residues affect phosphorus availability and maize yields in a Nitsol of western Kenya. *Biol. Fertil. Soils.* 32, 328–339.
- Opala, P.A., Okalebo, J.R., Othieno, C.O., Kisinyo, P. 2010. Effect of organic and inorganic phosphorus sources on maize yields in an acid soil in western Kenya. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 86, 317–329.
- Pavinato, S.P., Merlin, A., Rosolem, C.A. 2009. Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. *Soil & Tillage Research*, 105, 149-155.
- Phiri, S., Barrios, E., Rao, I.M., Singh, B.R. 2001. Changes in soil organic matter and phosphorus fractions under planted fallows and a crop rotation system on a Colombian volcanic-ash soil. *Plant Soil*, 231, 211–223.
- Pillon, C. N. 2002. Dinâmica da matéria orgânica no ambiente / Clenio Nailto Pillon, João Mielniczuk, Ladislau Martin Neto. Pelotas: Embrapa Clima Temperado. 41p.
- Raij, B.V., Andrade, J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. 2001. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas, Instituto Agrônômico.
- Rao, A.S., Reddy, S.K., Takkar, P.N. 1995. Phosphorus management—a key to boost productivity of soybean–wheat cropping system on swell–shrink soils. *Fert. News.* 40, 87–95.

Reddy, D.D., Rao, A.S., Rupa, T.R. 2000. Effects of continuous use of cattle manure and fertilizer phosphorus on crop yields and soil organic phosphorus in a Vertisol. *Bioresour. Technol.* 75, 113–118.

Sharpley, A.N., Mcdowell, R.W., Kleinman, P.J.A., 2004. Amounts, forms, and solubility of phosphorus in soils receiving manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 2048–2057.

Silva, W.M., Cremon, C., Mapeli, N.C., Ferri, M., Magalhães, W.A. 2009. Atividade microbiana e decomposição de diferentes resíduos orgânicos em um solo sob condições de campo e estresse hídrico simulado. *Agrarian*, 2, 33-46.

Souza, Elialdo Alves de. 2013. Efeito do plantio direto na palha sobre a eficiência do uso de nutrientes e desempenho agrônômico do milho br 473. 2013. 65 f. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís – MA.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. *Methods of chemical analysis for water and wastes.* Cincinnati: USEPA, 1971.

Verma, S., Subehia, S.K., Sharma, S.P. 2005. Phosphorus fractions in an acid soil continuously fertilized with mineral and organic fertilizers. *Biol. Fertil. Soils*, 41, 295–300.

Xavier, F.A.S., Oliveira, T.S., Andrade, F.V., Mendonça, E.S. 2009. Phosphorus fractionation in a sandy soil under organic agriculture in Northeastern Brazil. *Geoderma*, 151, 417-423.

Xavier, F.A.S., Almeida, E.F., Cardoso, I.M., Mendonça, E.S. 2010. Soil phosphorus distribution in sequentially extracted fractions in tropical coffee-agroecosystems in the Atlantic Forest biome, Southeastern Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 89, 31-44.

Zhang, Q., Wang, G.H., Feng, Y.K., Sun, Q.Z., Witt, C., Dobermann, A., 2006. Changes in soil phosphorus fractions in a calcareous paddy soil under intensive rice cropping. *Plant Soil*, 288, 141–154.

Zhang, T.Q., Mackenzie, A.F., Liang, B.C., Drury, C.F. 2004. Soil test phosphorus and phosphorus fractions with long-term phosphorus addition and depletion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 519–528.

Ziglio, C.M., Miyazawa, M., Pavan, M.A. 1999. Formas orgânicas e inorgânicas de mobilização do cálcio no solo. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 42, 257-262.