UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

MARCELO GOMES DE OLIVEIRA

Fertilidade e disponibilidade de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto

Piracicaba
2017

MARCELO GOMES DE OLIVEIRA

Fertilidade e disponibilidade de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Energia Nuclear na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Cassio Hamilton Abreu Junior

Piracicaba
2017

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Oliveira, Marcelo Gomes de
Fertilidade e disponibilidade de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto / Marcelo Gomes de Oliveira; Orientador Cassio Hamilton Abreu Junior. - - Piracicaba, 2017.
146 p. : il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Energia Nuclear na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2017.

1. Biomassa microbiana 2. Eucalipto 3. Extração sequencial 4. Fertilizantes fosfatados 5. Impactos ambientais 6. Labilidade 7. Matéria orgânica do solo 8. Microbiologia do solo 9. Reciclagem de resíduos urbanos 10. Solo florestal I. Título.

CDU 631.452 : 631.879.2

Aos meus avós Rosa Junta,
Ronaldo Junta (*im memoriam*) e
Julia Romani de Oliveira (*im memoriam*).
DEDICO

Aos meus pais José Antonio e Cássia, e à minha irmã Lívia,
pelo amor incondicional e constante apoio no
desenvolvimento e conclusão desta etapa.
OFEREÇO

"É muito melhor arriscar coisas grandiosas,
alcançar triunfos e glórias, mesmo expondo-se à derrota,
do que formar fila com os pobres de espírito
que não gozam muito e nem sofrem muito,
porque vivem na penumbra cinzenta
que não conhece nem a vitória, nem a derrota."
Theodore Roosevelt

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, oportunidade de superar os desafios e sempre caminhar em frente.

A Universidade Federal de Viçosa *campus* Rio Paranaíba pela minha formação como engenheiro agrônomo, em especial aos professores Marcelo R. dos Reis e Willian R. Macedo pelo incentivo ao início desta etapa.

Ao professor Cassio Hamilton Abreu-Junior pela oportunidade, aprendizado e crescimento.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura pela estrutura esplêndida, em especial ao setor de transportes e todos os seus motoristas, os quais nunca mediram esforços para promover viagens e coleta de dados.

Aos funcionários do CENA/USP, em especial ao Joaquim Everaldo, Cleusa Pereira Cabral pelo constante apoio e auxílio durante o mestrado, e à Marília pela revisão do texto.

Aos professores Rafael Otto, Godofredo César Vitti, Carlos Eduardo Pellegrino Cerri, José Lavres Jr. e José Leonardo de Moraes Gonçalves, por compartilhar de seus conhecimentos agronômicos e bagagem científica.

Aos estagiários Lucas, Enrico, Rhayra, Dayana e Helenilda.

Ao amigo Paulo Roberto Nascimento, pelo imensurável apoio, ajuda e incentivo para início, caminhada e concretização desta etapa.

Ao Dr. Fernando Carvalho Oliveira em nome da Biossolo Agricultura e Ambiente.

Aos colegas de pós-graduação Thomas, Anibal, Thays, Antonio, Verônica, Pedro e Gabriel. Ao Marcos Rodrigues pelo compartilhamento da sabedoria sobre as análises realizadas

À Suzano Papel e Celulose pela área cedida e em especial ao Dileto Benedito Baú, Clayton Alcarde Alveres e José Luiz Stape pelo apoio técnico, experimental e sempre estarem dispostos a nos auxiliar.

Ao laboratório de fertilidade do solo da ESALQ/USP em nome do técnico Luis Silva.

À CAPES pela bolsa de mestrado, ao CNPq (processo n°. 485205/2012) e a FAPESP (processo n°. 15097/2004)

Enfim, a todos que em algum momento participaram desta jornada, seja academicamente ou em momentos de descontração.

MUITO OBRIGADO !!!

RESUMO

OLIVEIRA, M. G. **Fertilidade e disponibilidade de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto**. 2017. 146 p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

A reciclagem agrícola de lodo de esgoto (LE) é uma alternativa para a destinação deste resíduo, promovendo a economia no uso de fertilizantes e aumento da fertilidade do solo. Devido a seus nutrientes serem liberados lentamente, torna-se necessário a avaliação da disponibilidade no solo. Elementos tóxicos e patógenos são barreiras para sua aplicação segundo a Resolução CONAMA 375/2006, porém a biomassa microbiana do LE é um componente na ciclagem nutricional no solo, como o fósforo (P), uma vez que imobilizam elementos em sua biomassa, disponibilizando-os após sua morte. Objetivou-se avaliar, após 12 meses da aplicação do LE, a disponibilidade de P no solo em suas frações lábeis, moderadamente lábeis e não lábeis por meio do fracionamento de Hedley; quantificar o P da biomassa microbiana, assim como teores de macro (P, K, Ca, Mg, S), micronutrientes (B, Cu, Fe, Zn, Mn) e características do solo (pH, matéria orgânica e H+Al) conforme métodos de rotina, em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico. O LE foi calculado para fornecer 50, 100 e 150% da recomendação de N, e os fertilizantes fosfatados 66 e 83% da recomendação de P, ambos com base na fertilização para elevada produtividade florestal. Os tratamentos foram: T1 Controle; T2 recomendação para elevada produtividade florestal; T3 recomendação SP; T4 LE50P83; T5 LE100P66; T6 LE100; T7 LE150, delineados em blocos ao acaso, com quatro repetições. O LE reduziu o pH em meia unidade até a dose de 150%, promoveu aumento linear de matéria orgânica devido ao aporte do resíduo e não afetou a acidez potencial (H+Al). Para os macronutrientes, o P foi influenciado pelos tratamentos T5 e T7, T6 e T2. O teor de K foi influenciado a partir da dose de LE100, independente de complementação. O LE afetou os teores de Mg em T7, mas não influenciou a disponibilidade de Ca. Para o S, houve aumento linear seguido por um decréscimo nas maiores doses de LE. Os micronutrientes não foram influenciados pelo LE, exceto o Mn, que sofreu redução nas maiores doses. O P microbiano aumentou linearmente com as quantidades de LE. O P-lábil foi influenciado pelo LE em todas as camadas nas doses de 100%, e foram iguais aos tratamentos minerais. As quantidades de 50% e 150% tiveram o mesmo comportamento. Para o P-moderadamente lábil, a quantidade de 150% promoveu maior teor em todas as profundidades e os demais tratamentos foram superiores aos minerais e equivalentes ao controle. O P-não lábil mostrou redução a partir da dose de 100% e os tratamentos controle e minerais apresentaram os maiores valores. As aplicações de LE influenciaram todas as variáveis avaliadas e mostraram capacidade de substituição ou complementação da fertilização fosfatada, desde que respeitado os parâmetros técnicos e legislativos.

Palavras-chave: Extração sequencial. Fósforo microbiano. Eucalipto.

ABSTRACT

OLIVEIRA, M. G. **Fertility and phosphorus availability in Oxisol amended with sewage sludge**. 2017. 146 p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

Agricultural recycling of Sewage Sludge (SS) as fertilizer is an alternative to other common disposal methods. SS amend to soils reduces costs with fertilizations and enhances soil fertility. Nutrients present in SS are released slowly being necessary the evaluation of its availability in soils. Toxic Elements and pathogens constitute barriers to widespread SS recycling following the CONAMA 375/2006 normative. However, microbial biomass from SS is an important component in nutrient cycling processes, like for Phosphorus (P), for example, microbes immobilize the nutrient in their cells and then releases them after death. This study aimed to evaluate, after 12 months of fertilization of a dystrophic Oxisol with SS: P availability in soil in its labile, moderately labile and non-labile fractions using Hedley's fractionation method; microbial biomass P; macro (P, K, Ca, Mg, S) and micronutrients (B, Cu, Fe, Zn, Mn) in soil; and soil characteristics (pH, soil organic matter and H+Al). SS doses were calculated to provide 50, 100 and 150% of N recommendation and phosphate-based fertilizers provided 66 and 83% of P recommendation based on values practiced in high productivity forest plantations. Treatments were: T1 Control; T2 mineral fertilizer following recommendation for high productivity; T3 São Paulo State recommendation; T4 SS50P83; T5 SS100P66; T6 SS100; and T7 SS150. In randomized blocks design with 4 repetitions. SS application reduced pH in 0,5 until the 150% dose; promoted linear enhancement of organic matter due to input of residue and did not affect potential acidity (H+Al). As for macronutrients, P was influenced by treatments T2, T5, T6 e T7. K content was influenced starting with SS100% doses, with or without K-based fertilizers. SS affected Mg content in T7 but did not influence Ca availability. As for S, there was a linear enhance followed by a decrease in the higher doses of SS. Micronutrients were not influenced by SS amendment, except Mn, which suffered reduction in higher doses. Microbial P increased linearly with SS doses. Labile-P fraction was influenced by SS amend in all layers in SS100% and were not different from mineral fertilized treatments. SS50% and SS150% showed the same behavior. As for moderately labile-P, SS150% promoted higher content in all depths. The other treatments were superior to mineral fertilized ones and equivalent to control. Non-Labile-P showed decrease starting with SS100% doses. Control and mineral fertilized treatments exhibited the higher values. SS amend influenced all studied variables and showed potential for substitution or complementation of phosphate-based fertilizers as long as its respecting technical and legal parameters.

Keywords: Sequential extraction. Microbial phosphorus. Eucalyptus.

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO 15
2 – REVISÃO DA LITERATURA 18
2.1 – Histórico, setor florestal brasileiro e nutrição do eucalipto 18
2.2 – Lodo de esgoto: composição, geração e aplicação 20
2.3 – P no lodo de esgoto 23
2.4 – P como nutriente, fontes fosfatadas e dinâmica em solos florestais. 24
2.5 – Fracionamento de P no solo e no LE 27
3 – MATERIAL E MÉTODOS 30
3.1 – Caracterização da área experimental 30
3.2 – Caracterização do experimento. 34
3.2.1 – Caracterização do lodo de esgoto 34
3.2.2 – Tratamentos 36
3.2.3 – Preparo do solo, plantio, fertilizações e condução 37
3.3 – Coleta do solo e preparo de amostras 41
3.5 – Fracionamento químico de fósforo no solo 42
3.6 – Preparo de amostra e fracionamento químico de fósforo no lodo de esgoto 43
3.7 – Análises químicas de fertilidade do solo 45
3.8 – Análise do fósforo na biomassa microbiana 46
3.9 – Análises estatísticas 47
4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES 48
4.1 – Fertilidade do solo 48
4.1.1 – pH, matéria orgânica e acidez potencial 48
4.1.2 – Macronutrientes - Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio e Enxofre 56
4.1.3 – Micronutrientes – Boro, Cobre, Ferro, Manganês, Molibdênio e Zinco 72
4.2 – P na biomassa microbiana 80
4.3 – Fracionamento de Fósforo 87
4.3.1 – Fracionamento de Fósforo no Lodo de Esgoto 87
4.3.2 – Fracionamento de Fósforo no Solo 90
5 – CONCLUSÕES 127
REFERÊNCIAS 129

1 – INTRODUÇÃO

A necessidade da preservação e melhoria das condições ambientais tem exigido uma conscientização sobre a exploração dos recursos renováveis e não renováveis tendo em vista o desenvolvimento dos centros urbanos que tem refletido ausência de infraestrutura básica, aumento desordenado na geração de resíduos e poluição ambiental. Segundo o Plano Nacional de Saneamento Básico do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2013), em 2010 apenas 39,7% dos brasileiros tinha acesso a esgotamento sanitário, seguido de 50,7% representando atendimento precário e 9,6% à falta do serviço. Na região Sudeste, em 2015, foi coletado cerca de 3,5 bilhões de metros cúbicos de esgoto, com tratamento de 2,3 bilhões, ou 65,7%.

Oriundo da atividade de tratamento de esgoto, que reduz a contaminação da água para devolvê-la à natureza, o lodo de esgoto (LE) não possui destinação ambientalmente correta, visto que esta etapa representa um elevado custo às estações de tratamento, refletindo um dos grandes problemas da sociedade moderna. Dentre possíveis destinos, seu uso na agricultura é visto como o mais promissor, uma vez que apresenta matéria orgânica e elementos inorgânicos, os quais muitos são nutrientes para plantas. Devido a essas características, o LE pode substituir ou complementar os fertilizantes minerais aplicadas nos cultivos os quais são geralmente produzidos a partir de recursos finitos, como no caso dos fertilizantes fosfatados. Contudo, apresenta elementos tóxicos e microrganismos patogênicos ao homem que podem inviabilizar seu emprego na agricultura, segundo a Resolução 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2006) que regulamenta a aplicação deste resíduo. Desta forma, o eucalipto é uma cultura apta a receber a aplicação deste resíduo, uma vez que sua rotação é longa e seus produtos não são inseridos na cadeia alimentar humana, reduzindo assim riscos de possíveis contaminações. Por outro lado, a biomassa microbiana contida no LE é um importante componente na dinâmica de ciclagem e disponibilização dos nutrientes no solo como o fósforo (P), uma vez que durante seu metabolismo oxida a matéria orgânica e imobiliza em sua biomassa elementos necessários ao seu desenvolvimento, disponibilizando-os posteriormente a sua morte, sendo a mais reativa fração orgânica de P presente nos solos e um importante estoque para o crescimento vegetal.

No início de 2017, a produção nacional de fertilizantes fosfatados intermediários teve um aumento de 2,2%. Em contrapartida, a importação desses fertilizantes representou aumento de 56,2%, refletindo a dependência externa para a manutenção da fertilidade do solo e produtividade em diversos cultivos agrícolas e florestais, principalmente nos solos de caráter ácido. Consequentemente, a silvicultura brasileira torna-se dependente dos fertilizantes para,

no mínimo, manter a produtividade florestal nos patamares atuais, refletindo um significativo custo na cadeia produtiva.

O P, um dos elementos de maior riqueza em LE e vital em processos metabólicos de todas as plantas, possui baixa solubilidade e disponibilidade em solos tropicais com predominância de minerais 1:1 e oxihidróxidos de ferro e alumínio devido ao fenômeno de adsorção específica. Com isso, elevadas quantidades de fertilizantes fosfatados devem ser adicionadas ao solo para uma rentabilidade da atividade agrícola, representando um considerável percentual dos custos de produção. Apesar da elevada produtividade do setor florestal, a limitação nutricional, especialmente em P, tem se tornado frequente em plantios de eucalipto no país, estando associado aos ambientes de baixa fertilidade onde as florestas são implantadas. O P do LE, em sua maior proporção, está contido na forma inorgânica e de baixa solubilidade, atuando como um resíduo de liberação lenta. Com isso, apesar de ser uma opção para a substituição ou complementação das fertilizações em áreas de silvicultura devido aos longos períodos de rotação das árvores, tornam-se necessárias avaliações da disponibilidade do elemento no solo, dentro do período de exigência nutricional da floresta plantada.

A extração sequencial proposta por Hedley, Stewart e Chauhan (1982) com modificações de Condron, Goh e Newman (1985) é uma excelente ferramenta no entendimento da disponibilidade de P em solos tropicais, pois segrega o P orgânico (Po) e inorgânico (Pi), relacionando sua afinidade pela fase sólida do solo. Para este elemento, as frações vão desde as mais lábeis até as de menor labilidade, tornando-se necessário suas quantificações a fim de estimar as quantidades que estarão disponíveis para absorção pelas plantas. A fumigação com clorofórmio e extração com bicarbonato de sódio podem quantificar o estoque deste elemento na biomassa microbiana, uma vez que a maioria dos estudos envolvendo este resíduo tem papel na avaliação de introdução de metais pesados, existindo uma grande lacuna sobre os efeitos na atividade da comunidade microbiana, a qual tem papel decisivo no processo de ciclagem dos nutrientes, como o P. Além destes fatores, o LE pode influenciar nos parâmetros de fertilidade do solo, pois os resíduos gerados não apresentam composição constante devido as suas características intrínsecas e métodos de tratamento do resíduo.

Embora existam estudos sobre reciclagem de LE em florestas, estes costumam sofrer manejos distintos e passar por avaliações após longos períodos da aplicação de LE e com efeito residual constante. Nenhum estudo demonstrou até o momento, para solos florestais, a disponibilidade de P oriundo do LE no solo há curto prazo, durante o período de exigência nutricional. A obtenção de informações que possam quantificar e identificar a dinâmica do P

no solo é relevante de modo a aumentar a eficiência nutricional e segurança de manejo das atuais orientações de aplicação de LE em solos agricultáveis.

Diante do exposto, as hipóteses deste trabalho foram que a aplicação de LE aumenta as frações lábeis e moderadamente lábeis de P, assim como os atributos de fertilidade do solo e P atividade microbiana. Para isso, os objetivos deste trabalho foram: (i) avaliar a disponibilidade de P no solo e no LE através do fracionamento de Hedley um ano após a aplicação do LE e fertilizantes minerais, e agrupá-las segundo a labilidade predita pelos extratores (ii) avaliar a disponibilidade do P proveniente da biomassa microbiana como fonte na dinâmica nutricional, (iii) avaliar os atributos de fertilidade do solo (MO, H+Al, pH) macronutrientes e micronutrientes a fim de se inferir sobre a possibilidade de condução de cultivo sobre o manejo com LE.

2 – REVISÃO DA LITERATURA

2.1 – Histórico, setor florestal brasileiro e nutrição do eucalipto

Pertencente à família das Myrtaceaes e ordem Myrtales, as árvores conhecidas como eucalipto são um grande e vasto grupo de espécies que juntas lideram em número o maior gênero, *Eucalyptus*, descrito por L'Héritier em 1789 (FLORES et al., 2016). Originário da Austrália e outras ilhas da Oceania, foi introduzido na América do Sul pelo Chile em 1823 através de mudas deixadas por navegantes ingleses. No Brasil, foi utilizado nos estados do Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro e São Paulo no final do século XIX em âmbitos ornamentais (FOELKEL, 2005).

A busca pela aptidão da espécie com finalidade comercial teve o engenheiro agrônomo Edmundo Navarro de Andrade e o botânico Joseph Henry Maiden como responsáveis através do plantio de 154 sementes de *Eucalyptus* nos hortos de Rio Claro e Jundiaí, no Estado de São Paulo, em meados de 1904. Na ocasião, Navarro de Andrade visualizou o potencial uso da madeira para fabricação de moirões, dormentes e como combustível para as locomotivas da extinta Companhia Paulista de Estradas de Ferro - FEPASA (FOELKEL, 2005). Em 1941, ano de sua morte, cerca de 24 milhões de hectares eram cultivados com eucalipto pela companhia em questão. Na década de 1960, a área ocupada já era o dobro e a lei de incentivos fiscais ao reflorestamento incentivou o crescimento e expansão do setor a outros estados. (FOELKEL, 2005).

Com uma produção média de 36 m^3 ha^{-1} ano^{-1} e aumento de 0,6% nos últimos 5 anos, as florestas plantadas abrangeram uma área de 9,9 milhões de hectares (ha) em 2015, com uma ocupação pelo eucalipto de 7,4 milhões, representando 74,5% de toda área plantada, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (IBGE, 2016). Já segundo a Indústria Brasileira de Arvores (IBÁ), a área ocupada pelo eucalipto foi de 71,8%, ou 5,6 milhões do total de 7,8 milhões de ha ocupados por florestas plantadas (IBÁ, 2016). Independentemente da divergência destes indicadores, é notória a superioridade dos plantios de eucalipto comparada a outras espécies, sendo, portanto, a espécie florestal mais plantada e produtiva no Brasil.

As maiores regiões produtoras de madeira de eucalipto são o Sudeste e Sul, com destaque para Minas Gerais (1.841 mil ha) e São Paulo (952 mil ha), os quais detém as maiores concentrações dos plantios, seguidos do Rio Grande do Sul (702 mil ha) e Paraná

(681 mil ha). Também é possível encontrar extensas áreas de cultivo de eucalipto no Nordeste, no estado da Bahia (614 mil ha) e no Centro-Oeste em Mato Grosso do Sul (826 mil ha) (IBGE, 2016). Produzido em sua maioria através de mudas clonais, a biomassa do eucalipto é utilizada como matéria prima da indústria de celulose para produção de papel e em outras indústrias para produção de chapas, lâminas, compensados, aglomerados, carvão vegetal, e móveis, além de óleos e essências (GONÇALVES, 2010).

Apesar de elevações de alguns indicadores promovido por empresas que abastecem os mercados de celulose, como a Suzano Papel Celulose que destinam para a condução florestal 520 mil ha do total de 1,2 milhão que detém entre áreas próprias, arrendadas e fomentadas (SUZANO, 2016), o ano de 2016 foi marcado por preços abaixo da média pagos pela produção de madeira. Segundo a Confederação de Agricultura e Pecuária do Brasil – CNA, o preço pago pelo m^3 da madeira foi inferior a R$30,00 enquanto a expectativa do período era uma receita mínima de R$50,00 pelo mesmo montante (CNA, 2016). Ainda assim, o balanço entre janeiro a setembro de 2016 foi positivo em 6,5 bilhões de dólares, sendo que 7,6 bilhões foram promovidos por vendas externas contra 1,1 bilhões em importações (CNA, 2016).

A demanda nutricional em florestas de eucalipto pode ser dividida em duas fases: anteriormente ao fechamento das copas, quando as plantas crescem sem o sombreamento de plantas adjacentes, e após o fechamento das copas, fase em que a copa das árvores se tocam, com pleno sombreamento do terreno (GONÇALVES, 2010; BAZANI et al., 2014).

Nos primeiros meses pós-plantio, as taxas de acúmulos de nutrientes são pequenas, uma vez que neste momento a planta aloca grande parte da produção fotossintética das folhas para a produção de raízes, a fim de garantir o suprimento de água (GONÇALVES et al., 2004). Com o suprimento de água assegurado, a produção fotossintética é direcionada para a expansão da área foliar de modo a aumentar a captação de luz e fixação de carbono, maximizando a atividade fotossintética, desenvolvimento radicular e da copa (GONÇALVES et al., 2004). Com isso a máxima absorção de P é evidenciada até dois anos após o plantio das mudas (BARROS; NEVES; NOVAIS, 2000), início do período de fechamento das copas.

Neste período de fechamento de copas, a ciclagem de nutrientes passa a se estabelecer e as respostas à fertilização tendem a diminuir, pois a demanda por água e luz tornam-se mais limitantes que a nutricional. Após este período, o ritmo de crescimento tende a retomar ao padrão definido pelas características do local onde a floresta está instalada e comumente há diminuição da concentração foliar, mesmo em plantas que receberam fertilizações adequadas. Grandes respostas a fertilização na fase inicial podem deixar de existir ao final da rotação (GONÇALVES, 2010; BAZANI, 2014).

Plantas sob deficiência deste elemento apresentam-se aparentemente sadias, porém com tamanho reduzido e manchas arroxeadas no limbo foliar, evoluindo para necrose (BAZANI, 2014).

Vaz e Gonçalves (2002), avaliando a dinâmica nutricional de LE em um povoamento de eucalipto observaram que após 13 meses da aplicação houve elevação dos teores de P no solo, na camada 0-5cm, local de aplicação do biossólido, assim como a disponibilidade deste elemento para a nutrição e crescimento das plantas, evidenciando uma resposta quadrática em termos de produção de madeira com a elevação da dose de LE de 0 para 40 t ha^{-1}.

Laclau et al. (2010) avaliando a ciclagem nutricional de *Eucalyptus* em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico observaram que houve incremento na demanda de nutrientes até um ano após o plantio, com máxima demanda de P aos dois anos. Após esse período, a demanda das arvores foi, em grande parte, governada pela ciclagem proveniente das copas das arvores sob translocação nutricional decomposição do material depositado sobre o solo, denominada de ciclagem biogeoquímica. Neste estudo, concluiu-se que mobilidade interna do P na planta foi responsável por 30-50% da demanda anual de P.

Diante do exposto, pesquisas evidenciam benefícios da aplicação de LE em florestas plantadas tendo em vista a fertilidade do solo, nutrição mineral de plantas e diminuição de custos com insumos (FIRME, 2009; FLORENTINO, 2016).

2.2 – Lodo de esgoto: composição, geração e aplicação

O LE é um resíduo insolúvel resultante do tratamento de aguas residuais com o objetivo de devolver à natureza agua com menor carga orgânica e de melhor qualidade. Trata-se de um material heterogêneo, cuja composição depende da época de coleta, do tipo de tratamento aplicado e das características das fontes geradoras as quais o esgoto foi coletado, podendo ser residencial ou industrial (MELO; MARQUES, 2000; BETTIOL; CAMARGO, 2006). A produção de LE por habitante é cerca de 30-50g de base seca de material por dia. Se metade de todo esgoto do país fosse aplicado na agricultura, ter-se-ia 5.000 t dia^{-1} de material com 40% de umidade, ou 3.000 t dia^{-1} de material em base seca (JORDÃO, 2006). Senthilkumar et al. (2014), enfatizam que a França poderia abdicar de 21% da demanda de fertilizantes minerais caso utilizassem o P proveniente de LE e lixo urbano.

O esgoto sanitário é composto de 99,9% de água e o restante de matéria em uma suspensão orgânica e inorgânica dissolvida. Chega à estação de tratamento de esgoto (ETE) na forma liquida, e a maior preocupação se restringe à sua estabilização e desaguamento para atingir um teor de sólidos na faixa de 15-40%. Por remoção do excesso de agua, transforma-se em um material denominado torta com teor de umidade de cerca de 60-70%, visando quase que exclusivamente a sua retirada da área da ETE, porém sem uma definição de seu destino final (SOBRINHO, 2001). Os eventos que acontecem a partir da chegada do esgoto na ETE podem ser resumidos da seguinte maneira:

- Remoção de sólidos grosseiros e areias;
- Remoção de sólidos sedimentares;
- Remoção de sólidos em suspensão e de material coloidal;
- Remoção de matéria orgânica biodegradável sob tratamentos biológicos aeróbicos e/ou anaeróbicos.

Para o tratamento da fase sólida de lodos de ETEs, as etapas que refletem destaque são o condicionamento e desaguamento, nas quais o volume de lodo diminui consideravelmente, tornando-o de mais fácil manuseio e barateando seu transporte até destinação final. No condicionamento, as forças físicas e químicas que atuam nas partículas coloidais são neutralizadas ou desestabilizadas, permitindo que partículas pequenas se juntem para formar agregados maiores (flocos). Os métodos de condicionamento químico incluem o uso de produtos químicos orgânicos (polieletrólitos), inorgânicos (sais férricos, ferrosos, alumínio, óxidos e hidróxidos de cálcio) ou a combinação de ambos. Já o desaguamento é uma operação que reduz o volume do LE pela redução de sua umidade, podendo ser um processo natural ou mecânico. No Brasil, uma das principais opções de desaguamento tem sido de forma mecânica, por centrifugas, onde uma força centrifuga é aplicada sobre o LE condicionado que acelera a separação das frações liquidas e sólidas (SOBRINHO, 2001).

Normalmente alguma solução provisória para destinação é realizada como deposição de lodo desaguado em aterros sanitários, em aterro de lodo próximos da ETE, em lagoas de lodo e área agrícolas de maneira não controlada. Como já mencionado, os LE variam em composição a depender do local de coleta e atividade em que as aguas estão envolvidas. Uma composição típica de um LE apresenta em média 400 g kg^{-1} de matéria orgânica, 30 g kg^{-1} de N, 10 g kg^{-1} de K e os demais macros e micronutrientes (Mg, S, Ca, B, Cu, Fe, Zn, Mo, Cl, Co, Si, Mn e Na) (BETTIOL; CAMARGO, 2006). Com relação ao P, LE dos Estados

Unidos apresentam cerca de 20-40 g kg^{-1} (O'CONNOR et al., 2004), enquanto que LE brasileiros apresentam aproximadamente 13-31 g kg^{-1} (BETTIOL; GHINI, 2011).

No Brasil, diversas alternativas têm sido propostas para a disposição de tal resíduo como produção de agregados leves, fabricação de tijolos e cerâmica, produção de cimento, incineração, conversão em óleo combustível, recuperação de áreas degradadas, disposição no oceano, e principalmente, aplicação agrícola (TSUTYA, 2001; BETTIOL; CAMARGO, 2006). A viabilidade técnica e econômica da utilização deste resíduo em áreas agrícolas e florestais tem sido estudada em leguminosas como feijão (NASCIMENTO et al., 2004) e soja (CORRÊA et al., 2008), poáceas como a cana-de-açúcar (SILVA et al., 1998; MARQUES et al., 2007) e milho (NASCIMENTO et al., 2004, ALLEONI; FERNANDES; CORREA, 2012), culturas para a extração de óleo vegetal como o girassol (LOBO; GRASSI FILHO, 2007) e em eucalipto (FIRME, 2009; FERRAZ, 2013, BONINI; ALVES; MONTANARI, 2015; FERRAZ; MOMENTEL; POGGIANI, 2016; FLORENTINO, 2016).

O critério utilizado para a aplicação do LE na agricultura é sobre o quociente do teor de nitrogênio disponível no LE (N_{disp}) e a recomendação oficial para a cultura em questão (Critério N - CONAMA, 2006), o que pode levar a um aumento inadequado das quantidades de outros elementos no solo, como o P (AGUDELO et al., 2011). Porém devido a poucos de estudos que embasem a dinâmica, identificação dos compartimentos e disponibilidade de nutrientes no solo para as plantas, assim como a segurança e viabilidade do uso de LE com relação à exposição ao homem e colonização por patógenos, seu uso ainda é pouco difundido pela legislação vigente.

Neste sentido, a reciclagem de LE em florestas plantadas de eucalipto não exibe cenário para avaliação de risco uma vez que sua única aplicação é totalmente mecanizada. Não há centros urbanos nas proximidades das áreas de cultivo comercial e a colheita ocorre no mínimo aos sete anos de sua implantação. Os produtos florestais são destinados para produção de celulose e papel e os produtos madeireiros não se destinam à alimentação humana ou animal, possibilitando uma maior segurança quanto à dispersão dos eventuais contaminantes presentes no LE para a cadeia alimentar (KIMBERLY et al., 2004; ABREU JUNIOR, 2009; FIRME, 2009).

2.3 – P no lodo de esgoto

O P contido em LE provém de formas orgânicas e inorgânicas, principalmente dos corpos microbianos presentes no esgoto e dos detergentes e sabões que utilizam fosfato como aditivos. Efluentes da indústria de fertilizantes podem contribuir com parte dos fosfatos do resíduo (TSUTIYA, 2001), refletindo uma expressividade deste elemento no LE (SIMONETE et al., 2003). Tsutiya (2000) relata que concentrações de P em lodos de esgoto de algumas estações de tratamento do Estado de São Paulo variam entre 1,5-1,8%.

Em decorrência do tratamento do efluente, as formas orgânicas de P são decompostas pelos microrganismos que atuam no processo, fazendo com que a fase sólida resultante capture os ortofosfatos (HEDLEY; MCLAUGHLIN, 2005). Com isso, grande parte do P presente em lodos é de natureza inorgânica, com mais de 40% como ortofosfatos (SOMMERS; NELSON; YOST, 1976; HAAN, 1996; SMITH; JOYE; HOWARTH, 2006), e cerca de 10-30% sendo P_o (WHITEHEAD, 2000). A concentração de P no LE está associado com sua composição, enquanto sua solubilidade está relacionada com compostos cristalinos de Fe e Al oriundos da fase de tratamento (IPPOLITO, 2011).

Apesar do P_i do LE aparentar ser de pronta disponibilidade, este pode ocorrer como fosfato de Ca, Fe e Al e alguns fosfatos adsorvidos em óxidos de Fe e Al, os quais são formas de P de baixa solubilidade (PENN; SIMS, 2002; HEDLEY; MCLAUGHLIN, 2005; ELLIOT; O'CONNOR, 2007). Estas formas são resultado do tratamento de esgoto pela adição de Fe e Al que são capazes de adsorver todo o P solúvel, o que reduz a solubilidade do elemento no resíduo (LU; O'CONNOR, 2001; ELLIOT et al., 2002). Quando se utiliza cal ou calcário na higienização do resíduo, a formação de P-Ca é favorecida. Já o P_o é proveniente principalmente das células microbianas e de seus produtos de decomposição, incluindo os fosfatos de inositol (SOMMERS, 1977), necessitando ser mineralizado para tornar-se disponível na solução do solo (BARBER, 1984).

O predomínio da mineralização das fontes orgânicas sobre a imobilização das inorgânicas com disponibilização às plantas depende da concentração de P no resíduo disponível para o metabolismo da biota. De uma forma geral, a concentração de 2 g kg^{-1} mantém estes dois processos em equilíbrio. Acima deste valor, predomina a mineralização, e abaixo, a imobilização (DALAL, 1977).

A eficiência do LE como fonte de P depende do tipo de solo, clima e capacidade de extração da cultura. Se comparado aos fertilizantes fosfatados solúveis em água, pode variar de 20-80%. Quando um material contendo fosfato é adicionado a um solo com baixo teor deste elemento, as formas solúveis tornam-se insolúveis com o tempo. Agronomicamente isto pode ser preocupante pois ao mesmo tempo em que o P está fortemente retino nos coloides, está menos disponível para a solução do solo e absorção radicular. O P do LE é menos solúvel que o dos superfosfatos, sendo solubilizado gradualmente ao longo do tempo (MELO; MARQUES, 2000)

2.4 – P como nutriente, fontes fosfatadas e dinâmica em solos florestais

No vegetal, o P participa de diversos processos metabólicos fundamentais como transporte e transferência de energia e substratos, síntese de ácidos nucleicos e fosfolipídios de membrana, respiração, fotossíntese, ativador metabólico dentre outros (ARAUJO; MACHADO, 2006), o que confere o critério de essencialidade para este elemento (MARSCHNER, 2012). Em solos que apresentam pH entre 4 e 6, é absorvido preferencialmente na forma de $H_2PO_4^-$, e rapidamente incorporado aos compostos orgânicos (RAIJ, 2011). Já no citoplasma, as formas $H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-} ocorrem em proporções iguais enquanto nos vacúolos e apoplastos, a forma $H_2PO_4^-$ predomina perante um ambiente mais ácido. A concentração de P no xilema das plantas pode variar entre 70 e 80 mg L^{-1} e entre 300 a 550 mg L^{-1} no floema (EPSTEIN; BLOOM, 2006).

Em termos mundiais, mais de 99% dos fertilizantes fosfatados são produzidos a partir de reservas de rochas fosfáticas, sendo 85% proveniente de rochas sedimentares e 15% de depósitos magmáticos, contextualizando um recurso finito. Uma pequena parte pode ser fornecida através escoria, um subproduto da indústria do aço (LOPES; SILVA; BASTOS, 2004). Os LE podem fornecer até 3% de P, dependendo do local de coleta.

Johnston (2000) relata algumas dificuldades em se obter uma estimativa confiável sobre as reservas de rochas fosfatadas pelos seguintes motivos: (i) os critérios nos quais as estimativas se baseiam variam consideravelmente, pois os que o fazem nem sempre usam os mesmos critérios; (ii) os países e empresas produtoras consideram que as informações sobre suas reservas são confidenciais e sensíveis ao mercado; (iii) não existe certeza sobre consumo futuro e (iv) as mudanças nas tecnologias de exploração e custos de produção são de difícil previsão.

Para Wang, Shen e Liao (2010), as reservas de P mais facilmente exploráveis podem ser extintas ainda neste século. Van Vuuren, Bownman e Beusen (2010) também enfatizam que o uso de LE como fonte de P é extremamente importante na agricultura, visto que as reservas fosfatadas estão se esgotando.

Aplicações de fertilizantes minerais são responsáveis por aproximadamente 25% dos custos no fomento florestal e diversas formulações podem ser utilizadas para suprir a demanda nutricional das plantas, sendo necessário levar em consideração aspectos técnicos e econômicos para a melhor escolha a ser realizada (BAZANI et al, 2014).

As fontes minerais empregadas no fornecimento de P à planta são fosfatos naturais produzidos a partir de rochas ígneas ou sedimentares, fosfatos bi cálcicos, termofosfatos e aqueles que passam por tratamento ácido, sendo de maior solubilidade, como os superfosfatos simples (SSP) e triplo (TSP), monofosfato de amônio (MAP) e difosfato de amônio (DAP) (NOVAIS, SMYTH; NUNES, 2007). A produção destes fertilizantes ocorre basicamente pela mineração da rocha fosfática, elevação da concentração do elemento pela remoção de impurezas e conversão do P a formas solúveis (PHILLIPS; WEBB, 1971).

Os processos de beneficiamento dos fosfatos tiveram origem quando Liebig observou maior aproveitamento da farinha de osso pelas plantas quando este foi tratado com H_2SO_4, no início de 1800. Já John Lawis, em 1842, desenvolveu o tratamento da rocha fosfática em H_2SO_4, dando origem aos superfosfatos (PHILLIPS; WEBB, 1971), o qual é realizado até os dias atuais. As diversas fontes de P diferem entre si pela concentração de P, solubilidade e elemento acompanhante (NOVAIS; SMYTH, 1999). O uso de fontes de maior solubilidade, ou misturadas com fosfatos de origem sedimentar são práticas rotineiras no fornecimento de P em florestas comerciais de eucalipto.

No primeiro trimestre de 2017, foram entregues aos mercados brasileiros cerca de 727 mil toneladas de fertilizantes fosfatados, representando um aumento de 4,1% para o trimestre em questão. A produção nacional de fertilizantes intermediários (aqueles que dão origem aos produtos finais) foi 1,9 mil toneladas, com aumento de 2,2% para os fosfatados, enquanto que a importação destes mesmos fertilizantes alcançou quase 5,5 mil toneladas no mesmo período de 2017, com elevação das importações de fontes fosfatadas acerca de 56,2% (ANDA, 2017), evidenciando assim a dependência nacional de importação de matérias primas para o desenvolvimento florestal e agrícola. Estes fatos corroboram com a potencialidade da utilização de resíduos na agricultura para diminuir o impacto das atividades agrícolas no ambiente e os custos de produção, mediante orientação técnica de avaliação e aplicação.

Os plantios florestais ocupam uma diversidade de solos, sendo as principais classes os Latossolos (48%), Argissolos (26%), Cambissolos (14%) e Neossolos (4%), a maioria apresentando bom desenvolvimento e profundidade, são distróficos, com mineralogia caulinítica e/ou oxídica e textura variando de média a argilosa. (GOLÇALVES et al., 2013). A limitação nutricional é frequente em florestas de eucalipto, com destaque para o P (GONÇALVES et al., 2013). Apesar de ser o elemento de menor concentração na planta, exibe alto efeito na produtividade. A fertilização é responsável por acréscimos de até 50% na produção de madeira (BAZANI et al., 2014).

Por apresentar sistema radicular bem desenvolvido e tolerante ao alumínio, o eucalipto é implantado sob áreas de baixa fertilidade e elevada acidez em sistema de cultivo mínimo do solo, onde apenas a linha de cultivo tem o solo manejado (GONÇALVES, 2010; BANZANI, 2014). A atividade do alumínio na camada superficial de solos florestais é baixa devido à presença de matéria orgânica que contribui com a formação de complexos organominerais entre os coloides do solo e compostos de alto peso molecular, como huminas, que atuam como drenos de cátions polivalentes (GONÇALVES, 2010; BANZANI, 2014). Suas raízes bem desenvolvidas conseguem explorar grandes volumes de solo em profundidade, permitindo uma ciclagem biogeoquímica muito particular, a qual absorve elementos provenientes da decomposição de folhedos e galhos depositados na superfície do solo (serapilheira), sendo estes responsáveis pela longevidade da nutrição *in situ*, e acumulo de matéria orgânica no solo. (GONÇALVES, 2010).

Apesar de ser o décimo segundo elemento de maior abundância na crosta terrestre, o P é o segundo elemento que mais limita a produtividade agrícola nos solos tropicais devido à capacidade dos coloides destes solos em formar complexos estáveis e de alta energia com o elemento (GATIBONI, 2003; SANTOS, 2008). A capacidade de sorção de P no solo depende da quantidade e mineralogia da argila, teor de matéria orgânica, pH e concentrações de Al, Fe e Ca (SCHOUMANS, 2000; SOUZA et al., 2010). Em solos ácidos e intemperizados, como no caso dos solos brasileiros, o P é adsorvido principalmente aos óxidos de Al e Fe (GUSTAFSSON; MWAMILA; KERGOAT, 2012; RODRIGUES et al., 2015).

Relacionado a estes fatos, o P é macronutrientes de menor mobilidade, permanecendo no local de aplicação, sendo pouco solúvel e transportado pela água da chuva através do perfil do solo (HOLANDA et al., 1995; PENN; SIMS, 2004). Novais e Smyth (1999) assim como Grant et al. (2005) enfatizam que, devido ao movimento majoritário do fósforo por difusão, este processo é considerado um fator limitante na absorção do elemento pelas raízes das plantas. Entretanto, este mesmo mecanismo de transporte pode ser influenciado pelo íon

acompanhante do $H_2PO_4^-$, uma vez que K^+, Na^+ e NH_4^+ conferem maior solubilidade ao P do que o Ca^{2+} (NOVAIS; SMYTH, 1999). O fluxo difusivo de P com aplicação de MAP foi comparativamente menor a aplicação de TSP (AQUINO, 2007).

A fixação de P em solos onde florestas são estabelecidas tende a ser baixa devido ao preparo de solo sob cultivo mínimo onde apenas a linha de plantio é preparada, e as camadas superficiais com elevadas quantidades de matéria orgânica, local onde os fertilizantes fosfatados são aplicados. Nestes locais, os sítios de fixação de P dos sesquióxidos de Fe e Al estão neutralizados por complexos formados por partículas de argila e ácidos orgânicos, evitando a precipitação do elemento em questão, aumentando a sua disponibilidade (GONÇALVES, 2010; BRADY; WEIL, 2013b). A adição de compostos orgânicos no solo, como LE, também estimula a atividade da comunidade microbiana, que favorece a solubilização de formas recalcitrantes de P (SANTOS, 2014), porem alguns autores observaram que os produtos de LE ricos em Al e Fe podem aumentar a capacidade de adsorção do elemento no solo (DAYTON; BASTA, 2005; KROGSTAD et al., 2005; BOEN; HARALDSEN; KROGSTAD, 2013), diminuindo a biodisponibilidade de P, com impactos negativos sobre a nutrição das plantas (NOVAIS; SMYTH, 1999; VOGEL et al., 2017).

2.5 – Fracionamento de P no solo e no LE

A análise de solo na agricultura moderna é ferramenta fundamental no processo de recomendações de fertilização do solo. Existe uma grande variedade de extratores químicos de P em uso em diferentes regiões do mundo, refletindo não apenas as condições edafoclimáticas diferenciadas dessas regiões, mas também a complexidade química do P no solo (RAMOS; COSCIONE; CAMARGO, 2010).

Embora os procedimentos de rotina para extratores de P estabeleçam uma só extração da amostra avaliada, a utilização de extrações sequenciais leva a respostas diferentes, estimando melhor o fator quantidade do P biodisponível em um solo específico (REINHEIMER, 2000; GATIBONI; KAMINSKI; REINHEIMER, 2007).

Para o melhor entendimento da dinâmica, natureza e a distribuição do P em solos, é necessário conhecer as diferentes frações do elemento mediante a utilização diferentes soluções extratoras, com diferentes forças de extração, pois fornecem informações importantes na disponibilidade de P no solo e tomada de decisão (SILVA; RAIJ, 1999).

A técnica de extração sequencial das formas de P presentes no solo através de diferentes extratores é denominada “fracionamento de fósforo”. Mapear essas frações é fundamental para aprofundar o conhecimento dos efeitos do LE sobre a dinâmica do P no solo, visto que o valor absoluto da concentração de P obtido pode expressar diferentes formas desse elemento no solo (RAMOS; COSCIONE; CAMARGO, 2010).

Chang e Jackson (1956) foram os pioneiros a utilizar a técnica e dividiram o P do solo em quatro grandes grupos: fosfatos de cálcio, de alumínio, de ferro e precipitados no interior dos minerais, além dos não detectados pelos extratores. Porém, uma vez que esta técnica não separa as formas de P com relação a sua labilidade, nem as formas orgânicas, algumas críticas foram sugeridas e modificações foram propostas. No Brasil, a proposta sugerida por Hedley, Stewart e Chauhan (1982) tem sido a mais utilizada (GATIBONI et al., 2007; GONÇALVES; MEURER, 2009; PAVINATO; MERLIN; ROSOLEM, 2009), sendo possível estimar a labilidade das frações pela remoção progressiva das mais disponíveis até as mais estáveis em uma mesma amostra (TELES, 2014). Originalmente, os extratores deste método são: Resina Trocadora de Ânions (RTA), $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} a pH 8,5; NaOH 0,1 mol L^{-1}; NaOH 0,1 mol L^{-1} com ultrasonificação; HCl 1,0 mol L^{-1} e digestão com H_2SO_4 + H_2O_2.

O agrupamento das frações é realizado de acordo com suas labilidades: Enquanto a RTA extrai frações lábeis de P_i, o $NaHCO_3$ extrai as frações lábeis de P_i e P_o, pertencentes à biomassa microbiana. A extração com NaOH 0,1 mol L^{-1} representam, em geral, o P_i ligado aos óxidos de Fe e Al e às argilas silicatadas, com energia de ligação intermediária, e o P_o de frações moderadamente lábeis. O HCl extrai o P_i contido como fosfatos de cálcio e fortemente adsorvido aos coloides. A utilização de uma segunda extração com NaOH de maior molaridade vinculada a ultrasonificação extrai o P_i e P_o químico e fisicamente protegidos no interior dos agregados do solo. Por fim, a digestão do solo com H_2SO_4 e H_2O_2 extrai o P residual, na qual se encontra o que sobrou no solo de P_i e P_o e que, teoricamente, não contribui para a nutrição das plantas. Esta última fração também pode ser chamada de P recalcitrante.

Devido ao equipamento de ultrassom ser um fator limitante em muitos laboratórios, algumas modificações foram propostas para este método. A proposta de Condron, Goh e Newman (1985) resulta na substituição da duplicata para avaliação do P-microbiano e da extração por NaOH 0,1 mol L^{-1} com ultrassonificação por uma extração com NaOH 0,5 mol L^{-1}, sendo realizada após a extração com HCl.

As técnicas de fracionamento visam à identificação das formas presentes em compostos e fertilizantes, assim como as preferenciais com que o P é retido no solo, sua ocorrência e magnitude com que contribuem para a capacidade de suprimento das plantas. Além disso, o método permite medir as frações orgânicas, podendo, por isso, ser usado para acompanhar também transformações de P causadas por processos biológicos do solo. A quantidade de P biologicamente disponível no solo é menor em áreas tratadas com LE do que em áreas fertilizadas com insumos minerais (MAGUIRE; SIMS; COALE, 2000), devido ao tratamento do resíduo, o qual aumenta a proporção das frações P-Fe e P-Al (COREY, 1992). Com isso, solos tratados com LE podem sofrer mudanças constantes da forma predominante de P (ALLEONI; FERNANDES; CORREIA, 2012). Um exemplo destas transformações pode ser citado pelo trabalho de Chang et al. (1983) onde foi observado que após cinco anos de aplicação de LE em solo calcário, as formas predominantes eram P-Fe e P-Al ao invés da forma P-Ca.

Alleoni, Fernandes e Correia (2012) avaliaram as frações de P em um Latossolo sob aplicação de LE e doses até quatro vezes a recomendação em base-N para o milho em quatro anos consecutivos e concluíram que as frações predominantes eram P-Fe > P-Al > P-Ca. Neste estudo, a avaliação do teor deste elemento nas folhas do milho foi correlacionada positivamente com a dose do LE aplicado.

Já He et al. (2016) avaliando a disponibilidade de P no LE e sua liberação sendo influenciada pelo pH, concluíram que os componentes inorgânicos representavam mais de 86% de todo o fosfato do resíduo, e que a fração lábil era majoritária e compunha mais de 80% da fração inorgânica, enfatizando assim o potencial de substituição das rochas fosfatadas por LE. Por outro lado, Hamilton et al. (2017) estudando a reciclagem de recursos fosfatados secundários em solos da Noruega, como o LE, concluíram que devido ao tratamento do resíduo a reciclagem do P no solo não é eficiente, podendo ser acumulado devido à baixa solubilidade das frações formadas e pelo fato da recomendação de aplicação não ter este elemento como prioridade.

3 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – Caracterização da área experimental

O estudo foi conduzido em área comercial da Suzano Bahia Sul Papel e Celulose S.A., no talhão 56P138 da fazenda Flecha Azul em de Boa Esperança do Sul – SP (21°57'5 S e 48°31' W), sob uma elevação de 489 metros (Figura 1). O talhão foi escolhido por ser uma área que nunca havia recebido aplicações de LE anteriormente. O histórico de uso do solo provém de 40 anos de cultivo de eucalipto pela antiga Ripasa Papel e Celulose S.A. (informação pessoal)[1] que foi adquirida pelo consorcio Suzano/VCP (BATISTA, 2007), e posteriormente teve a Suzano como majoritária pela compra da parte que cabia a VCP (informação pessoal)[2], mantendo a atividade de silvicultura até os dias atuais.

Figura 1 – Município de Boa Esperança do Sul no estado de São Paulo, sede da fazenda Flecha Azul.

Fonte: Adaptado de Campos, 2009.

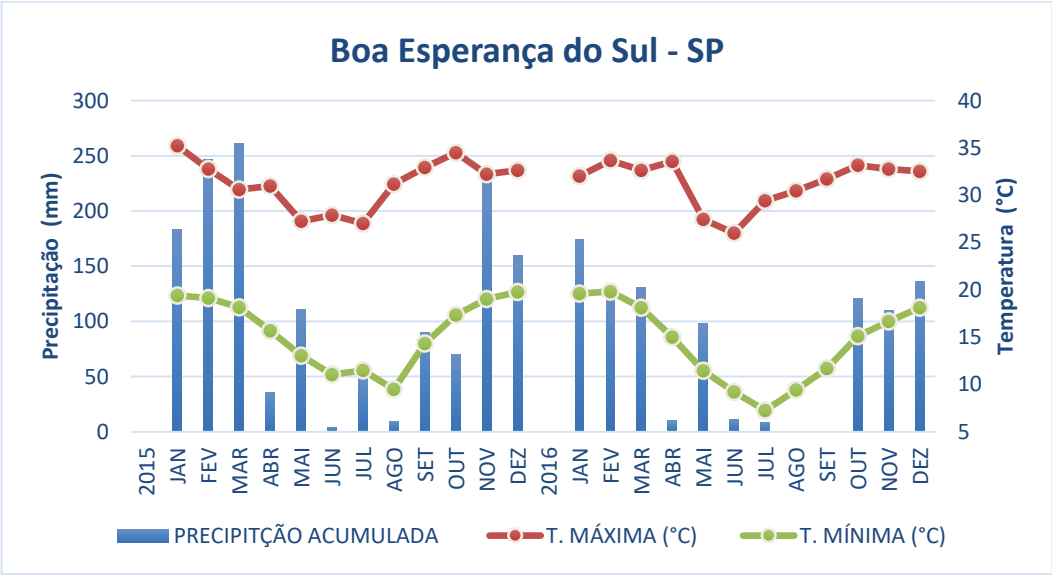
O clima do município, segundo classificação de Köppen, é temperado úmido com inverno seco e verão quente (Cwa), apresentando pluviosidade média acima de 100 milímetros (mm) de outubro a março, precipitação anual de 1400 mm e média mensal de 117,9 mm. As menores temperaturas são atingidas nos meses de junho até agosto, com média

[1]Alvares, C. A. Suzano Bahia Sul Papel e Celulose S.A. Mensagem recebida por calcarde@suzano.com.br em 04 de jan. 2017.
[2]Bau, D. B. Suzano Bahia Sul Papel e Celulose S.A. Mensagem recebida por dbenedito@suzano.com.br em 04 de fev. 2017.

anual de 18,1ºC, e as máxima temperaturas de setembro a dezembro, sendo a média anual de 28,2ºC.

No ano de 2015 a precipitação média anual foi de 120,8 mm, ficando cerca de 2,8 mm acima da média histórica. Neste mesmo ano, a média das temperaturas máximas e mínimas foram de 31,2°C e 15,6°C, apresentaram 3°C e 2,5°C acima e abaixo das médias históricas, respectivamente. Para o ano de 2016 estas mesmas variáveis apresentaram dados de 77,2 mm, 31,2°C e 14,2°C, respectivamente. A precipitação ficou abaixo da média histórica em 40,7mm e as médias de temperaturas máximas e mínimas ficaram, respectivamente, 3°C acima e 3,8°C abaixo da média histórica, observando certa variação com relação ao ano anterior. A representação da precipitação acumulada e médias de temperaturas ao longo de 24 meses desde o plantio encontram-se no gráfico 1 e foram coletados a partir de uma estação meteorológica localizada na sede da fazenda, a aproximadamente 3 quilômetros da área experimental deste estudo.

Gráfico 1 – Precipitação e temperaturas mensais nos anos de 2015 e 2016 na fazenda Flecha Azul, em Boa Esperança do Sul – SP



Fonte: O autor.

A amostragem de terra foi realizada com o auxílio de uma sonda nas profundidades de 0-5 5-10, 10-20 e 20-40 cm antes da instalação do experimento para caracterização física (CAMARGO et al., 1986) e química (RAIJ et al., 2001) da área experimental, as quais se encontram respectivamente nos Quadros 1 e 2. As amostras compostas de cada profundidade foram provenientes de 20 amostragens simples, as quais foram homogeneizadas em balde e

retiradas amostras representativas que ficaram armazenadas em sacos plásticos identificados até análise. Segundo a recomendação de análises para fins de fertilidade em solos do Estado de São Paulo, foi determinado pH em cloreto de cálcio a 0,01M ($CaCl_2$), matéria orgânica (MO) pela oxidação com dicromato de potássio, fósforo (P), potássio (K^+), cálcio (Ca^{+2}) e magnésio (Mg^{+2}) extraídos pela resina trocadora de íons, enxofre na forma de sulfato ($S\text{-}SO_4$), além dos micronutrientes cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) extraídos com complexante DTPA, e boro (B) extraído com uma solução de $BaCl_2$. A partir dos resultados, foram calculados a soma de bases (SB), alumínio trocável (Al^{+3}), acidez total pela solução SMP (H+Al), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%) e por alumínio (m%). O solo foi classificado como LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (LVAd) textura média-leve, espessarênico, com horizonte A moderado, fase relevo plano/suave ondulado (EMBRAPA, 1999).

Quadro 1 – Análise química para caracterização do solo (LVAd) do talhão 56P138 da fazenda Flecha Azul nas profundidades (Prof.) de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, conforme Raij, 2001

Prof. --cm--	**pH $CaCl_2$ 0,01mol L^{-1}**	**MO**	**P resina**	**S SO_4**	**K**	**Ca**	**Mg**	**H+Al**	**Al^{+3}**
		g dm^{-3}	-- mg dm^{-3} --		---------- $mmol_c$ dm^{-3} ----------				
0-5	5,3	14,25	7,25	5,5	0,35	23,5	2,5	20,25	0
5-10	5,4	10	6,25	5,25	0,35	18,75	2	19,25	0
10-20	5,7	7,5	3,33	2,75	0,52	16,0	2,25	15,25	0
20-40	4,9	3,5	2,0	5,25	0,42	9,75	1,25	18,25	0,5
Prof.	**SB**	**CTC**	**V**	**m**	**Cu**	**Fe**	**Zn**	**Mn**	**B**
					----------DTPA----------				Agua quente
--cm--	--- $mmol_c$ dm^{-3}---		-----%-----		---------- mg dm^{-3} ----------				
0-5	26,35	46,5	56,5	0	0,28	32,2	0,57	2,16	0,33
5-10	21,10	40,25	51,75	0	0,3	27,8	2,4	1,37	0,32
10-20	18,77	34,5	54,5	0	0,33	35,4	0,6	2,16	0,36
20-40	11,5	29,75	38,75	4,25	0,34	27,8	0,81	0,78	0,24

Nota: Análise química do solo LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (LVAd) de textura média-leve segundo Raij et al. (2001). MO = matéria orgânica; H+Al = Acidez trocável; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; V = saturação por bases (cátions não ácidos); m = saturação por alumínio.

Tabela 2 – Análise física do solo da área experimental, segundo método da pipeta proposto por Camargo et al. (1986), nas profundidades (Prof.) de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm

Prof.	**Argila < 0,002mm**	**Silte 0,002-0,053mm**	**Areia fina 0,053-0,210mm**	**Areia grossa 0,210-2,0mm**	**Areia Total**
--cm--	----------g kg^{-1}----------				
0-5	94,75	7,75	340,0	557,5	897,5
5-10	91,5	6,0	325,0	577,5	902,5
10-20	84,75	15,25	357,50	542,5	900,0
20-40	81,00	19,0	370,0	530,0	900,0

Os resultados das análises químicas para caracterização exibiram, de uma forma geral, pH dentro da faixa 5-5,5 em todas as profundidades sendo apropriado para a condução da maioria dos cultivos agrícolas e florestais, baixo teor de MO sendo a maior concentração nas camadas superficiais devido à deposição de resíduos florestais, P extraído pela resina com um teor médio nos horizontes superficiais até um teor muito baixo nas camadas mais profundas, K^+ muito baixo em todas as profundidades, Ca^{+2} apresentando valor três vezes maior ao considerado como muito alto para o eucalipto, principalmente nos horizontes superficiais onde há acúmulo de restos de colheitas, como a casca, compartimento com elevada quantidade deste elemento, enquanto o Mg^{+2} exibiu um baixo teor em todas as profundidades. Vale ressaltar que a relação Ca:Mg mostrou-se elevada, variando de 9 nas camadas mais superficiais até 7 nas camadas mais profundas. O S-SO_4 apresentou teor médio nas camadas superficiais e foi decaindo conforme a profundidade aumentou.

Para os micronutrientes, de uma forma geral, todos os elementos foram considerados com teor médio no solo, com exceção do Fe, que apresentou mais de duas vezes o valor considerado alto em cada uma das profundidades. Para os parâmetros de fertilidade do solo, a CTC efetiva apresentou um alto valor principalmente nas camadas mais superficiais do solo, possivelmente devido à humificação da matéria orgânica que apresentam sítios de trocas iônicas, a qual foi decaindo conforme a profundidade aumentou. A SB acompanhou o mesmo parâmetro da CTC sendo considerada muito alta nas camadas superficiais, e somente na camada 20-40cm considerada como média.

3.2 – Caracterização do experimento

Com área experimental de 1,89 hectares, o experimento foi instalado a partir do plantio manual de mudas de eucalipto, sendo o material escolhido o clone SP5727 (*Eucalyptus grandis* x *E. urophylla*). O espaçamento de plantio utilizado foi, em metros, 3 x 2,25 totalizando 1481 plantas ha^{-1}. Cada parcela experimental foi constituída por 100 plantas (10x10) considerando uma bordadura dupla de 62 arvores, ocupando assim uma área total de 675 m^2 por parcela. Para a coleta de dados, foi considerada como área útil de cada parcela as 36 arvores centrais (6x6), que ocuparam então uma área útil de 243m^2.

O delineamento experimental foi de blocos ao acaso, com 4 repetições e 7 tratamentos, totalizando 28 parcelas experimentais. A alocação dos tratamentos nas parcelas experimentais respeitou o princípio de randomização, havendo um sorteio onde se fixou as parcelas e os tratamentos foram sorteados.

3.2.1 – Caracterização do lodo de esgoto

O LE utilizado neste estudo foi produzido pela Estação de Tratamento de Esgotos de Jundiaí - SP, pertencente à Companhia de Saneamento de Jundiaí (CSJ) o qual foi gerado em um sistema de lagoas aeradas de mistura completa seguido de lagoas de decantação. O desague foi feito à base de polímeros catiônicos, floculação e posterior centrifugação, sendo condicionado fisicamente e sanitariamente de 60 a 90 dias. A secagem foi realizada através de revolvimento mecânico em pátio revestido e coberto (GALDOS; DE MARIA; CAMARGO, 2004; FIRME, 2009; FLORENTINO, 2016).

Para avaliação dos atributos químicos do LE, utilizou-se o método SW-846-3051a proposto pela *Unites States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2007). Após a caracterização química do LE e classificação como “classe B”, verificou-se que as concentrações de substancias inorgânicas estavam dentro do critério estabelecido pela resolução CONAMA 375/2006 (CONAMA, 2006) para aplicação do resíduo na agricultura. O resultado da caracterização química do LE, assim como os limites estipulados pelo CONAMA encontram-se no Quadro 3.

Quadro 3 – Parâmetros química do LE de Jundiaí-SP proveniente da Companhia de Saneamento de Jundiaí (CSJ) utilizado na fazenda Flecha Azul, em Boa Esperança do Sul- SP

Parâmetros [(1)]	**Lodo de Esgoto – CSJ**	**Limite CONAMA** [(2)]
pH (H_2O)	6,8	.... [(4)]
	----------%----------	
Umidade	62	.... [(4)]
Sólidos Voláteis	49,37	.... [(4)]
Porcentagem de sólidos	32,7	.... [(4)]
Cinzas	50,63	.... [(4)]
	----------g kg $^{-1}$----------	
Carbono orgânico	166,4	.... [(4)]
Nitrogênio total	36,5	.... [(4)]
Fósforo total	29,5	.... [(4)]
Potássio	19,6	.... [(4)]
Sódio	1,8	.... [(4)]
Enxofre	23,8	.... [(4)]
Cálcio	21,2	.... [(4)]
Magnésio	5	.... [(4)]
	----------mg kg^{-1}----------	
Arsênio	3,26	41
Bário	629	1300
Cádmio	2,4	39
Chumbo	45,4	300
Cobre	308	1500
Crômio	60,9	1000
Mercúrio	ND [(3)]	17
Molibdênio	8,03	50
Níquel	30,6	420
Selênio	ND [(3)]	100
Zinco	667	2800

Nota: [(1)] Valores de concentração dados com base na matéria seca. [(2)] Concentrações máximas permitidas de elementos inorgânicos no lodo de esgoto para aplicação na agricultura, segundo resolução N°. 375/2006 do CONAMA. [(3)] ND - não detectado, concentrações menores que o limite de detecção de 0,05 mg kg^{-1} por ICP-OES. [(4)] .... Dado numérico não disponível.

3.2.2 – Tratamentos

Para escolha dos tratamentos, levou-se em conta a recomendação oficial do Estado de São Paulo para fertilização de eucalipto (RAIJ et al., 1996; GONGALVES , 2010), a recomendação de fertilização aplicada pela Suzano em suas áreas de silvicultura para elevada produção florestal e doses de LE que fornecessem 50, 100 e 150% da quantidade de nitrogênio (N) aplicada pela empresa, além de um controle isento de qualquer aplicação. Para o cálculo das doses para aplicação, levou-se em conta a umidade de 62%, fator esperado de mineralização de N (FMN) de 30% para LE digeridos aerobiamente, 2,2% de N orgânico mineralizável no LE ($N_{org.}$) e a fertilização nitrogenada para eucalipto, de 192 kg ha^{-1}. Com isso, as doses de 50%, 100% e 150% da dose de N corresponderam respectivamente a 96, 192 e 288 kg N ha^{-1}, e em base seca de LE, a 14,5; 29 e 43,5 t ha^{-1}, sendo calculados seguindo orientação da resolução CONAMA 375/2006 pelas fórmulas (1) e (2):

$$N_{disponível} = (FMN/100) \times N_{org.} \quad (1)$$

$$\text{Taxa de aplicação (Mg ha}^{-1}) = N_{recomendado} \text{ (kg ha}^{-1}) / N_{disponível} \quad (2)$$

Para a fertilização fosfatada, visando fornecer este elemento no crescimento inicial da planta e a combinação de LE com fertilizantes minerais tendo como base a recomendação aplicada pela Suzano, foram fornecidos sob a forma de superfosfato triplo (TSP – 43% P_2O_5) as quantidades de 83% de P_2O_5 na menor dose de LE 50%, assim como 66% na dose de 100% de LE. Uma segunda dose de 100% de LE não foi complementada com TSP. Para a dose de 150%LE também não houve complementação de TSP devido à concentração total de P no resíduo, que é disponibilizado gradativamente para a absorção das plantas. Desta forma, os tratamentos utilizados deste estudo envolveram duas recomendações de fertilizações minerais (oficial de São Paulo e aplicada pela Suzano), duas combinações de LE+TSP (50%LE+83%P e 100%LE+66%P), duas aplicações de LE isentas de fertilizantes fosfatados (100%LE e 150%LE), além de um controle isento de qualquer fornecimento mineral ou de resíduo. Além dos fertilizantes fosfatados, os tratamentos receberam fertilizações potássicas e de micronutrientes (B, Zn e Cu), sempre tendo como referência as dosagens utilizadas nos cultivos comerciais empregados pela Suzano. Antes do plantio das mudas, aplicou-se 1,5 t ha^{-1} de calcário (PRNT 80%) visando o fornecimento de cálcio e magnésio. O resumo dos tratamentos e quantidade elementar fornecida por cada um encontra-se no Quadro 4.

Quadro 4 – Tratamentos e quantidade elementar fornecida pelos fertilizantes minerais e pelo LE em cada tratamento

Tratamentos	N	P_2O_5	K_2O	B	Zn	Cu
	----------kg ha^{-1}----------					
T1 - Controle absoluto	0	0	0	0	0	0
T2 - Recomendação técnica da Suzano	192	60	165	6,55	2,85	2,85
T3 - Recomendação estadual para cultivo de eucalipto	60	40	101	4,16	1,81	1,81
T4 - Lodo 50%+83%P	96	50	165	6,5	0	0
T5 - Lodo 100%+66%P	192	40	165	6,5	1,81	1,81
T6 - Lodo 100%	192	0	165	6,5	0	0
T7 - Lodo 150%	288	0	165	6,5	0	0

3.2.3 – Preparo do solo, plantio, fertilizações e condução

Até dezembro de 2014 existia na gleba um povoamento florestal que foi colhido de forma mecanizada, não havendo rebaixamento de toco ao nível do solo. Foi realizado o manejo para controle de formigas pela disposição de iscas de sulfuramida na dosagem de 10g m^{-2} de terra solta sobre o solo e dessecação de plantas daninhas com herbicida sistêmico não seletivo na dosagem de 3 L ha^{-1} para a implantação da nova rotação.

O preparo do solo foi realizado em janeiro de 2015 na forma de cultivo mínimo com subsolagem em 40 cm de profundidade nas entrelinhas da rotação anterior em toda a área. Houve uma fertilização de plantio no sulco nos tratamentos T2 e T3 com o formulado 10:20:10+0,5%B+0,5%Zn+0,5%Cu nas quantidades respectivas de 300 e 200 kg ha^{-1}. Apenas nestes tratamentos aplicaram-se fertilizações no sulco de plantio. Posteriormente a essa fertilização, em 17/02/2015 (0 dia após o transplante – DAT) as mudas foram transplantadas de forma manual, com o auxílio de uma cavadora (matraca) e concomitantemente ao plantio, o fertilizante fosfatado mineral foi aplicado em dose única e manualmente, com fornecimento via cova, ao lado da muda recém transplantada.

Devido a problemas de logística no transporte e com os laboratórios de análises que demoraram na validação do uso do LE classe B utilizado no experimento, a aplicação do lodo não pôde ser realizada no momento do plantio, sendo feita 7 meses posteriores, juntamente com a aplicação de potássio (KCl – 60%K) e boro (ulexita – 13%B), ambos pertencentes à fertilização de base do plantio. A aplicação dos fertilizantes foi parcelada em duas vezes, com exceção de T2 o qual o parcelamento do fertilizante nitrogenado foi de três vezes, pela recomendação técnica de 192 kg N ha^{-1}. A descrição dos fertilizantes utilizados em cada

tratamento é detalhada a seguir: o tratamento T1 é um controle absoluto, isento de qualquer fertilização. Para T2 no plantio foi utilizado 300 kg ha^{-1} do formulado 10-20-10+0,5%B+0,5%Zn+0,5%Cu. Na cobertura 1, utilizou-se 450 kg ha^{-1} 10-00-30+0,4%B+0,3%Zn+0,3%Cu, com 203 g por planta. Nas coberturas 2 e 3, utilizou-se o mesmo formulado (18-00-00+0,5%B), diferindo nas dosagens de 300 e 350 kg ha^{-1} com 203 e 236 g por planta, respectivamente.

Em T3, houve a fertilização no sulco de plantio, conforme mencionado. Na cobertura 1 utilizou-se 270 kg ha^{-1} do formulado 10-00-30+0,4%B+0,3%Zn+0,3%Cu com fornecimento de 182g por planta. Para a cobertura 2, aplicou-se 270 kg ha^{-1} de nitrato de amônio (34% - N) e 13 kg ha^{-1} de ulexita com as respectivas dosagens por planta de 27 e 9g.

Para T4 houve o fornecimento de 109 kg ha^{-1} de STP, 50 kg ha^{-1} de KCl e 21 kg ha^{-1} de ulexita, com fornecimento de 73, 34 e 14g respectivamente por planta. Na cobertura, aplicou-se 225 kg ha^{-1} de KCl com dose de 152 g por planta. Este tratamento recebeu 14,5 t ha^{-1} de LE.

Em T5 utilizou-se TSP na cova lateral, KCl e ulexita de plantio nas quantidades respectivas de 87, 50 e 21 kg ha^{-1} e 59, 34 e 14 g por planta. Na cobertura deste tratamento, utilizou-se 225 e 21 kg ha^{-1} de KCl e ulexita respectivamente, nas dosagens por planta de 252 e 14 gramas. A aplicação de LE neste tratamento foi 29 t ha^{-1}.

Para T6 a recomendação de fertilização e LE foi a mesma que citada em T5, com exceção da aplicação de TSP.

Em T7 o plantio recebeu 50 kg ha^{-1} de KCl com dosagem de 34 g por planta. A cobertura foi realizada com o mesmo fertilizante na dosagem de 225 kg ha^{-1}, e 21 kg ha^{-1} de ulexita, sendo fornecidos para cada planta 152 e 14 g. Para este tratamento, a dosagem de LE foi de 43,5 Mg ha^{-1}. O resumo das quantidades e coberturas aplicadas neste estudo estão designadas no Quadro 5.

O LE foi aplicado superficialmente sobre o solo, sem incorporação, em 17/09/2015, aos 212 DAT, com um conjunto mecanizado composto por uma carreta aplicadora por esteira e canaletas acoplada um trator. Como as doses de LE correspondem a 50%, 100% e 150% da recomendação de N, a calibragem da aplicação foi para 50% e as doses que contemplavam o dobro e triplo receberam duas e três passagens do conjunto mecanizado, respectivamente. O local de aplicação nas parcelas foi acerca de 50 cm da linha de plantio, na região radicular das plantas (Figura 2). Dentro da parcela, as aplicações foram realizadas a partir do interior da primeira linha de plantio. As plantas dos dois lados da linha receberam o tratamento e a linha posterior não houve aplicação visto que suas plantas receberam o tratamento na linha anterior,

seguindo esta sequência de aplicação até o final da parcela, como é exemplificado na Figura 3. Cabe ressaltar que todas as fertilizações de cobertura foram aplicadas na forma de filete contínuo, na projeção da copa das plantas de eucalipto.

Durante todo o período de condução do experimento foi realizado o monitoramento de pragas e plantas daninhas. Em 16/11/2015 (270 DAT) houve uma aplicação de herbicida sistêmico não seletivo na dose de 3 L ha^{-1} para controle das plantas daninhas, principalmente capins arbustivos e pioneiras que cresciam sobre a área.

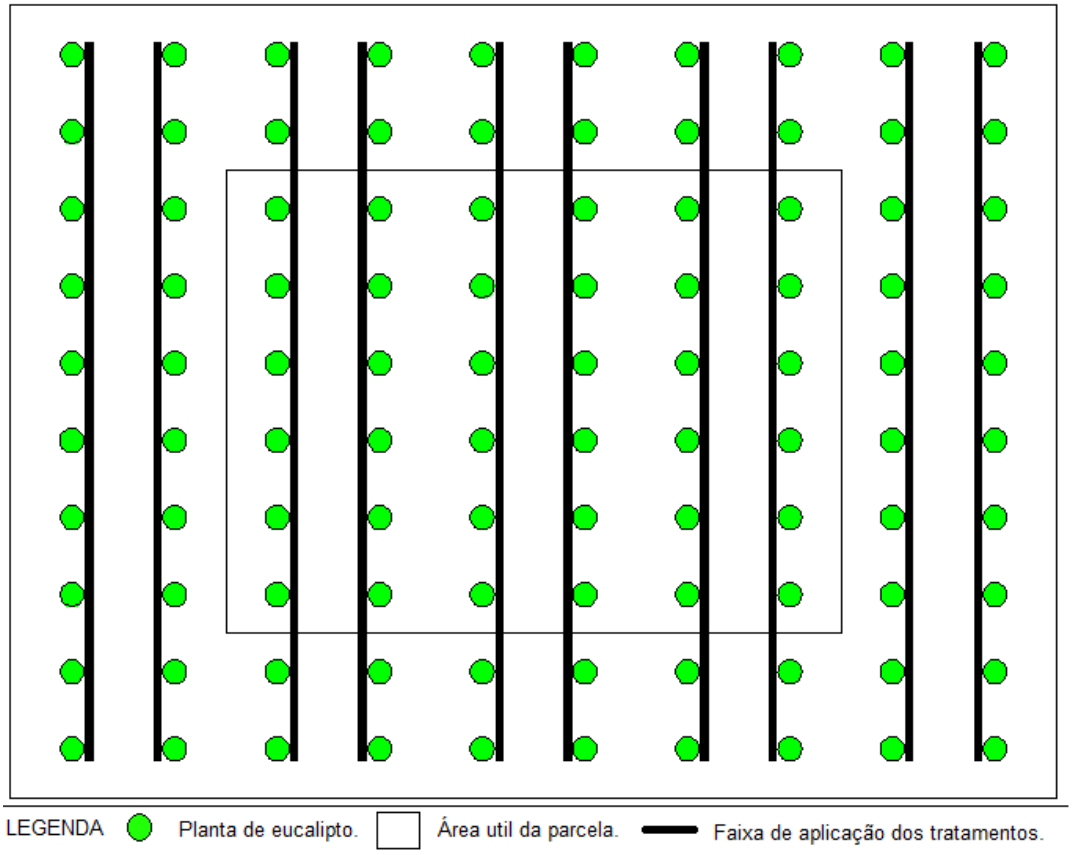
Quadro 5 – Quantidade de fertilizante fornecido por cada tratamento no parcelamento da fertilização

TRATAMENTOS	N	P_2O_5	K_2O	B	Zn	Cu
	----------kg ha^{-1}----------					
T1-CONTROLE ABSOLUTO	0	0	0	0	0	0
T2-RECOMENDAÇÃO SUZANO	**192**	**60**	**165**	**6,55**	**2,85**	**2,85**
PLANTIO	30	60	30	1,5	1,5	1,5
COBERTURA 1 (2)	45	0	135	1,8	1,35	1,35
COBERTURA 2 (3)	54	0	0	1,5	0	0
COBERTURA 3 (4)	63	0	0	1,75	0	0
T3-RECOMENDAÇÃO SP	**60**	**40**	**101**	**4,16**	**1,81**	**1,81**
PLANTIO	20	40	20	1	1	1
COBERTURA 1 (2)	27	0	81	1,1	0,8	0,8
COBERTURA 2 (3)	13	0	0	2,1	0	0
T4- LODO (50%)[a] + P (83%) + B + K	**96**	**50**	**165**	**6,5**	**0**	**0**
PLANTIO (1)	96	50	30	3,2	0	0
COBERTURA 1 (2)	0	0	135	3,3	0	0
T5- LODO (100%)[b] + P (66%) + B + K	**192**	**40**	**165**	**6,5**	**0**	**0**
PLANTIO (1)	192	40	30	3,2	0	0
COBERTURA 1 (2)	0	0	135	3,3	0	0
T6- LODO (100%) - P + B + K	**192**	**0**	**165**	**6,5**	**0**	**0**
PLANTIO (1)	192	0	30	3,2	0	0
COBERTURA 1 (2)	0	0	135	3,3	0	0
T7- LODO (150%)[c] - P + B + K	**288**	**0**	**165**	**6,5**	**0**	**0**
PLANTIO (1)	288	0	30	3,2	0	0
COBERTURA 1 (2)	0	0	135	3,3	0	0

Nota: (1) fertilização de plantio (KCl e ulexita) realizada 12/09/2015 (207 DAT). (2) fertilização de cobertura 1 realizada em 05/11/2015 (261 DAT). (2) fertilização de cobertura 2 realizada em 21/12/2015 (307 DAT). (3) fertilização de cobertura 3 realizada em 02/02/2016 (350 DAT). [a]50% = 14,5 Mg ha^{-1}. [b]100% = 29 Mg ha^{-1}. [c] 150% = 43,5 Mg ha^{-1}. DAT = dias após o transplante.

Figura 2 - Detalhe da aplicação do LE com auxílio da carreta aplicadora, aos 212 DAT

Figura 3 – Esquema da faixa de aplicação do lodo de esgoto e das fertilizações de cobertura em cada parcela



Nota: A carreta aplicadora contava com duas canaletas distribuidoras as quais aplicavam o resíduo nos dois lados da rua. A rua subsequente era alternada, retomando a aplicação na próxima rua.

Como a recomendação para aplicação do LE leva em conta apelas a recomendação de N para a cultura, a dosagem do resíduo não levou em conta o teor de P contido no LE (2,95%). Devido a este fato, tornou-se necessário a exposição da quantidade total deste elemento adicionado pelas diversas fontes nutricionais, tanto na expressão de P isolado, quanto como P_2O_5. Desta forma, tais dados são expostos no quadro 6.

Quadro 6 – Quantidade de P e P_2O_5 adicionado pelos tratamentos

TRATAMENTO	**P_2O_5 - MINERAL (M)**	**P- LE (O)**	**P (M+O)**	**P_2O_5 (M+O)**
	kg ha^{-1}	**kg ha^{-1}**	**kg ha^{-1}**	**kg ha^{-1}**
T1 - CONTROLE	0	0	0	0
T2 - SUZANO	60	0	26,2	60
T3 - SP	40	0	17,5	40
T4 – 50%LE83%P	50	427,7	449,5	1.029,4
T5 – 100%LE66%P	40	855,5	872,9	1.999,1
T6 – 100%LE	0	855,5	855,5	1.959,1
T7 – 150%LE	0	1.283,2	1283,2	2.938,5

Nota: M = mineral; O = orgânico; M+O = mineral + orgânico.

3.3 – Coleta do solo e preparo de amostras

O solo foi coletado aos 379 dias após aplicação do LE (DAA) com o auxílio de sonda nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm. Foram coletados 9 conjuntos de pontos por parcela, sendo cada conjunto constituído de uma amostragem na faixa de aplicação dos tratamentos e uma amostragem ao lado das plantas de eucalipto, local de aplicação do TSP por cova lateral. Para a coleta, retirou-se manualmente a serapilheira que existia sobre a área do solo que seria amostrado e realizou-se a coleta. As amostras de cada parcela foram homogeneizadas em balde, e alocadas em sacos plásticos transparentes identificados. Uma amostra composta de cada tratamento da profundidade de 0-5 cm foi separada em saco identificado e alocada em uma caixa de isopor com gelo, mantida sob baixa temperatura ao longo de toda coleta para análise do P proveniente da biomassa microbiana. Após a coleta, este solo ficou armazenado em freezer.

As amostras de solo foram secas ao ar e passadas em peneira de 2 mm (TFSA). Após tamisagem, notou-se que muito material vegetal como folhas fragmentadas, cascas e resíduos de colheita ainda compunham a amostra peneirada. Devido a este fato, optou-se pela passagem do solo em peneira de 1 mm para separação deste material vegetal. O solo que eventualmente ficou retido nesta peneira de malha menor foi transferido para recipientes de porcelana, friccionado e submetido a nova tamisagem em peneira de 1mm. Tal procedimento de fricção do solo e tamisagem foi repetido até que nenhum solo ficasse retido na peneira. Notou-se que em algumas amostras haviam fragmentos de carvão, os quais provavelmente estavam na área pelo antigo método de limpeza dos resíduos pós-colheita com fogo. As amostras de solo que foram analisadas para P microbiano foram retiradas do freezer, tamisadas em peneira de 1mm e alocadas no freezer novamente até análise.

3.5 – Fracionamento químico de fósforo no solo

O fracionamento químico de P no solo foi realizado nas amostras de TFSA das profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm pelo método proposto por Hedley, Stewart e Chauhan (1982), com modificações de Condron, Goh e Newman (1985), método amplamente difundido em estudos de dinâmica do P no sistema agrícola em solos tropicais, determinando assim a labilidade e incremento das frações orgânicas (P_o) e inorgânicas (P_i) dos tratamentos minerais e com LE. O P extraído do solo foi avaliado como ortofosfato pelo método da espectrometria de absorção molecular (colorimetria), onde sua determinação é feita com a adição de molibdato de amônio que reage com o fosfato da solução, formando um complexo denominado de fosfomolíbdico que, quando reduzido com uma solução de 1,2,4 amino-naftol-sulfônica confere uma cor azul ao extrato, sendo o realce da cor da solução proporcional à concentração de P extraído. De uma forma resumida, tomou-se 0,5g de TFSA a qual foi submetida a agitação constante de 16 horas pela seguinte sequência dos extratores (relação solo: solução 1:20):

1º Resina de Troca Aniônica medindo 2cm², saturada com $NaHCO_3$ imersa em 10 mL de H_2O em contato direto com o solo, extraindo assim $P\text{-}_{RTA}$ (P_i);
2º 10 mL de $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1}, extraindo P_{BIC} (P_i e P_o);
3º 10 mL de NaOH 0,1 mol L^{-1}, extraindo P_{HID01} (P_i e P_o);
4º 10 mL de HCl 1,0 mol L^{-1}, extraindo P_{HCl} (P_i);
5º 10 mL de NaOH 0,5 mol L^{-1}, extraindo P_{HID05} (P_i e P_o).

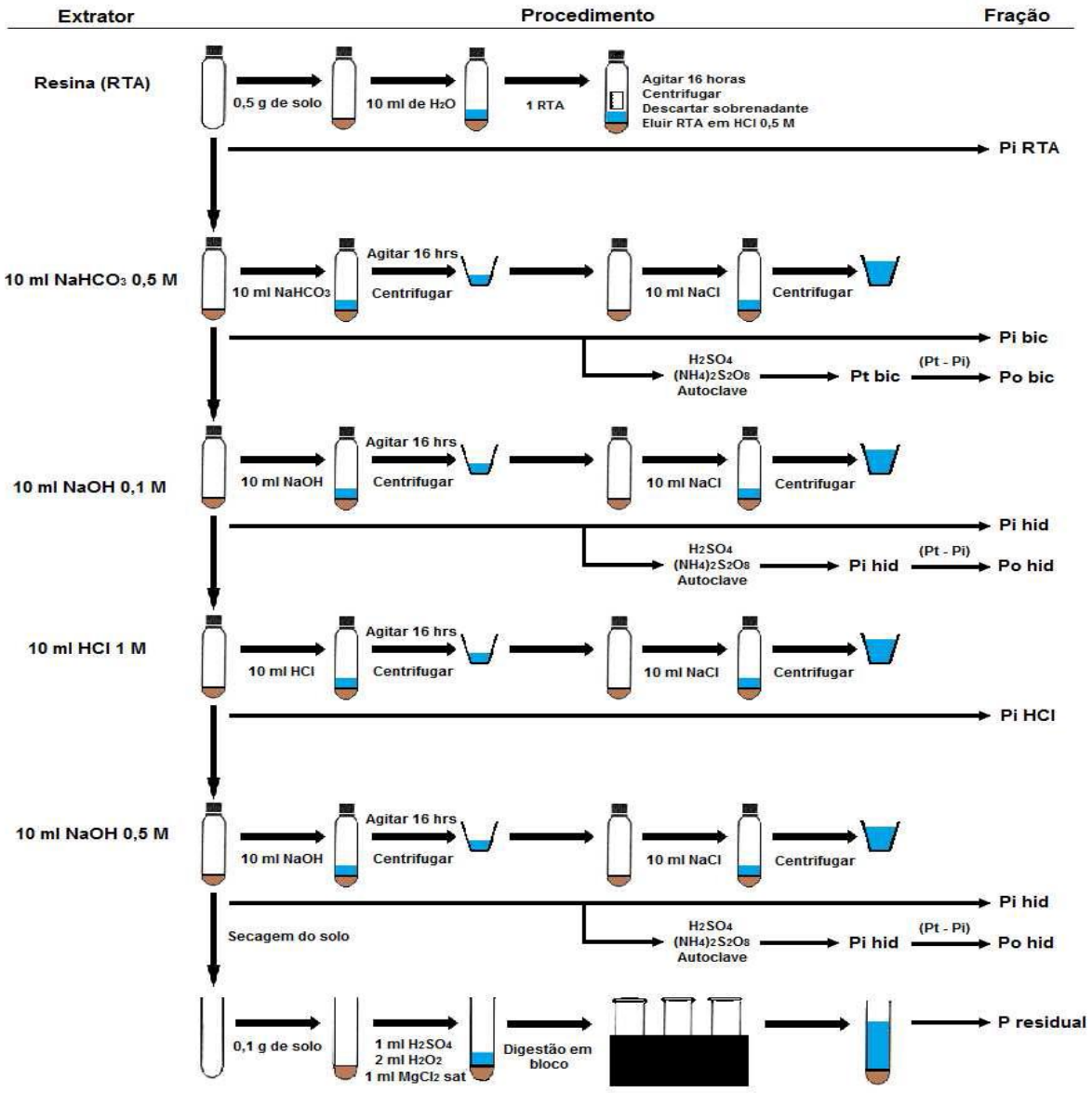
A partir dos extratos alcalinos (2, 3 e 5) retirou-se uma alíquota para determinação do P total (Pt) por digestão com persulfato de amônio ($(NH_4)_2S_2O_8$) e ácido sulfúrico (H_2SO_4) em autoclave, visando quantificar o Po de cada fração pela diferença entre Pt – Pi destes extratos. Após todas as extrações, o solo remanescente foi seco e submetido à digestão com H_2SO_4 + H_2O_2 + $MgCl_2$ para quantificação do P-residual ($P_{RESIDUAL}$). Os extratos ácidos e alcalinos foram analisados por sua absorbância em espectrofotômetro de absorção, e comparados com a leitura de quantidades conhecidas de P em uma curva padrão. As determinações de P_i dos extratos ácidos (extratores 1 e 4, além do Pt em 2, 3 e 5) foram realizadas conforme método proposto por Murphy e Riley (1962) com leitura em 882 nanômetros (nm), enquanto para os extratos alcalinos (extratos 2, 3 e 5), a determinação do P_i foi realizada conforme Dick e Tabatabai (1977) sendo estes lidos em 700 nm. A extração sequencial é apresentada de forma resumida na Figura 4.

Após quantificação das frações, estas foram agrupadas segundo a labilidade predita pelos extratores: o P lábil foi resultante da soma das frações $P\text{-}_{RTA}$ e P_{BIC} (Pi e Po), enquanto a soma das frações de P_{HID01} (Pi e Po) e P_{HCl} representaram o P moderadamente lábil. Finalmente, o P não lábil foi representado pelo P_{HID05} (Pi e Po) somado ao $P_{RESIDUAL}$. Rodrigues et al. (2015) citam que a opção por agrupamento do P_{HID05} na fração não lábil faz referência à mudança na ordem dos extratores, observando que a extração com HCl no meio de duas extrações com NaOH potencializa a extração pelo hidróxido de sódio de maior concentração, restando assim menor P para ser extraído na fração residual.

3.6 – Preparo de amostra e fracionamento químico de fósforo no lodo de esgoto

Para a extração sequencial de P no resíduo, amostras aleatórias na pilha de LE foram coletadas e ensacadas no dia da aplicação. Já no laboratório, estas amostras foram secas ao ar e tamisadas em malha de 2 mm. Os fragmentos que ficavam retidos na peneira foram friccionados em recipientes de porcelana até que a amostra fosse tamisada em sua totalidade. Após tamisadas as amostras foram armazenadas em compartimento com temperatura abaixo de 0°C para que não houvessem transformações bioquímicas na composição do LE.

Figura 4 - Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley, Stewart e Chauhan (1982), com as modificações propostas por Condron, Goh e Newman (1985)



Fonte: Adaptado de Rotta (2012), citado por Teles (2014).

Após preparo das amostras, foi realizado o fracionamento de P no LE seguindo o método de Hedley et al. (1982) modificado por Sui et al. (1999), o qual extrai crescentemente grupos seletivos de ligações de P com a fase sólida. Para isso, foram utilizadas alíquotas de 0,5g de LE tamisado, os quais foram alocados em tubos de centrifuga para extração sequencial que obedeceu a seguinte ordem:

1º P biologicamente mais disponível e solúvel em água, representado pelo P-H_2O;

2º 10 mL de $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1}, extraindo P_{BIC} (Pi e Po);

3º 10 mL de NaOH 0,1 mol L^{-1}, extraindo P_{HID01} (Pi e Po);

4º 10 mL de HCl 1,0 mol L^{-1}, extraindo P_{HCl} (Pi);

5º 10 mL de NaOH 0,5 mol L^{-1}, extraindo P_{HID05} (Pi e Po).

A avaliação dos compartimentos orgânicos e $P_{-RESIDUAL}$ obedeceram aos mesmos princípios como no fracionamento químico de P no solo, retirando-se uma alíquota para digestão ácida em autoclave e com digestão do LE após todas as extrações com H_2SO_4+H_2O_2+$MgCl_2$, respectivamente.

3.7 – Análises químicas de fertilidade do solo

A avaliação de fertilidade do solo foi realizada em amostras unificadas das amostras coletadas para o fracionamento químico de P no solo (0-5, 5-10 e 10-20 cm) as quais foram misturadas respeitando-se o volume proporcional a cada amostra para formação de uma amostra representativa de 0-20 cm de profundidade. Cada amostra foi proveniente dos mesmos números de pontos anteriormente distribuídos dentro da área útil de cada parcela, sobre as faixas de aplicação dos tratamentos. As amostras em questão já compunham a TFSA e foram submetidas às análises de rotina para fertilidade do solo, conforme método proposto por Raij et al. (2001) e recomendado pelo Instituto Agronômico de Campinas (IAC) para o Estado de São Paulo. Com isso, analisou-se pH em suspensão de solo em uma solução de 0,01 M de $CaCl_2$ com leitura em peagâmetro de vidro (relação 1:2,5 de solo: solução); acidez potencial (H+Al, determinados por correlação ao índice SMP); matéria orgânica (MO) pelo método de Walkley Black modificado pela oxidação do carbono orgânico pelo dicromato de potássio e ácido sulfúrico, com determinação em método colorimétrico em espectrofotômetro; P, Ca, Mg e K foram feitos pelo método da resina trocadora de íons, com a mistura da resina trocadora de ânions Amberlite IRA-400 + resina trocadora de cátions Amberlite IR-120. Desta forma, o P foi quantificado por colorimetria em espectrofotômetro a 882 nm, o Ca e Mg quantificados em espectrofotômetro de absorção atômica após adição de uma solução padrão de lantânio e o K quantificado diretamente em fotometria de chama. O enxofre (S) foi determinado por turbidimetria em solução extratora de fosfato de cálcio a 0,01 mol. L^{-1} em que se adicionou $BaCl_2$ e realizou-se leitura em colorímetro.

Para os micronutrientes ferro (Fe), cobre (Cu), molibdênio (Mo) e manganês (Mn), utilizou-se o complexante DTPA como extrator e a leitura foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica. No caso do Boro (B), a extração foi feita com Azometina e $BaCl_2$ aquecidos em micro-ondas e as leituras realizadas em espectrofotômetro em 420 nm, sob baixa exposição de luz. Todas as análises foram realizadas no Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP.

3.8 – Análise do fósforo na biomassa microbiana

A análise do P proveniente da biomassa microbiana seguiu o princípio descrito por Heldley e Stewart (1982) e Brookes, Powlson e Jenkinson (1982), o qual a estimativa de cálculo é realizada pela diferença entre a quantidade de P extraído por $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} a pH 8,5 em um solo fumigado com clorofórmio com um solo não fumigado. Para tanto, adiciona-se uma quantidade conhecida de P durante a extração (amostra dopada) a fim de evitar a adsorção nos coloides do solo do P extraído das amostras (MOREL et al., 1996). Esta análise foi realizada na camada mais superficial amostrada (0-5 cm) pelo fato do LE ter sido aplicado superficialmente, sem incorporação, resultando no material orgânico ficar espalhado apenas na superfície do solo, local então onde a microbiota estaria em atividade. O P adicionado junto ao bicarbonato de sódio foi proveniente de uma solução estoque.

Pesou-se 0,5g de solo em triplicata (conjuntos A, B e C) em tubos de centrífuga com tampa e incubou-os por 15 dias a 80% da capacidade de campo e a 25°C para reestabelecer o equilíbrio biológico. Levou-se o conjunto A para um dessecador forrado com papel de filtro umedecido com água. No centro do dessecador, foi colocado um béquer contendo 25 mL de clorofórmio ($CHCl_3$) livre de etanol. Com o auxílio de uma bomba de sucção, fez-se o vácuo no dessecador que foi deixado em capela escurecida pelo período de 24h.

Após extração foram utilizados volumes para manter a relação solo: solução 1:20 da seguinte maneira:

- **Conjunto A fumigado** – 10 mL de $NaHCO_3$, 0,5 mol L^{-1}, pH 8,5;
- **Conjunto B não fumigado** – 10 mL de $NaHCO_3$, 0,5 mol L^{-1}, pH 8,5;
- **Conjunto C "dopado"** – 10 mL $NaHCO_3$, 0,5 mol L^{-1}, pH 8,5 + 50mg L^{-1} P.

Posterior a adição do extrator, os tubos foram agitados em agitador vertical "end-over-end" a 180 rpm durante 30 minutos e então, centrifugados a 3000 rpm (1844g) durante 15 minutos, coletando-se o sobrenadante o qual foi analisado em espectrofotômetro a 700 nm (DICK; TABATABAI, 1977).

O conteúdo do P proveniente da biomassa microbiana, em mg kg^{-1}, foi determinado pela equação 5, onde o fator 50/(Pc-Pb) faz referência ao ajuste da capacidade de adsorção do P extraído ao solo (MOREL et al., 1996), e o fator 0,4 a quantidade de P liberado da biomassa microbiana na forma inorgânica pelo $CHCL_3$, visto que o tempo médio da renovação da população microbiana é de 2,5 anos, inferindo assim no fluxo de P durante seu ciclo (BROOKES; POWLSON; JANKINSON, 1982).

P-microbiano (mg kg^{-1}) = 50 x (Pa-Pb) / 0,4 x (Pc-Pb) (5)

onde: Pa: amostra de solo fumigada

Pb: amostra de solo não fumigada

Pc: amostra de solo "dopada" com 50 mg L^{-1} de P.

3.9 – Análises estatísticas

Os resultados das análises de rotina em fertilidade do solo e teor de P foram submetidos a análise de variância pelo teste F, e quando significativo, foi aplicado o teste de Tukey a 5% de significância ($p < 0,05$) para comparação das médias obtidas.

Para os dados de fracionamento de P e análise de P da biomassa microbiana, foi aplicado o teste F, e quando significativo, as medias foram comparadas pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade ($p < 0,05$). Optou-se pelo teste de Duncan para esta analise devido ao fato de um menor rigor em sua comparação, chegando-se a resultados mais detalhados e descriminando a diferença entre os tratamentos.

Utilizou-se os testes de Bartlett e Shapiro-Will para pressupor a homogeneidade de variâncias e normalidade dos dados, respectivamente. As variáveis sofreram transformações Box-Cox quando necessário.

Todos os dados foram avaliados pelo software ASSISTAT versão 7.7 (SILVA; AZEVEDO, 2016), e s gráficos elaborados com auxílio do programa SigmaPlot 10.

4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 – Fertilidade do solo

Os resultados das análises químicas de solo da profundidade 0-20 cm para pH, matéria orgânica (MO), acidez trocável (H+Al), macronutrientes e micronutrientes estão apresentados no quadro 7 e representados graficamente nos sub-tópicos que seguem.

4.1.1 – pH, matéria orgânica e acidez potencial

4.1.1.1 – pH

De uma forma geral o pH apresentou-se dentro do intervalo 5 a 6, com pequenas variações dentro de cada tratamento (Figura 5). O tratamento T2, a qual havia maior quantidade de N mineral, e o tratamento Controle proporcionaram uma pequena elevação do pH com relação aos resultados de caracterização da área. Esperava-se uma diminuição do pH em T2, visto o elevado aporte de nitrogênio e ao processo de nitrificação realizado por bactérias do solo, as quais oxidam o N de formas amoniacais em nitratos, com liberação de H^+ durante o processo, acidificando o solo (CANTARELLA, 2007).

Quadro 7 – Resultado da análise de solo nos tratamentos envolvendo LE e fertilizantes minerais, na profundidade de 0-20 cm, 12 meses após a aplicação do LE. Letras iguais em cada coluna não exibem diferença estatística pelo teste de Tukey, $p < 0,05$

Tratamento	**pH**	**MO**	**P**	**S**	**K**	**Ca**	**Mg**	**H+Al**	**Al $^{+3}$**
	$CaCl_2$		**resina**	**SO_4**					
		g dm^{-3}	-- mg dm^{-3} --		---------- $mmol_c$ dm^{-3} ----------				
T1 CONTROLE	5,7a	23,59d	9,08d	6,19ab	0,01c	28,02ab	1,36b	17,72 ^{ns}	0,58a
T2 SUZANO	5,6a	26,48cd	28,72b	7,09a	0,47b	26,11ab	4,07ab	17,44 ^{ns}	0,53ab
T3 SP	5,1b	25,84cd	20,47c	6,93a	0,47b	21,22c	3,74b	21,93 ^{ns}	0,45ab
T4 LE50P83	5,1b	28,57c	20,53c	5,54b	0,54b	26,30ab	1,72b	20,25 ^{ns}	0,58a
T5 LE100P66	5,2b	38,28b	43,09a	6,99a	0,94a	24,79bc	3,74ab	19,38 ^{ns}	0,25b
T6 LE100	5,2b	36,27b	31,12b	6,51ab	0,83a	27,30ab	2,26b	20,41 ^{ns}	0,43ab
T7 LE150	5,8a	45,42a	38,30a	5,38b	0,84a	29,39a	6,69a	15,29 ^{ns}	0,35ab
C.V. (%)	1,8	6,2	11,1	7,6	8,3	7,52	14,9	17,1	29,3

Continua

Continuação

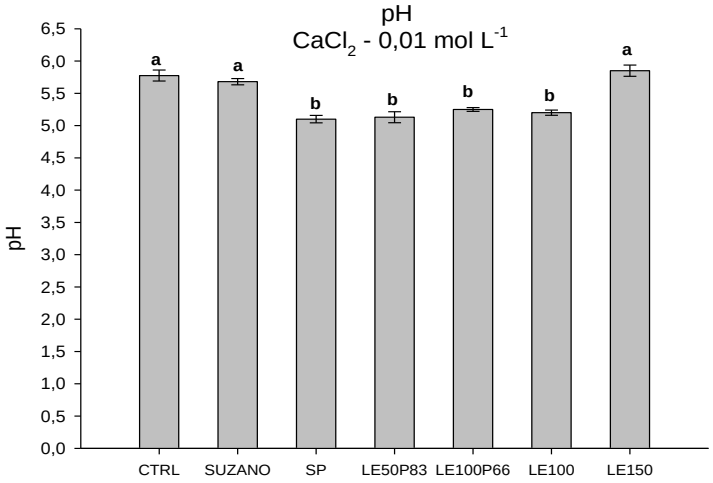
Tratamento	SB	CTC(T)	V	m	Cu	Fe	Zn	Mn	B
					----------DTPA----------				Agua quente
	--mmol$_c$ dm^{-3}-		-----%-----		---------- mg dm^{-3} ----------				
T1 CONTROLE	36,41	54,13	67,26	1,57	0,41d	21,2b	2,10b	10,1ab	0,59d
T2 SUZANO	41,77	59,21	70,55	1,25	1,82a	30,97a	4,65ab	10,42a	1,62a
T3 SP	25,09	47,02	53,36	1,76	1,09bc	28,27ab	4,57ab	10,55a	1,53ab
T4 LE50P83	21,64	41,89	51,66	2,61	0,75bc	24,29ab	3,18ab	8,82abc	1,23bc
T5 LE100P66	29,34	48,72	60,22	0,84	1,56ab	26,68ab	4,75a	8,78abc	1,41abc
T6 LE100	22,07	42,48	51,95	1,91	1,73a	28,67ab	5,63a	8,33bc	1,13c
T7 LE150	48,47	63,76	76,02	0,72	1,74a	20,67b	5,02a	7,0c	1,34abc
C.V. (%)					16,3	14,6	26,4	9,8	15,4

Nota: Análise química do solo LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (LVAd) de textura média-leve segundo Raij et al. (2001). MO = matéria orgânica; H+Al = Acidez trocável; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; V = saturação por bases (cátions não ácidos); m = saturação por alumínio; C.V. (%) = coeficiente de variação expresso em porcentagem.

Geralmente, os solos apresentam limitações de carbono, e nestas condições o amônio é consumido pelos nitrificadores e oxidado a NO_2^- e posteriormente a NO_3^-. Durante este processo, há liberação de $2H^+$ oriundo das reações químicas, elevando assim a acidez do solo. Porém, devido ao crescimento rápido das plantas de eucalipto, e ao fato do parcelamento das fertilizações, o nutriente ficou pouco disponível o solo para transformações, sendo rapidamente absorvido pelo sistema radicular das arvores durante seu rápido crescimento.

Gonçalves, (2010) relata que existe um forte efeito inibitório do processo de nitrificação sobre áreas com florestas plantadas, sendo a magnitude deste processo pequena quando comparada com áreas agrícolas. Este fato é reportado principalmente a grande taxa de absorção de NH_4^+ pelas arvores, fazendo referência de que, em áreas florestais, as fertilizações alteram por pouco tempo o teor do nutriente no solo, mas causam expressivos aumentos dos teores na planta, fertilizando desta forma a arvore, e não o solo.

Figura 5 - Resultados da análise de pH, expressos graficamente. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente uma das outras pelo teste de Tukey (*p<0,05*)



A dose de 150% de LE, a qual proporcionou a maior elevação de pH das parcelas experimentais, refletiu em aumento de 7,4% com relação ao pH de caracterização do solo da área experimental, e seu elevado valor pode ser atribuído a amostragem sobre a faixa de aplicação do LE, e pela elevada concentração de Ca do resíduo. Os outros quatro tratamentos tiveram redução do pH em 5,5% para T3 e T4 e de 3,7% em T5 e T6, com suas médias diferenciadas estatisticamente dos outros tratamentos. Apesar destes atributos, as doses de LE ou fertilizantes minerais não reduziram ou elevaram o pH a patamares fora do aceitável para a instalação e condução da agricultura, de uma forma geral.

Há registros na literatura de que, comumente, aplicações de lodo de esgoto elevam o pH do solo quando da adição de cal no resíduo para sua estabilização (OLIVEIRA, 1995; DA SILVA et al., 1998). Uma referência a este fator pode ser citada no trabalho de Ferraz (2009) que avaliando a ciclagem de nutrientes em povoamento de eucalipto, observou que sob aplicação de LE, o pH da camada mais superficial foi elevado em cerca de duas unidades. Neste estudo, o autor atribui este efeito à adição de cal ao lodo para sua estabilização, o qual também teve funcionalidade como corretivo de solo. No entanto, a forma de estabilização de LE aplicados nesta pesquisa não se deu pela aplicação de cal, e sim de polieletrólitos, o que pode diminuir a característica de elevação de pH do solo pela aplicação deste resíduo. Com isso, os tratamentos envolvendo LE tiveram uma pequena redução em suas unidades de pH, o que pode ser explicado pela reação de produção de H^+, ácidos orgânicos e inorgânicos, como H_2SO_4 e HNO_3 em decorrência da decomposição e humificação da matéria orgânica presente

no LE e pela atividade da microbiota do solo na oxidação do N (GALDOS; DE MARIA; CAMARGO, 2004). Foi possível visualizar este efeito no estudo logo após 12 meses da aplicação do LE, o qual se prolonga quando da avaliação de longo prazo do resíduo no solo.

Tsadilas et al. (1995) avaliando experimentos de vaso envolvendo LE, notaram redução do pH, de 7,4 a 7,1 e atribuíram este efeito à nitrificação do resíduo, pelo maior aporte de N. Já Dahlin et al. (1997) avaliado os atributos do solo após vinte e três anos de uma aplicação única de LE também observaram redução do pH no solo amostrado, de 6,1 para 5,8, refletindo os mesmos fatores já citados anteriormente.

Bezerra et al. (2002) estudando a aplicação de LE em revegetação de áreas degradadas concluíram que independente das doses aplicadas do resíduo sem adição de cal, o pH foi reduzido significativamente. Brady e Weil (2013b) estudando os efeitos da aplicação de LE no solo, concluiu que após seis anos, o resíduo também proporcionou acidificação do solo avaliado.

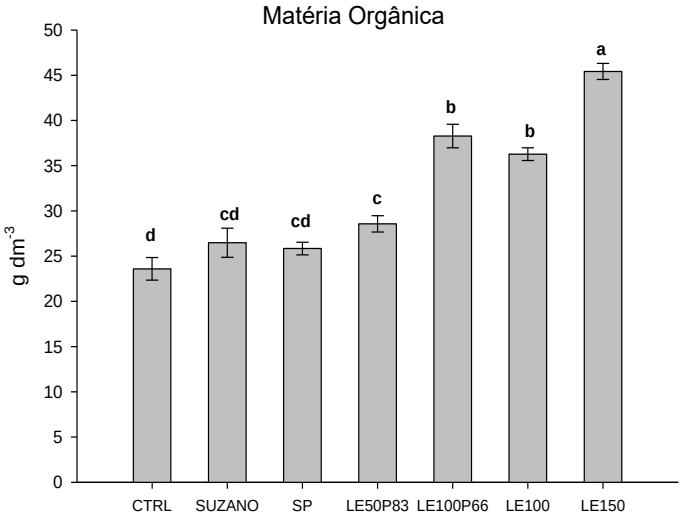
Avaliando uma mesma área experimental de silvicultura sob sistema de condução de talhadia e após oito anos da aplicação de LE, Ferraz (2013) observou que o pH das parcelas experimentais que receberam o resíduo não caleado possuía valores menores que aquelas que haviam recebido fertilizações minerais em decorrência da oxidação de sulfitos e produção e ácidos orgânicos, corroborando assim com os resultados obtidos. Ressalta-se que o LE utilizado no estudo em questão também fora estabilizado com polieletrólitos. Ainda neste quesito, Florentino (2016) avaliando o efeito residual de diferentes doses de LE seco e úmido condicionado com polieletrólitos em cultivos de eucalipto concluíram que diminuições do pH nas parcelas experimentais ocorreram com doses acima de 10 t ha^{-1}, independente do teor de umidade do resíduo, corroborando com a afirmação da redução de pH. Esperava-se este efeito de acidificação nos tratamentos com LE devido a elevada quantidade aplicada, e pelo teor de N que pode ser convertido de NH_4^+ para NO_3^- contribuindo assim na acidificação do solo (WHITEHEAD, 2000). A alteração do pH do solo após a aplicação de LE tem sido apontada na literatura e atribuída a natureza química de cada resíduo utilizado (alcalino ou ácido) (NAVAS; BERMUDES; MACHIN, 1998).

4.1.1.2 – Matéria Orgânica

Os resultados nas análises de matéria orgânica (MO) mostraram-se elevados após o intervalo de 12 meses da coleta de solo para caracterização da área (Figura 6).

Com relação a este resultado, evidenciou-se que o tratamento controle, mesmo sem aplicação de nenhum fertilizante ou resíduo, teve o teor de MO com valor duas vezes maior ao resultado de caracterização, com aumento percentual de 122,9%.

Figura 6 - Resultados das análises de matéria orgânica (MO) expressos graficamente. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente uma das outras pelo teste de Tukey (*p<0,05*).



Os tratamentos T2 e T3 relativos as fertilizações minerais não exibiram diferenças estatísticas significativas, mas obtiveram aumento de 142,6% e 144,2% respectivamente em relação ao resultado de caracterização da área. Os tratamentos envolvendo LE tiveram os seguintes aumentos respectivos para T4, T5 e T6: 170%, 261,8% e 242,8%. O tratamento T7, representado pela maior dose de LE (150%), obteve aumento de três vezes com relação ao resultado de caracterização do solo, exibindo acréscimo de 329,3%. Com isso, o teor de MO no solo foi proporcional ao aumento das aplicações nas doses de LE, uma vez que o carbono orgânico constitui grande fração do resíduo, com cerca de 16,6%. Os tratamentos foram interpretados como teores médios de MO entre T1 a T4, e alto de T5 a T7 para solos florestais (GONÇALVES, 2010). Comparado ao tratamento controle, os tratamentos envolvendo LE

tiveram elevação de 21,2%, para a dose de 50% de LE, 57% e 62% para as doses de 100% de LE, e quase dobrou com a dose de 150% de LE, chegando a 92,5% de aumento.

Em T1 observou-se aumento mais que o dobro da quantidade de MO do solo, e tal fato é atribuído a ciclagem biogeoquímica através da decomposição dos restos de colheita da rotação anterior, e deposição de material vegetal como folhas e galhos, proveniente da atual rotação. O padrão de acúmulo e ciclagem é influenciado pelas condições edafoclimáticas, genótipo e manejo florestal (GONÇALVES et al., 2004), os quais podem promover diferentes dinâmicas na humificação e mineralização do material depositado.

Galdos, De Maria e Camargo (2004), com duas aplicações de no máximo 21 Mg ha^{-1} de LE com aproximadamente 30% de carbono orgânico e incorporação nos primeiros 10 cm, mensuraram que a elevação da MO do solo ocorreu na camada mais superficial coletada, 0-5 cm, em ambos os anos de aplicação do resíduo, sendo o aumento proporcional ao aporte de LE em cada aplicação. Neste sentido, a reciclagem do LE exibe benefícios para o cultivo de florestas, uma vez que a maioria das plantações florestais se localizam em solos de baixa fertilidade, necessitando de aporte de macro e micronutrientes os quais podem ser fornecidos pela MO (POGGIANI; GUEDES; BENEDETTI, 2000), podendo contribuir com um sistema mais conservador através da ciclagem biogeoquímica. Por outro lado, Silveira, Alleoni e Guilherme (2003) relatam que a lenta mineralização da matéria orgânica pode contribuir com a dessorção de formas solúveis de elementos indesejados, como os inorgânicos potencialmente tóxicos, os quais também estão presentes no LE em concentrações variadas. A matéria orgânica pode dos LE pode resistir ao processo de decomposição (MCBRIDGE, 1995). Neste cenário, espera-se uma baixa taxa de humificação do resíduo, devido as características climáticas de Boa Esperança do Sul que exibe um inverno seco com temperaturas baixas, e verões que apesar das temperaturas atingirem os 30°C com facilidade, o microclima proporcionado pela floresta diminui a temperatura relativa local, fatores estes ligados que em conjunto com a aplicação superficial do LE que diminuiu a área de contato com a comunidade microbiana, afetam diretamente na taxa de decomposição do resíduo.

Florentino (2016), avaliando o efeito residual de LE aplicado e incorporado na linha de plantio de um povoamento de eucalipto em Latossolo Vermelho-Amarelo, verificou que o efeito residual do LE na quantidade de MO no solo ainda era mensurável, mesmo após 12 anos de aplicação do resíduo. Este efeito, segundo este autor, foi perceptível em profundidade, e foi maior em comparação com os tratamentos envolvendo fertilizantes minerais e um controle isento de aplicação. Apesar deste fato, este mesmo autor relata que na menor dose de LE (10 Mg ha^{-1}), não houve efeito residual, nem de aumento de MO no solo

avaliado possivelmente devido ao fato de adição do resíduo ter promovido uma elevação na dinâmica populacional da biomassa microbiana que promoveu uma elevada no substrato LE, proporcionando redução do estoque deste componente no solo. Este mesmo autor mostra em seus resultados que as parcelas controle isentas de qualquer aplicação, também teve seu teor de MO elevada, corroborando com a evidência de deposição, ciclagem e humificação da serapilheira. Ao final da rotação de 7 anos, sob incremento anual de $40m^3$ ha^{-1} ano^{-1} um hectare pode ter deposição de material vegetal proveniente do eucalipto de cerca de 7,8 Mg, sendo divididos em 4,68 Mg folhas e 3,12 Mg de galhos (GONÇALVES, 2010).

A adição da matéria orgânica proveniente do LE tem importância direta na dinâmica do potencial produtivo dos solos, pelo aumento do C orgânico e efeito positivo nas propriedades químicas e físicas, promovendo o aumento de cargas negativas no solo pela desprotonação de seus grupamentos fenólicos e carboxílicos, além da possibilidade de enriquecimento do estoque nutricional pela adsorção a MO de outros elementos benéficos (SILVA et al., 2008).

4.1.1.3 – Acidez potencial (H+Al)

Os resultados para acidez potencial (H+Al), não apresentaram diferenças estatísticas significativas dentre os tratamentos estudados (Figura 7). Com relação ao resultado de caracterização obtido antes da instalação do experimento, os tratamentos T1 e T2 tiveram redução deste compartimento em 3,43% e 4,95% respectivamente. O tratamento T3 apesar de proporcionar o maior aumento para a acidez trocável, 19,5%, ainda assim não se diferenciou de qualquer outro tratamento. Os tratamentos T4, T5 e T6 proporcionaram elevações nos percentuais de 10,35%, 5,61% e 11,22% respectivamente, e a maior dose de LE correspondente ao T7 proporcionou a maior redução de acidez trocável em suas parcelas, com valores de 16,67%.

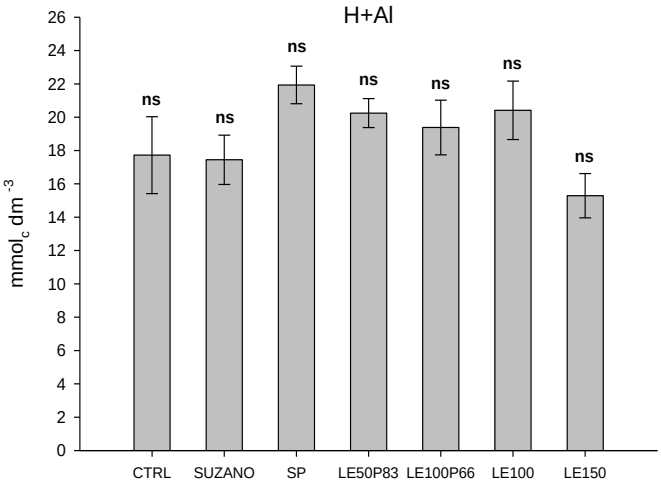
Florentino (2016) estudando o efeito residual em aplicações de LE em dois tipos de solos em um experimento de longa duração evidenciou que a acidez trocável, apesar de modificada ao longo do tempo pelas aplicações de doses de LE úmidos e secos com relação aos dados de caracterização da área experimental, também não evidenciaram diferenças estatísticas entre os valores observados nos tipos e doses de LE aplicados. De uma forma geral, houve redução da acidez trocável em T1, T2 e T7, e nos outros tratamentos, a elevação

foi pequena, menor que o esperado após o período compreendido entre as aplicações de fertilizantes e LE.

A dinâmica de acidificação pelo compartimento trocável está principalmente associada com íons de alumínio e hidrogênio trocáveis, que estão presentes nos solos ácidos, e podem ser liberados para a solução do solo (BRADY; WEIL, 2013c).

O teor de matéria orgânica influencia a acidez trocável, aquela podendo contribuir para a liberação de íons H^+ através de seus grupamentos químicos, podendo elevar a acidez. Porém, também contribui para a retenções de diversos íons e para o aumento do tamponamento das concentrações de H^+ na solução do solo (CANELLAS; SANTOS; SOBRINHO, 1999).

Figura 7 - Resultados da análise de acidez trocável (H+Al) expressos graficamente. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente uma das outras pelo teste de Tukey (p<0,05).



Além do LE aplicado nas faixas onde as amostras de solo foram coletadas, a deposição de folhedo pelas arvores e sua decomposição contribuem no estoque de MO deste solo em questão, proporcionando ausência de diferenças significativas entre os tratamentos, mesmo naqueles onde não houve aplicação de LE. A concentração de Ca^{2+} presente no LE pode ter sido fator na reação de neutralização do Al^{3+}, diminuindo assim sua solubilidade pela precipitação em $Al(OH)_2^+$ (ROSSIELLO; NETO, 2006), proporcionando a não significância dos resultados obtidos.

4.1.2 – Macronutrientes - Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio e Enxofre

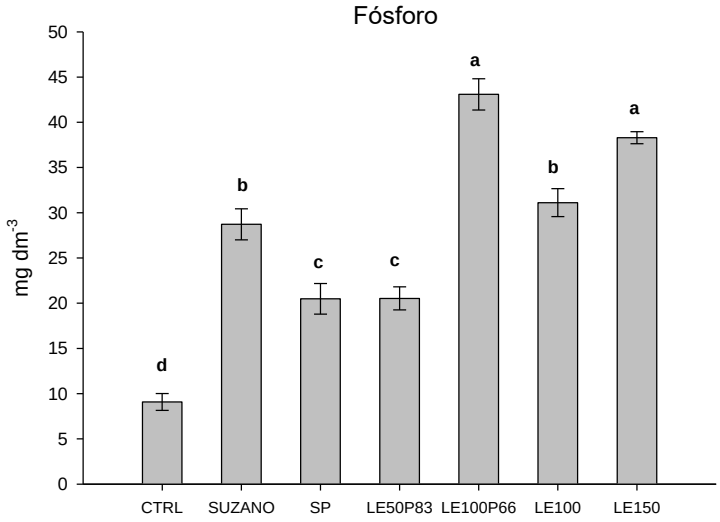
Os resultados obtidos através da análise de fertilidade do solo para os macronutrientes fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre estão expressos no Quadro 7, no início deste capítulo, e suas representações gráficas estão exemplificadas nos sub-tópicos a seguir.

4.1.2.1 – Fósforo

Para o P, o resultado da análise química de solo demonstrou que todos os tratamentos elevaram o teor deste elemento no solo, evidenciando níveis altos na classe de interpretação da fertilidade de solo para cultivo de eucalipto, sendo todos os resultados maiores que 8 mg dm^{-3}, limite inferior da classificação alta (Figura 8). Com relação ao resultado de análise de caracterização química da área antes de implantação do experimento, evidenciou-se elevações em todos os tratamentos, sendo que as aplicações isoladas de LE e complementadas com fertilizantes minerais se igualaram ou foram superiores as aplicações isoladas de fertilizantes minerais, evidenciando o potencial de substituição ou complementação dos fertilizantes minerais pelo resíduo, sob critérios técnicos de recomendação.

O tratamento T1 refletiu o menor valor encontrado nas análises, e apesar de não ter recebido qualquer aplicação orgânica ou mineral, apresentou elevação do teor de P extraível pela resina no solo, na ordem de 61,8% com relação ao resultado de caracterização do solo aos doze meses após a aplicação do LE e 18 meses das aplicações de fosfato mineral, possivelmente devido a mineralização das formas orgânicas de P, que são formas majoritárias deste elemento sob plantios florestais, pouco perturbados (GONÇALVES, 2010).

Figura 8 - Resultados das análises de macronutrientes Fósforo (P), expresso graficamente. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente uma das outras pelo teste de Tukey (*p<0,05*).



Desta forma, Cunha et al. (2007) avaliando a disponibilidade de P em solos sob pastagens e florestas naturais concluíram que as formas orgânicas eram predominantes em florestas quando avaliado o P-total de cada local, e atribui isso a ciclagem biogeoquímica da floresta, sob aporte de material vegetal sobre o solo evidenciando a cobertura vegetal como fator determinante para este quesito, visto a maior ciclagem de carbono e nutrientes, condicionando assim uma elevação no acumulo de formas orgânicas de P. Com isto, parte do P nas florestas permanece na forma de compostos orgânicos, protegidos, sob algum mecanismo, da competição exercida pela fase mineral do solo (NOVAIS; SMYTH, 1999). Ainda sobre este parâmetro, Gonçalves et al., (1997) relata que entre o sétimo e oitavo ano de rotação de um povoamento de *Eucalyptus grandis*, foi depositado sobre o solo aproximadamente 2,4 kg ha^{-1} ano^{-1} de P via serapilheira, o que pode ser considerado como um estoque nutricional para o povoamento, porém, a dinâmica de acumulo de nutrientes durante a rotação e sua disponibilidade varia de acordo com o elemento (LACLAU; BOUILLET; RANGER, 2000).

Já as fertilizações minerais, refletiram aumentos de 411% em T2 e 264% em T3. Para os tratamentos envolvendo LE e complementados com fertilizantes, os aumentos foram da ordem de 265% para T4, 675% para T5, 454% em T6 e 575% na maior dose de LE, em T7.

O aumento da disponibilidade de P nos demais tratamentos possui estreita relação com o teor deste elemento no resíduo, de aproximadamente 3%, e do STP, que possui elevado teor de P_2O_5 (43-45%) com maior solubilidade. Avaliando primeiramente as diferenças entre T2 e T3 sendo estes os tratamentos minerais isolados, percebe-se que as diferenças refletiram as quantidades aplicadas, T2 sendo maior que T3, uma vez que o fertilizante STP foi o mesmo para ambos. Outro fator que pode ter influenciado na maior disponibilidade deste tratamento foi o fator pH. Apesar de ambos os tratamentos se encontrarem sob a faixa de neutralidade, entre 4,8 e 7,4 (ABREU JUNIOR et al., 2000), as diferenças entre as unidades pH, apesar de pequenas, podem ter influenciado a disponibilidade de P nestes tratamentos. Neste sentido, Abreu Junior, Muraoka e Oliveira (2002) estudando a aplicação de resíduos na agricultura, visualizaram aumento da disponibilidade de P em diversos solos tratados com composto de lixo urbano, e atribuíram este acréscimo aos mesmos fatores evidenciados neste estudo. Além do teor do elemento contido no composto, e do fator pH na faixa de neutralidade, tais autores atribuem esta disponibilidade ao aporte de matéria orgânica, que é capaz de recobrir os sítios de adsorção de P nos bordos os óxidos de ferro e alumínio, diminuindo a fixação e precipitação do elemento (NOVAIS; SMYTH, 1999). Segundo tais autores, todos os solos tiveram o teor de P elevado pela aplicação envolvendo composto de lixo, calcário e adubo. Estas observações corroboram com os dados evidenciados para os tratamentos envolvendo a aplicação de LE.

Os tratamentos T5 e T7 se diferenciaram de todos os outros tratamentos, sendo os maiores resultados. Ainda neste quesito, T5 apresentou a maior média entre todos os tratamentos, possivelmente devido ao elevado teor de P contido no LE na aplicação de 100% da dose pela recomendação de N, além de 66% de fertilização mineral utilizando fertilizante de maior solubilidade. Elliot et al. (2002) comentam que o LE pode adsorver o P de maior solubilidade no solo pela formação de fosfatos de ferro e alumínio devido aos sais usados no processo de tratamento do resíduo, o que foi evidenciado por Mazur, Santos e Velloso, (1983) que notaram diminuição do P disponível no solo pela aplicação de composto de lixo urbano e TSP, atribuindo este efeito a formação de fosfatos de baixa solubilidade. Apesar destas considerações, um fato que pode ter sido essencial para a elevada disponibilidade de P, foi a aplicação localizada do fertilizante mineral e em faixa do resíduo, o que promoveu uma diferença espacial entre as fontes nutricionais diminuindo a precipitação e elevando a disponibilidade no solo deste elemento.

Oliveira et al. (1995) aplicando doses de LE complementado com fertilizantes minerais em Latossolo, concluíram que a absorção de P por plantas de sorgo foi proporcional a elevação das doses de LE dos tratamentos, e que a quantidade de matéria orgânica presente no LE foi fator que contribuiu na maior disponibilidade deste elemento no solo.

Aplicando doses de 1,5; 3 e 6 Mg ha^{-1} de LE com base no teor de P do resíduo e incorporado aos 20cm em um Latossolo Vermelho distroférrico sob cultivo de soja inoculado com rizobacterias ou não, Vieira et al. (2005) avaliaram o efeito da aplicação do resíduo no cultivo da oleaginosa e seu efeito residual em semeadura subsequente. No primeiro ano de cultivo, o solo foi coletado na profundidade 0-20cm aos 69 e 85 dias após a emergência das plântulas no primeiro cultivo e aos 32 e 71 dias após a emergência da cultura, na mesma profundidade no segundo cultivo. Os autores afirmaram que as maiores doses de P no solo, avaliadas na primeira coleta aos 69 dias, foram provenientes dos tratamentos envolvendo LE, porem que não houve efeito de aumento ou decréscimo com relação as doses aplicadas. Já na segunda coleta, aos 85 dias, houve uma tendência a diminuição deste elemento em todos os tratamentos, mas que as parcelas envolvendo LE apresentavam maiores concentrações deste elemento. Durante as avaliações no segundo cultivo, estes mesmos autores concluíram que na coleta de solo aos 32 dias não houve diferença entre os tratamentos e que aos 71 dias, embora sem diferença significativa, houve diminuição da concentração de P em parcelas que não receberam LE. Apesar de um maior tempo para a coleta de solo (365 dias após a aplicação do LE em nosso experimento), ficou evidente a capacidade de suprimento de P proveniente de LE, apesar de que, no nosso estudo, o cálculo do resíduo ter sido em base-N, não levanto em conta o elevado aporte de P proveniente do resíduo.

Ferraz (2013) estudando os efeitos residuais da aplicação de LE em 1998 enfatiza que o tratamento envolvendo LE obteve a maior elevação na extração de P no solo pela resina quando comparado com um controle e um tratamento sob fertilizantes minerais. Este autor enfatiza que a elevação ocorreu na camada mais superficial do solo coletado, 0-5cm, local da aplicação do LE devido ao teor do elemento no resíduo, e ao cálculo de recomendação que leva em conta apenas o critério do N.

Estudando o efeito residual de 12 anos de aplicação de LE, em solos florestais Florentino (2016) observou disponibilidade de P proporcional ao aumento das doses de resíduo aplicada, e que parcelas que receberam a maior dosagem de LE, independente se úmido ou seco, obtiveram os maiores resultados de disponibilidade de P extraído pela resina trocadora de íons. Este mesmo autor relata que tal efeito é pronunciado na camada superficial de análise 0-5cm, local de aplicação do resíduo, e com maior aporte de matéria orgânica.

A liberação de P do LE depende de dois fatores: a origem do LE e seu tipo de tratamento, e do tipo do solo sob aplicação (MAZZARINO et al., 1998). A disponibilidade de P em um solo com fração elevada de areia, e baixa fração de argila também pode influenciar na dinâmica de disponibilidade do P pelas análises químicas. No solo do estudo em questão, a argila não é predominante, com menos de 100 g kg^{-1} em todas as profundidades amostradas, o que permite uma menor fixação deste elemento e consequentemente, maior disponibilidade. O termo fixação aqui é indexado como formação de compostos insolúveis ou precipitação do elemento, o que o torna mais indisponível para as plantas (ALCARDE; GUIDOLIN; LOPES, 1991; RAIJ, 2011), e a quantidade adsorvida é proporcional a quantidade de argila em um solo, como demonstrado por Falcão e Silva (2004), assim como maior ocorrência de óxidos de ferro e alumínio na fração argila (RAIJ, 2011). Neste estudo, a aplicação tanto do LE em faixas e principalmente do fertilizante mineral de forma localizada nos primeiros 10 centímetros de profundidade, diminuiu o contato da fonte solúvel de P com o solo, proporcionando maior disponibilidade do elemento (LEITE et al., 2006), devido a textura leve do solo em questão, e a elevada quantidade de matéria orgânica presente neste horizonte, e aportada junto com o resíduo.

Diante destes resultados, pode-se afirmar que a complementação de fertilizantes minerais fosfatados, quando do uso do LE de forma técnica, promove maiores teores disponíveis de P no solo e consequentemente para a planta, quando comparado ao suprimento isolado de fertilizantes minerais.

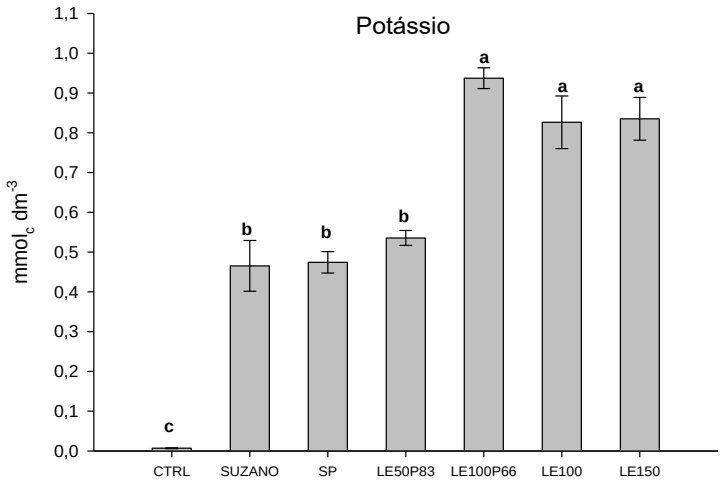
4.1.2.2 – Potássio

Os resultados das análises mostraram que o potássio (K^+) apresentou classes de interpretação de fertilidade do solo, segundo Gonçalves (2010), variando de muito baixo nos tratamentos minerais e na dosagem de 50% de LE, a baixo, nos demais tratamentos envolvendo LE (Figura 9). No entanto, no tratamento controle, praticamente não houve recuperação do K. Este fator pode estar relacionado com a ausência de adubação potássica neste tratamento, absorção do estoque já existente no solo pelas plantas e lixiviação do elemento. Para este tratamento, a redução do estoque de K^+ no solo alcançou a ordem de 97,5%, sendo a maior diferença significativa.

Os tratamentos minerais, T2 e T3, tiveram o mesmo valor de aumento do estoque no solo, de 17,5%. Os tratamentos envolvendo LE obtiveram os aumentos mais significativos.

Apesar do tratamento T4 com aplicação de 50% da dose de LE ter refletido aumento de 35% com relação à caracterização da área experimental, não houve diferença significativa deste tratamento com as fertilizações minerais. Já os tratamentos com doses superiores de LE exibiram aumento significativo de 135% para T5, 107,5% para T6 e 110% para T7, representando assim as maiores médias significativas perante os demais tratamentos.

Figura 9 - Resultados das análises do macronutrientes potássio (K^+) expresso graficamente. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente uma das outras pelo teste de Tukey (*p<0,05*).



Apenas uma pequena porção de todo K encontra-se na solução do solo. A maior parte deste elemento (98%) encontra-se nas estruturas dos minerais primários e secundários, denominado de K estrutural, e somente é liberado para a solução quando do intemperismo. Como este fenômeno é lento, as quantidades liberadas são pequenas e em alguns casos, insuficiente para suprir a demanda das plantas, sendo mais importante para as espécies florestais que tem exigência nutricional a médio-longo prazo. A medida que a concentração deste elemento vai diminuindo na solução do solo, ocorre um aumento da contribuição das frações trocável e estrutural para a nutrição vegetal, porém a fração estrutural não é evidenciada nas análises de solo uma vez que os extratores analíticos não quantificam esta fração (ERNANI; ALMEIDA; SANTOS, 2007).

Alguns fatores podem influenciar a disponibilidade de K no solo e sua absorção: O pH influencia o crescimento e desenvolvimento radicular, porem para o eucalipto, além da tolerância ao Al^{+3} e desenvolvimento radicular em pH mais baixos, durante o crescimento inicial das plantas é alocado grande parte de carbono para a síntese de raízes, para posterior formação da parte aérea (GONÇALVES, 2010). Com isso, o sistema radicular destas plantas explora grandes volumes de solo, diferente das culturas agrícolas. A lixiviação, que consiste no movimento vertical dos íons no perfil do solo, também pode influenciar a disponibilidade de K, porém este fator pode fazer referência sob regimes de elevadas precipitações hídricas, e que podem ocorrer no início do desenvolvimento das culturas, quando seus sistemas radiculares estão ainda sob desenvolvimento (ERNANI; ALMEIDA; SANTOS, 2007). Estes acontecimentos podem justificar a baixa quantidade recuperável de K em T1, onde não houve suprimento e o aporte foi realizado apelas pela decomposição do material vegetal depositado sobre o solo através do ciclo biogeoquímico das plantas de eucalipto. Apesar do valor critico de disponibilidade deste elemento no solo, não foi evidenciado nenhum tipo de sintoma visual foliar de deficiência para este elemento. Com o crescimento das arvores, principalmente quando cultivadas em solos de baixa fertilidade, a importância da ciclagem de nutrientes, mais especifica a ciclagem bioquímica do K, tende a se tornar mais efetiva que a própria absorção radicular (PRITCHETT, 1979).

Oliveira et al. (1995), aplicando doses correspondentes a 5, 10, 15 e 20 Mg ha^{-1} de LE em vasos contendo sorgo granífero, concluíram que não houve diferença na absorção deste elemento pelas plantas, mas que se faz necessário a complementação potássica para o uso do LE com finalidade de nutrição das plantas, o que também é sugerido por Linden et al. (1983) e Nogueira et al. (2013).

Apesar de Ferraz (2016) enfatizar que, devido ao uso, colheita e consequente exportação, a aplicação de LE em solos pobres neste nutriente é insuficiente para mantes níveis adequados de K no solo para demanda do eucalipto devido à sua baixa concentração no resíduo. Na MO, componente majoritário dos LE, o K se restringe a fração viva, não integrando nenhum composto orgânico estável ou fração abiótica, sendo, portanto, lavado após a morte celular (ERNANI; ALMEIDA; SANTOS, 2007). Neste estudo, o autor utilizou um resíduo com cerca de 1,6 g kg^{-1} de K, com uma dosagem de 18 Mg ha^{-1}. Florentino (2016) também concorda com tais fatos, onde seus estudos de dinâmica residual de LE sobre a fertilidade do solo e produtividade do eucalipto, a condução da floresta só foi possível pela adição de K às parcelas envolvendo LE.

De uma forma geral, LE apresentam baixa concentração de K, e devido a seu caráter solúvel tende a ser lixiviado quando da sua aplicação no solo (ROSOLEM et al., 2006), principalmente naqueles que apresentam textura arenosa (GONÇALVES, 2010), porém há de ser levado em consideração a origem do LE e concentração de cada elemento no resíduo para melhores recomendações técnicas.

Na contramão do exposto por estes autores os quais aplicaram resíduo com baixa concentração de K, os tratamentos que indicaram maiores teores no fornecimento de K para o solo foram justamente os que tiveram aplicação de LE, uma vez que a complementação potássica foi a mesma em todos os tratamentos (165 kg ha^{-1} de K_2O fornecidos como KCl), com exceção de T2 (101 kg ha^{-1} de K_2O fornecidos como KCl) e T1 (controle). Este fato se deve a elevada concentração deste elemento no resíduo, com cerca de 19,6 g kg^{-1} ou aproximadamente 2%, e ao aporte de matéria orgânica proveniente do próprio LE, a qual permite a adsorção de cátions em sua fase sólida, através da dissociação de seus grupamentos fenólicos e carboxílicos (RAIJ, 1969; DA SILVA; MENDONÇA, 2007), o que pode, provavelmente ter sido um mecanismo conservador de K no solo, evitando sua lixiviação e permitindo uma maior recuperação deste elemento pela análise química de solo e consequente disponibilidade para a absorção das plantas.

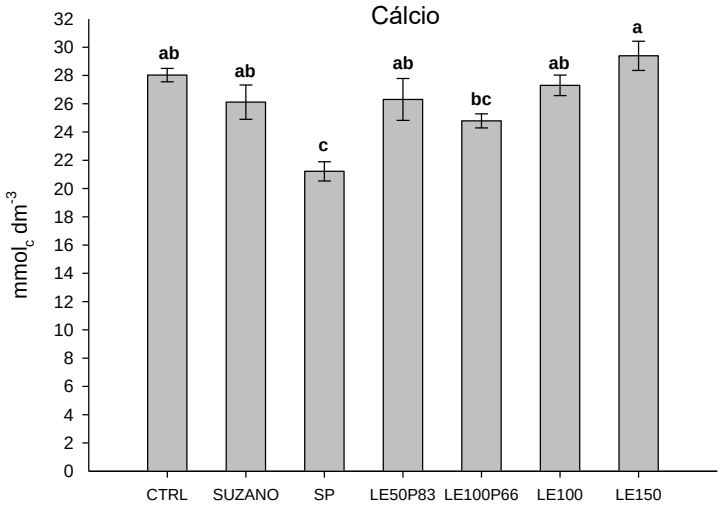
4.1.2.3 – Cálcio

Os resultados das análises para o elemento cálcio estão exibidos graficamente na Figura 10 e mostram que, com base no valor de caracterização da área experimental antes da implantação do experimento e aplicação dos tratamentos, todos os tratamentos proporcionaram elevação do teor trocável deste elemento no solo na forma trocável, todos os resultados sendo classificados como “nível alto” na classe de interpretação da fertilidade para solos florestais (GONÇALVES, 2010). Para o tratamento T1, isento de fertilizações, observou-se uma elevação de 44% para este elemento. Resultados semelhantes foram obtidos sob fertilização da Suzano (T2) o qual o acréscimo foi de 34%, T4 com elevação de 35% e T6 aumentando o caráter trocável deste elemento em 40%. Ressalta-se que não houve diferença estatística entre estes tratamentos citados.

O tratamento T5 envolvendo aplicações de LE e complementado com fertilizantes minerais apresentou uma média intermediária, com elevação de aproximadamente 28% com relação ao resultado de caracterização da área experimental. Já os valores extremos, representando o maior e menor acréscimo deste elemento no solo foram provenientes dos tratamentos T7 e T3 com aumentos de 51% e 9%, respectivamente.

Apesar de T1 não ter recebido fertilizações minerais e nem LE, seu resultado mostrou-se pertencer ao segundo maior grupo de médias classificadas estatisticamente. Isso se deve, possivelmente, pelo fato da calagem ter sido realizada em área total, não sendo excluídas as parcelas controle, uma vez que o sorteio dos tratamentos que ocupariam cada parcela foi feito anteriormente ao plantio e após esta aplicação, afim de viabilizar a atividade mecanizada. Os tratamentos envolvendo fertilizações minerais (T2 e T3) também refletiram aumento em seus resultados para Ca trocável. A atribuição deste fato pode estar associada à quantidade aplicada em cada tratamento, com diferença de 20kg, e pelo fato do fertilizante utilizado, no caso o TSP, ter em sua formulação aproximadamente 13% de Ca (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Uma vez que cada amostra de solo coletada partia de um conjunto amostrado na faixa de aplicação do LE e na cova lateral, ao lado das plantas de eucalipto, era de se esperar que os resultados destes tratamentos exibissem um acréscimo para este elemento.

Figura 10 - Resultados das análises de macronutrientes Cálcio (Ca), expresso graficamente. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente uma das outras pelo teste de Tukey ($p<0,05$)



Já os tratamentos envolvendo aplicação de LE, exibiram variações em suas classificações estatísticas. Cabe ressaltar que o LE utilizado neste experimento contava com cerca de 2% de Ca em sua composição, o que pode ter contribuído com a elevação da disponibilidade deste elemento no solo, tendo em vista as quantidades aplicadas do resíduo. Apesar de T6 contar com 100% da dose de LE aplicada e 66% da dose de P, esperar-se-ia que este tratamento tivesse, no mínimo, a mesma classificação estatística de T6 que contou com 100% da dose de LE isolada sem aplicações minerais, visto que em teoria, para T5 o aporte de Ca teria sido em concentrações mais elevadas. Apesar destas pequenas divergências, o teor de cálcio disponível no solo foi proporcional a quantidade de LE aplicado em cada tratamento.

De acordo com esta afirmativa, Oliveira et al. (1995), estudando LE como fonte de nutricional na cultura do sorgo granífero em aplicações de até 20 Mg ha^{-1} exaltaram que plantas absorveram mais Ca proporcional às doses crescentes de LE, porém no solo, não houve efeito significativo no desdobramento de doses e complementações minerais. Este autor faz referência deste efeito para as possíveis relações.

Silva (2006) estudando comparações de aporte nutricional no solo sob eucalipto aos 18 meses após aplicações de LE seco, úmido e parcelas sem aplicações verificou que, para o Ca, as amostragens das camadas superficiais das parcelas que receberam LE proporcionaram maiores elevações dos teores deste elemento no solo, quando comparados com o controle, porém se igualaram a fertilização mineral. Abaixo da profundidade 0-5 cm, o autor não observou efeito do Ca em nenhum tratamento. Quando avaliado a aplicação de LE úmido, os resultados foram equivalentes com as parcelas controle, justificado pelo autor devido ao fato da umidade atrasar a taxa de degradação e ciclagem dos nutrientes contidos no LE. De uma forma geral, os tratamentos envolvendo LE proporcionaram níveis médios na interpretação das classes de fertilidade de solos para a condução de eucalipto no estudo deste autor.

Maldonado (2009) aplicando 142 kg ha^{-1} N como 100% da recomendação nitrogenada em forma de LE (15,4 Mg ha^{-1}) e complementado com fertilizantes minerais em plantio de eucalipto sob um Latossolo-Vermelho distrófico anteriormente com 1,25 $mmol_c$ dm^{-3}, classe considerada muito baixa deste elemento para esta cultura, não evidenciou efeito significativo para o cálcio entre as camadas analisadas, até 40 cm de profundidade no curto espaço de tempo de 4 meses após aplicação. Cabe ressaltar que neste ensaio, o autor aplicou em área total 1,8 Mg ha^{-1} de calcário com cerca de 28% de CaO antes da demarcação das parcelas, e o LE utilizado continha menos de 1% de Ca, apesar de ser da mesma ETE do lodo utilizado neste ensaio. Oposto ao evidenciado em nosso estudo, este mesmo autor relata que na

avaliação de 4 meses após aplicação do LE o tratamento controle foi o que proporcionou maiores teores de Ca trocável em todas as profundidades analisadas, e que na avaliação aos 36 meses o tratamento isento de aplicações ainda proporcionava os maiores estoques de Ca no solo. A estes efeitos, o autor atribuiu que o solo estudado não proporcionou a adsorção especifica de íons na superfície dos óxidos do solo, mesmo aqueles sendo bivalentes, com força de adsorção proporcional a valência do elemento analisado (ALLEONI; MELLO; ROCHA, 2009), provocando assim a lixiviação do Ca. Condições de pH e presença de gases, como o carbônico, também podem ter influenciado a taxa de lixiviação sob a forma de $Ca(HCO_3)$, porem estas informações são discordantes com a literatura sob manejo da fertilidade em solos florestais. Gonçalves (2010) enfatiza que é muito baixa e não esperada a taxa de lixiviação nutricional em ambientes florestais devido basicamente a dois motivos: o rápido desenvolvimento radicular das plantas de eucalipto que atingem grandes profundidades em pouco tempo de desenvolvimento (3 metros em 1 ano), e a relativamente baixa quantidade de fertilizantes e nutrientes aplicados nos cultivos florestais que culminam com a rápida absorção dos íons pelas raízes.

Florentino (2016) estudando os efeitos residuais de 10, 20 e 30 Mg ha^{-1} LE úmido e seco aplicados a 12 anos na nutrição de eucalipto, notou que as maiores elevações nos teores no solo ocorreram na camada superficial 0-5 cm, e foram decaindo conforme a profundidade aumentava. Neste estudo, os efeitos residuais de 30 e 20 Mg ha^{-1} de LE seco proporcionaram os maiores aportes deste nutriente no solo, seguidos da dose de 30 Mg ha^{-1} de LE úmido, enfatizando que, mesmo após longo tempo, a mineralização dos elementos contidos no LE contribui para elevar os teores destes no solo, contribuindo com a fertilidade local.

De uma forma geral, apesar de ácidos, os solos florestais exibem elevada capacidade de troca de cátions e ânions devido ao acumulo de matéria orgânica (serapilheira) em sua superfície e em profundidade devido a biomassa radicular desenvolvida durante o crescimento vegetal a qual permanece como substrato após a colheita da madeira. Neste quesito a lixiviação de cátions não ácidos é pouco propensa, visto a dinâmica de adsorção destes nos coloides do solo com relação ao raio hidratado de cada elemento, ou valência, e a absorção radicular constante e intensa (DUWIG et al., 2003). De outra forma, em solos tropicais muito intemperizados, a troca de cátions é extremamente dependente da matéria orgânica dos solos, Uma vez que o LE tem elevada carga orgânica, seu uso no solo o torna ainda mais atrativo.

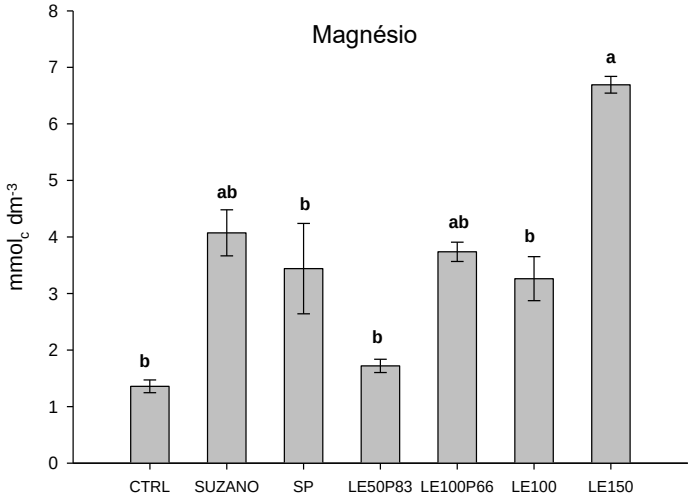
Apesar de condicionado com polieletrólitos, LE assim estabilizados podem apresentar até 10% de Ca em sua composição. Outros efeitos da aplicação de LE no solo é o “efeito mistura” (MARCIANO, 1999), o qual permite a transferência das características intrínsecas do LE para o local de sua aplicação no solo. Com isso, a fase de ciclagem nutricional do LE para o solo pode ser baseada em três fatores desenvolvidos pela microbiota do solo, sendo o primeiro a liberação nutricional por lixiviação seguida de imobilização liquida (retenção por organismos) e liberação nutricional do resíduo proporcional à perda de massa (BERG; STAAF, 1981). Neste quesito, além da calagem aplicada no solo em questão, a humificação da matéria orgânica pode ter propiciado formação de cargas negativas as quais promoveram adsorção do Ca aportado pela calagem e pela decomposição dos resíduos senescentes das próprias arvores como folhedos e galhos. Neste quesito, Gonçalves (2010) afirma que antes do final da rotação de 8 anos, um povoamento de eucalipto pode depositar sobre o solo mais de 250 kg ha^{-1} Ca.

4.1.2.4 – Magnésio

Os resultados para as análises de magnésio (Mg) (Figura 11) evidenciaram que, comparativamente ao resultado de caracterização química da área experimental, houve redução deste elemento no tratamento controle, acerca de 39% de seu estoque no solo, sendo sua classe de interpretação para solos florestais como baixo. Os tratamentos envolvendo fertilizações minerais apresentaram elevações deste elemento no solo, com concentrações na ordem de 80% em T2 e 52% para T3, sendo enquadrados na classe de interpretação média, segundo Gonçalves (2010).

Já os tratamentos envolvendo variações das doses de LE apresentaram efeito linear com o aumento da quantidade aplicada do resíduo, apresentando variações na classe de interpretação deste elemento no solo. Em T4, sob a menor aplicação de LE, a classificação foi baixa. Já em T5 e T6, apesar da mesma classificação de interpretação da fertilidade do solo (média), houve diferença estatística para estes tratamentos. T7 apresentou o maior valor numérico da disponibilidade de Mg no solo, sendo classificado como alto.

Figura 11 - Resultados das análises de Magnésio (Mg^{+2}) expressos graficamente. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente uma das outras pelo teste de Tukey a 5% (*p<0,05*).



Oliveira et al. (1995), aplicando doses crescentes de LE e avaliando a absorção elementar por plantas de sorgo, concluíram que a taxa de absorção de alguns elementos pela planta, como o Mg, foi estreitamente proporcional às quantidades do resíduo aplicadas no solo, e que a dose de 20 Mg há$^{-1}$ proporcionou a máxima absorção deste elemento. O mesmo foi relatado por Sturião et al. (2010) que, avaliando o acúmulo de nutrientes em plantas de milho sob solos com aplicação de LE concluíram que o acúmulo foi proporcional a quantidade aplicada, fazendo relação com os diferentes diâmetros dos grânulos do resíduo.

Guedes et al. (2006), trabalhando com aplicações de até 160 Mg ha^{-1} não notaram diferença nas diversas quantidades de LE aplicados em colunas experimentais contendo solo e mudas de eucalipto. Para este autor, foram encontradas maiores concentrações de Ca do que de Mg^{+2} no solo estudado sob aplicação do LE e tal fato é citado pelo autor como resultado do próprio teor elementar de cada elemento no resíduo estudado.

Ferraz (2013) avaliando o efeito residual de LE sob aplicação em dois tipos de solos sob cultivo de eucalipto não notou aumento das aplicações do resíduo para o elemento Mg^{2+}. Em todas as profundidades estudadas o resultado nunca foi superior quando comparado com a fertilização mineral aplicada em parcelas comparativas. Apenas na camada mais superficial de 0-5 cm, o teor deste elemento foi mais elevado, sendo justificado pelo autor como efeito da calagem realizada a 13 anos que ainda surte efeito na disponibilidade deste elemento no solo.

Florentino (2016) estudando o efeito residual da aplicação de LE em povoamento florestal sob um Latossolo Vermelho-Amarelo, não encontrou efeito de adição para este elemento. Neste estudo, avaliou-se a camada até 40 cm, doses de LE de até 30 Mg ha^{-1}, e o resultado encontrado para todas as profundidades foram classificados como "baixo" na interpretação da fertilidade do solo para cultivo de eucalipto.

A disponibilidade de alguns elementos sob formas trocáveis em solos tratados com LE está basicamente relacionada com o seu teor no resíduo, e conforme já citado, existe uma grande variação dos teores elementares nos resíduos, sendo relacionados com a forma de tratamento e região de coleta do esgoto. Em nosso estudo, apesar de ainda baixo o teor quando comparado com outros elementos, o Mg^{2+} teve a maior concentração em relação aos estudos aqui mencionados.

O Mg^{2+} encontra-se na solução e constituindo os agregados do solo, principalmente em minerais ricos neste elemento. Quando o LE é incorporado ao solo, ocorre um aumento da superfície de contato do resíduo com constituintes do solo, o que aumenta a taxa de degradação do LE pela microbiota do solo, aumentando assim, de forma mais acentuada, os teores trocáveis dos elementos no solo, porém, em áreas florestais é preconizado o preparo de solo na forma de cultivo mínimo, sem seu revolvimento, diminuindo assim a degradação física, química e biológica do solo (GONÇALVES, 2004). No nosso estudo, percebemos que a maior taxa de recuperação para o Mg^{2+} foi proporcional à taxa de aplicação do resíduo. As relações Ca:Mg afetam a absorção e disponibilidade destes elementos no solo, o que pode ser um problema para a maioria das culturas, porém o eucalipto apresenta tolerância a grandes relações entre estes elementos, não sendo um problema para seu desenvolvimento (GUEDES, et al., 2006).

4.1.2.5 – Enxofre

Os resultados das análises para o enxofre trocável como sulfato ($S\text{-}SO_4$) estão expressas graficamente na Figura 12. Nota-se que houve elevação do teor deste elemento no solo em todos os tratamentos, porém, sem utilização de fertilizantes que tenha S em sua composição.

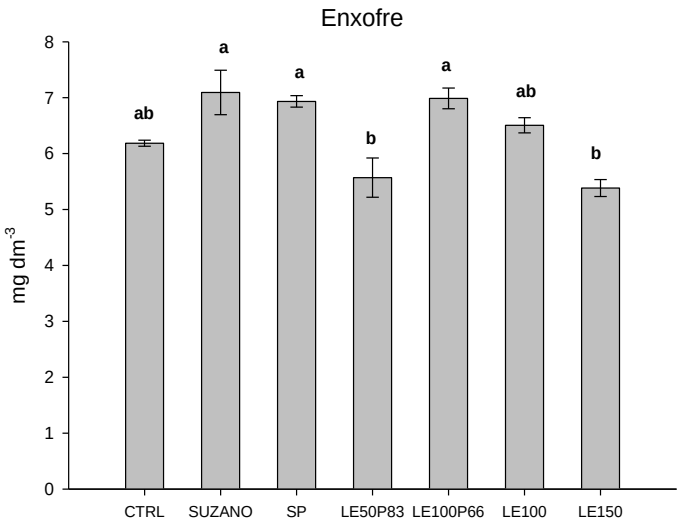
Em T1, tratamento controle, a elevação do teor de $S\text{-}SO_4$ no solo foi na ordem de 37%. Nos tratamentos com fertilizações minerais, as elevações foram superiores, na ordem de 57% para T2 e 54% para T3. Os tratamentos envolvendo as aplicações do resíduo apresentaram as

seguintes elevações de concentração deste elemento em sua forma aniônica trocável no solo: 23% em T4, 55% em T5, 45% em T6 e 19% em T7.

Nota-se que apesar de todos os tratamentos envolvendo LE proporcionarem elevações nos teores de S-SO_4 no solo equivalentes as fertilizações minerais, o aumento deste elemento não foi proporcional às doses do resíduo aplicadas no solo, uma vez que o S é o terceiro elemento de maior riqueza no resíduo utilizado neste estudo. As elevações ocorreram de forma linear entre as doses de 50% e 100% de LE complementadas com fertilizantes minerais, representados pelos tratamentos T4 e T5, respectivamente. Nas maiores doses de LE, sem complementações minerais, observou-se que conforme se aumentou a dose, menor foi a resposta no estoque deste elemento no solo. Desta forma, percebe-se que os tratamentos com LE e complementações minerais fornecem um bom estoque de S-SO4, podendo ser comparado com as fertilizações minerais, e equivalentes às mesmas, como em T5 o qual não se notou diferença estatística para os tratamentos com fertilizações minerais isolados.

Corroborando com estas informações sobre a capacidade do LE no suprimento sulfúrico Silva (2006), avaliando a fertilidade de um solo sob aplicações do resíduo, notou que houve elevação deste elemento nas parcelas tratadas com lodo, e que os maiores valores foram percebidos conforme a profundidade de coleta de solo aumentava. Este autor menciona que a concentração do elemento no resíduo é responsável pela resposta da planta e o estoque do deste nutriente no solo. Também foi evidenciado que, conforme passa o tempo, a disponibilidade deste elemento em especifico é diminuída. Aos 18 meses este autor relata que a concentração era maior do que a avaliação aos 36 meses. Neste mesmo sentido, Vaz e Gonçalves (2002) avaliando um solo sob aplicação de LE e cultivado com eucalipto, afirmam que as concentrações de S tendem a aumentar em camadas mais profundas, e que seu resultado de disponibilidade está estreitamente relacionado com a quantidade do nutriente presente na matéria orgânica do resíduo e sua taxa de mineralização

Figura 12 - Resultados das análises de Enxofre (S-SO4) expressos graficamente. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente uma das outras pelo teste de Tukey a 5% (*p<0,05*).



Apesar desta diferença entre tratamentos, não se evidenciou em nenhuma coleta ou avaliação visual clorose característica da deficiência de S. A translocação de nutrientes de tecidos senescentes para os tecidos mais jovens das arvores pode suprir grande parte de sua demanda nutricional, especialmente por nutrientes móveis no floema das plantas como o S (LANDSBERG; GOWER, 1997).

Florentino (2016) percebeu que, mesmo há 12 anos da aplicação de LE úmido e seco em plantios florestais, ainda era possível observar efeito residual para este elemento no solo, principalmente na camada mais profunda analisada, de 20-40cm. Este mesmo autor ressalta que diferenças foram constatadas entre fertilizações minerais e aplicações de LE, sendo maiores naquelas sob fornecimento mineral.

O enxofre, por se tratar de um ânion, possui pouca retenção aos coloides do solo, que possuem cargas negativas em sua maioria, ocasionando repulsão do elemento aos coloides do solo, proporcionando a lixiviação do nutriente. O pH de todos os tratamentos ficou na faixa dos 5-5,5, o que também explica maior disponibilidade de CTC no solo, contribuindo na lixiviação do sulfato. Este fato explica de forma clara porque os autores aqui referenciados encontram maiores teores deste elemento em camadas mais profundas de solo analisadas. A maior fonte de S quando se utiliza LE provem da própria MO contida no resíduo, e a mineralização dos compostos sulfurados pela microbiota do solo, uma vez que a MO é a principal fonte de S-orgânico que é convertido em formas disponíveis no solo para as plantas

(ALVAREZ V et al., 2007). A temperatura é o principal fator que promove a decomposição de LE, podendo ser aumentada a uma taxa de 1,9 vez com o aumento de 10°C. Na área estudada, facilmente a temperatura era elevada acima dos 30°C, o que pode ter contribuído na mineralização do S-orgânico presente no resíduo (GUEDES et al., 2006), principalmente da metionina (ABREU JUNIOR; MURAOKA; OLIVEIRA, 2002), uma vez que as maiores taxas de decomposição da MO nos primeiros meses pós aplicação do LE devem-se principalmente a maior disponibilidade das frações de carbono facilmente decomponíveis (VAZ; GONÇALVES, 2002).

Neste sentido, as maiores doses de LE foram as que menos proporcionaram recuperação do elemento no solo. Possivelmente durante o dinâmico processo de mineralização e disponibilização dos nutrientes do resíduo, culminou com o rápido desenvolvimento do sistema radicular das plantas de eucalipto. Neste estudo, evidenciou-se que a camada de terra coletada 0-20 cm proporcionara um estoque deste nutriente. O que pode explicar a redução do estoque nos tratamentos envolvendo LE, é que a elevada taxa de mineralização da MO com a disponibilização das frações de S, promoveu uma elevada disponibilidade do nutriente no solo, e qual foi absorvido pelas raízes das plantas de eucalipto, uma vez que este momento ocorreu nos primeiros 24 meses pós plantio, momento que a taxa de crescimento e absorção nutricional é máxima para o eucalipto. O que não foi absorvido, pode ter sido perdido por lixiviado após saturação dos poucos sítios de adsorção aniônica pelo valor de pH do solo amostrado, e por não ter tido contato próximo coma as raízes das plantas de eucalipto, o que pode explicar a baixa recuperação deste nutriente no resíduo.

4.1.3 – Micronutrientes – Boro, Cobre, Ferro, Manganês, Molibdênio e Zinco

As análises das extrações de micronutrientes na camada 0-20 cm no solo experimental sob aplicações de LE e complementações minerais estão expressas graficamente na Figura 13.

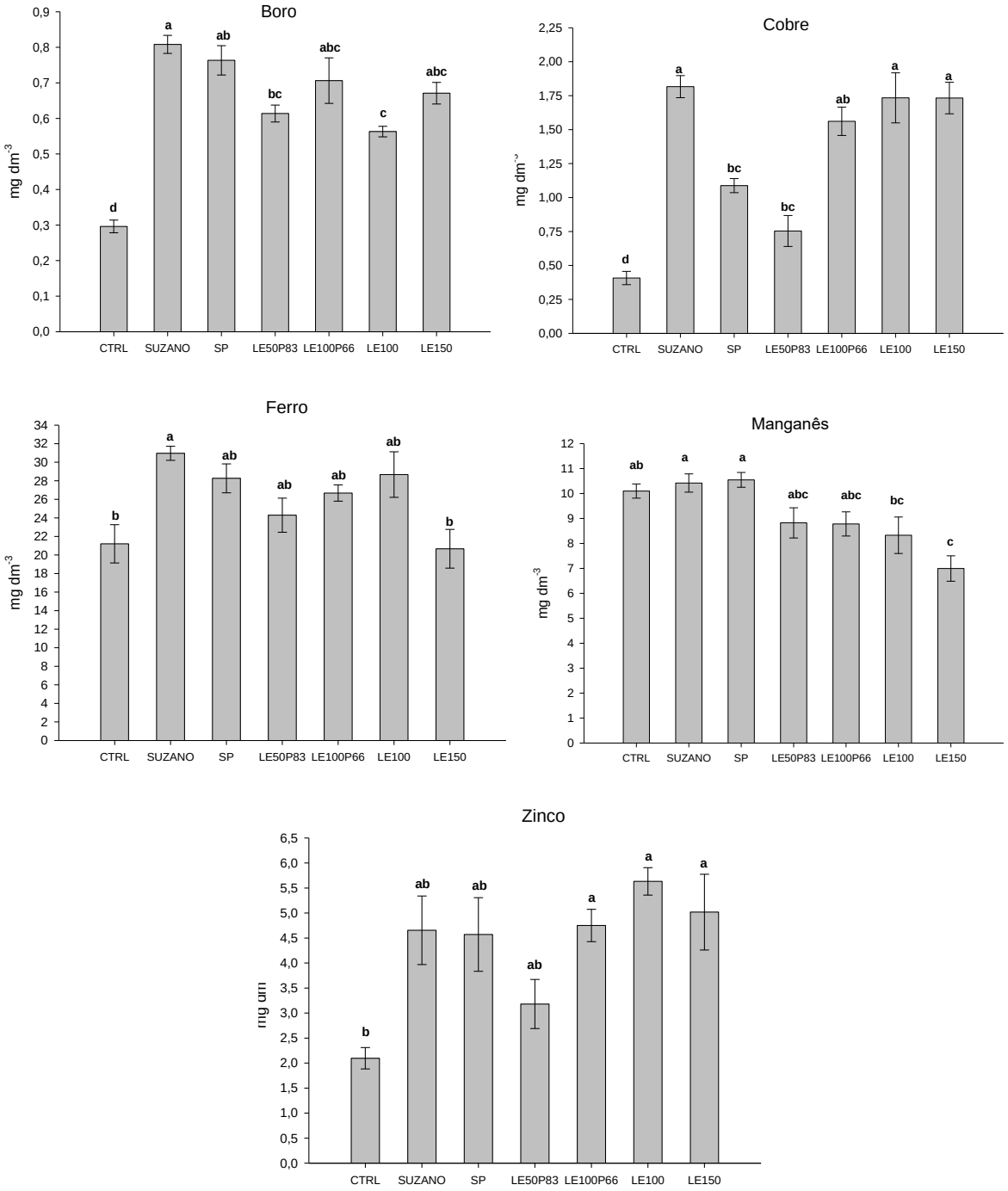
O Boro (B) apresentou elevações em todos os tratamentos com relação ao resultado de caracterização química do solo. Para T1, apesar de sem um tratamento sem fertilizações, a elevação foi da ordem de 79%, com o resultado da interpretação de fertilidade de solos florestais para este elemento como “médio”. Todos os outros tratamentos apresentaram elevações bem mais expressivas e foram classificados como “alto” na interpretação de fertilidade do solo: os tratamentos sob aplicações minerais apresentaram elevações de 390% e 363% para T2 e T3, respectivamente. Já as aplicações envolvendo LE proporcionaram

elevações de 272% em T4 e 327% para T5, 242% para T6 e 306% em T7. Ressalta-se que, com exceção de T3 que recebeu cerca de 4 kg ha^{-1} deste elemento, todos os outros tratamentos receberam 6,5 kg ha^{-1}.

Alguns autores relatam que quando da aplicação de LE, torna-se necessário a adição de alguns elementos, como o B (SILVA, 2006; FLORENTINO, 2016), uma vez que devido a sua solubilidade, é perdido durante o processo de desague do LE na ETE. No nosso estudo, percebemos que as maiores médias foram relativas aos tratamentos envolvendo fertilizações minerais isoladas, porém as aplicações do resíduo no solo apesar de proporcionarem um adequado nível para a interpretação deste elemento no solo, os resultados foram inferiores aos proporcionados pelas fertilizações minerais, evidenciando assim efeito do resíduo na dinâmica de sua disponibilização. Apesar deste fato, a significância estatística não foi evidenciada quando comparado alguns resultados entre as aplicações de LE e fertilizações minerais.

Desta forma, Silva (2006) reporta que mesmo sem significância estatística alguns tratamentos envolvendo LE foram maiores que o controle e semelhantes às fertilizações minerais. Tal observação também foi constatada por Araújo, Carmona e Tiritan (2009) que perceberam diminuição de tal elemento no solo sob as maiores aplicações de LE, com finalidade de fornecer 160 kg N ha^{-1} para forrageiras. Concordando com tais fatos, Ferraz (2013) estudando o efeito residual da aplicação de LE em uma área sob cultivo de eucalipto notou que nas análises de solo realizadas, todos os resultados envolvendo LE foram inferiores quando comparados com as fertilizações minerais, independente da dose do LE aplicado, e teor de umidade. Florentino (2016) avaliando o efeito residual das aplicações na mesma área estudada pelo autor anterior percebeu que essas diferenças já não eram mais notadas em nenhum dos tratamentos, independente da dose de LE, com complementações minerais ou a ausência de ambos. Porém Maia (2013) aplicando até 53 Mg ha^{-1} de LE notou incremento do elemento no solo em função das doses de LE aplicados, afirmando ter relação com a taxa de mineralização das frações orgânicas do resíduo e do solo.

Figura 13 – Resultados expressos graficamente das análises de boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) nos tratamentos envolvendo aplicações de LE e fertilizações minerais. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias (n=4) seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente uma das outras pelo teste de Tukey (*p<0,05*).



O B, ao contrário dos outros micronutrientes, apresenta caráter aniônico, com sua faixa de disponibilização no solo entre pH 5 a 7, as quais foram evidenciadas em todos os tratamentos. Para o tratamento controle que apresentou elevação deste elemento, este fator pode ser explicado pela ciclagem biogeoquímica das plantas com decomposição e mineralização do material vegetal, uma vez que o pH do meio pode ter favorecido para este fato. Apesar desta afirmativa, a dinâmica do B com a matéria orgânica não é bem entendida, mas pode envolver grupos hidroxilas em nos complexos orgânicos e as condições de solo e temperatura podem influenciar na modificação da matéria orgânica com disponibilização deste elemento para a absorção das plantas (ABREU et al., 2007), o que pode explicar o motivo de alguns tratamentos envolvendo LE não apresentarem significâncias estatísticas.

O micronutriente Cobre (Cu) apresentou elevações em seu teor trocável no solo com relação ao resultado de caracterização da área experimental e ao tratamento controle, em todos os tratamentos avaliados. Com relação ao controle, T2 expressou elevações da ondem de 343%, e T3 de 165%. Já para os tratamentos envolvendo aplicações de LE, as elevações foram da ordem de 83% em T4, 280% em T5, em T6 a elevação foi de 321% e de 324% para T7. Com relação a interpretação para fertilidade de solos florestais, T1 e T4 expressaram teor médio deste elemento no solo. Todos os outros tratamentos expressaram classificação alta.

Notou-se que nos tratamentos minerais as elevações foram proporcionais as quantidades deste elemento contido nas formulações dos fertilizantes, visto que em T2 foi aplicado mais de 1 kg ha^{-1}. Já nas aplicações de LE a elevação deste nutriente mostrou-se proporcional as doses de 50 e 100% da aplicação do resíduo, porém não se evidenciou diferença nem quantitativa nem estatística entre as doses de 100% e 150% de LE.

Concordando com tais fatos, Silva (2006) observou elevação dos teores de Cu no solo sob os tratamentos envolvendo LE, conforme as aplicações crescentes do resíduo, porém na planta, não foi relatado aumentos consideráveis ao longo do tempo. Neste mesmo estudo, o autor constatou que após 36 meses da aplicação de LE, os maiores teores eram encontrados nas camadas mais profundas do solo, até 50cm. Maldonado (2009) aplicando doses crescentes de LE de até 23 Mg ha^{-1} em solo sob monocultivo de eucalipto também percebeu uma tendência linear de acréscimo deste nutriente, porém com pouca ou nenhuma diferença entre as maiores aplicações de LE. Este autor percebeu também que aos 4 meses de avaliação pós aplicação, os teores já eram mais elevados com relação à caracterização inicial do solo estudado, e que a disponibilidade aumentava conforme as avaliações eram realizadas.

A disponibilidade de metais está associada coma faixa de pH do solo (BERTON, 2000) e pela mobilidade influenciada pelo teor de MO do solo, assim como aeração e fração argila (PINTO; AGUIAR; FERREIRA, 2014). O cobre é mais solúvel, e, portanto, mais disponível, quando em pH mais baixos. Neste ponto, Florentino (2016) estudando o efeito residual de LE em plantios florestais evidenciou que houve tendência a aumento da concentração deste elemento no solo conforme os efeitos residuais das maiores aplicações do resíduo. Porém no estudo deste autor, não foi observado pH acima de 4, situação diferente do nosso estudo, uma vez q tal efeito residual do LE pode ter elevado a acidez do solo estudado pelo autor, fenômeno que ainda não é observado com efeito em nosso estudo devido ao curto tempo de aplicação do resíduo e avaliação experimental. A matéria orgânica presente no LE ainda pode estar influenciando na dinâmica de disponibilidade do elemento no solo, uma vez que uma maior concentração de metais está ligada a este componente (REZENDE, 2005).

O elemento Ferro (Fe), mostrou decaimento em todos os tratamentos analisados. Com relação ao tratamento controle, todos os tratamentos mostraram elevação do teor deste elemento no solo, com exceção de T7 que é composto pela maior dose de aplicação do resíduo, mostrou o menor valor obtido entre as aplicações de LE, e não se diferenciou estatisticamente do tratamento controle. Cabe ressaltar que, em todos os tratamentos avaliados, o nível de classificação deste elemento para o cultivo florestal foi considerado “alto”, com resultados superiores a 13mg dm^{-3}, demonstrando assim a capacidade de disponibilidade de nutrientes do resíduo.

Ferraz (2013) observou efeito semelhante ao avaliar o efeito residual da aplicação de LE durante longo período, em Latossolo Vermelho-Amarelo, percebendo aumento deste elemento em todas as profundidades de solo estudadas, mas principalmente na camada superficial de 0-5 cm de terra. No estudo em questão, o autor usou como fonte de micronutrientes para a fertilização mineral, FTE BR 12, que conta com cerca de 3,5% deste elemento em sua composição. Florentino (2016), dando continuidade ao estudo do autor anterior, percebeu que o efeito de disponibilidade para a maioria dos metais ainda era evidente. Apesar de não haver diferença estatística, este autor notou elevação da quantidade de Fe disponível no solo, principalmente nos tratamentos das maiores taxas de aplicação de LE.

Quando da aplicação de LE no solo na promoção da agricultura, os metais de sua composição podem ser retidos com facilidade pelo solo devido à forte adsorção com os óxidos de ferro, alumínio e manganês, matéria orgânica, carbonatos, fosfatos e outros íons que auxiliam na manutenção de tais elementos sob formas indisponíveis sob longo prazo no solo

(BASTA; RYAN; CHANEY, 2005). Contudo, a matéria orgânica pode desempenhar papel importante na interação com metais pesados ao longo do tempo devido a sua mineralização, e com isso elevando a sua biodisponibilidade do solo (MCBRIDE, 1995; WALTER et al., 2002).

Para o manganês (Mn), houve redução da disponibilidade deste elemento quando comparado ao controle e as fertilizações minerais. Esta redução foi evidenciada conforme se aumentou as aplicações de LE, onde a maior dose do resíduo foi responsável pelo menor valor deste elemento disponível no solo estudado. As fertilizações minerais foram responsáveis pelos maiores resultados deste elemento no solo. Com relação ao tratamento controle, as fertilizações minerais promoveram acréscimo de 3% em T2 e 4% em T3. Já as reduções dos tratamentos envolvendo LE, quando comparadas com o tratamento controle representaram 13% em T4, T5 e T6 e 30% para T7, na maior dose de LE. Apesar destes efeitos, todos os tratamentos tiveram classificação “alta” sobre a disponibilidade deste elemento no solo para cultivo com eucalipto.

Concordando com nossos dados, Silva (2006) estudando a aplicação de LE úmido e seco também percebeu que os maiores valores de Mn no solo eram provenientes da fertilização mineral e os menores oriundos das aplicações de LE. Neste estudo, o autor teve tal observação aos 18 meses após o início do experimento. Já Rezende (2005) estudando a aplicação de 20 Mg ha^{-1} de LE em Latossolo Vermelho-Escuro não observou diferença estatística da aplicação do resíduo para a fertilização mineral o que também foi evidenciado por Florentino (2016) que aplicando 10, 20 e 30 Mg ha^{-1} não observou diferença estatística na adição deste elemento no solo pelas diferentes quantidades do resíduo.

Porém observando resultados diferentes, Guedes (2005) concluiu que as aplicações de LE proporcionaram aumento da disponibilidade do Mn de cerca de duas a três vezes com relação ao tratamento controle e fertilização mineral.

O Mn possui menor disponibilidade conforme o pH se eleva, e sua faixa de plena disponibilidade varia entre 5 e 6,5. Apesar do solo deste estudo apresentar esta faixa de pH em todos os tratamentos estudados, os resultados sob as aplicações do resíduo foram as que proporcionaram os menores resultados para este elemento. O que pode ser explicado pela afinidade do Mn pela matéria orgânica do resíduo, e consequentemente, a formação de complexos organominerais estáveis e pouco solúveis. Alguns destes complexos deixam de ser formados apenas por atrações eletrostáticas para formas ligações covalentes, ou de esfera interna (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007). Apesar desta observação, vale destacar que a

demanda das plantas por micronutrientes é baixa e quase sempre satisfeita pelo estoque natural desse elemento no solo (GONÇALVES; VALERI, 2001).

O micronutriente zinco (Zn) apresentou elevação no seu teor no solo, quando da aplicação do LE, mas essa elevação não foi de forma linear, sendo levemente reduzida quando da maior dose de LE. Todos os tratamentos mostraram elevação quando comparados ao controle, e todos os tratamentos envolvendo a aplicação do resíduo foram equivalentes estatisticamente com as fertilizações minerais. Cabe ressaltar que o Zn foi o metal encontrado em maior quantidade no resíduo, com cerca de 0,67 g kg^{-1}, e em todos os tratamentos este elemento apresentou classificação “alta” na interpretação da fertilidade para solos florestais, acima de 1,3 mg dm^{-3}. Para todos os resultados de todos os micronutrientes, seus valores foram inferiores aos limites estipulados pela resolução CONAMA 375.

Comparativamente ao tratamento controle, os demais tratamentos tiveram elevações expressivas nos teores deste elemento disponível no solo. T2 expressou uma elevação de 121%, enquanto T3 expressou teores 117% acima do tratamento controle. Cabe ressaltar que esses valores possivelmente são oriundos das fertilizações de cada tratamento, os quais tinham Zn em sua composição e variavam apenas na quantidade aplicada, correspondendo a 2,8 e 1,8 kg ha^{-1} deste elemento, respectivamente. Já os tratamentos envolvendo as aplicações de LE com complementações minerais exibiram as seguintes elevações: T4 com 51%, T5 com 126%. As aplicações de LE isoladas exibiram aumento de 168% para T6 e 139% para T7.

Nosso resultado, exibindo maior disponibilidade deste elemento nos tratamentos com o resíduo do que com fertilizantes minerais pode ser atribuído por dois fatores: o primeiro devido a elevada quantidade do resíduo aplicada, visando apenas o fornecimento de N para a cultura, não levando em conta outros elementos que podem entrar no sistema, inclusive o Zn, que apresentou o maior teor dos metais no resíduo. O outro fator infere sobre a menor disponibilidade de Zn nas parcelas sob fertilizações minerais, uma vez que a fonte mais solúvel de Zn aplicado pelas formulações dos fertilizantes pode ter sido absorvida mais rapidamente pelo rápido crescimento das arvores, através do grande e extenso sistema radicular, causando a depleção do elemento no solo (SILVA, 2006). Guedes (2005) aplicando 10, 20 e 40 Mg ha^{-1} de LE em solo cultivado com eucalipto e avaliando 5 anos posteriores à aplicação, percebeu que as plantas que receberam o resíduo tiveram o teor deste elemento aumentado em tecidos senescentes, como folhas, inferindo assim na taxa de absorção das plantas, e disponibilidade do elemento quando da aplicação de LE. Neste mesmo estudo, o autor associa os resultados para este elemento com as quantidades de LE aplicadas, sendo proporcionais.

Concordando com estes fatos, Silva (2006) aplicando doses de até 30 Mg ha^{-1} de LE seco e úmido percebeu aumento significativo no teor deste metal em amostras coletadas na profundidade de até 50cm sob os tratamentos com o resíduo, e que este efeito foi mais pronunciado após 36 meses da aplicação. Este mesmo autor relata que o Zn, por ser um metal pesado, necessita de monitoramento adequado quando aplicado sobre sistemas agroflorestais, mas também que o excesso deste elemento pode ser imobilizado pela matéria orgânica do solo e também alocado no sistema radicular das arvores. O Zn, de uma forma geral, possui baixa afinidade pela matéria orgânica do solo, porém elevada afinidade com os ácidos fúlvidos, constituintes da MO (VYTOPILOVÁ et al., 2015), consequentemente, aumentando a sorção deste metal no resíduo.

A dinâmica dos íons metálicos bivalentes são dependentes de alguns fatores como pH, teor de matéria orgânica, saturação hídrica e condições ambientais que influenciam a disponibilidade no solo e absorção das plantas. Como o eucalipto tem uma rápida taxa de crescimento e expansão ao longo dos 24 primeiros meses após plantio, a absorção de elementos torna-se máxima neste momento. A disponibilização gradual dos elementos contidos no resíduo torna-se vantajoso visto o tempo necessário para tal processo, que pode culminar com as rápidas taxas de crescimento das plantas, evitando quaisquer tipos de perdas no perfil do solo. Desta forma, Maldonado (2009) avaliando o teor deste mesmo elemento em solo quando da aplicação de 7, 15 e 23 Mg ha^{-1} e cultivado com eucalipto, percebeu efeito semelhante sobre a disponibilidade do elemento no solo e as crescentes doses de LE. Neste estudo, as maiores doses foram responsáveis pelos maiores teores do elemento extraível por DTPA, e que a disponibilidade no solo aos 34 meses foi menor do que quando avaliado aos 4 meses pós aplicação. Este autor justifica tal fato ao momento de pleno crescimento das arvores que intensificaram a absorção elementar. Os elevados teores do elemento nas aplicações com LE também poder estar relacionado com o antagonismo na absorção deste elemento quando do elevado teor de Cu e Fe (MALDONADO, 2009), os quais foram evidenciados nas análises químicas das mesmas amostras em nosso estudo. Porem sabe-se também que o Zn apresenta maior disponibilidade na faixa de pH 5-6,5 e um antagonismo com o P na absorção elementar das plantas (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007) nutriente o qual ocorre em maior proporção em LE, juntamente com o N.

Florentino (2016) aplicando 10, 20 e 30 Mg ha^{-1} de LE úmido e seco, percebeu que para o Zn, as concentrações foram elevadas nas camadas mais superficiais do solo coletado, e que os maiores teores foram provenientes das maiores aplicações do resíduo, corroborando com nossos resultados. Dados semelhantes também foram reportados por Ferraz (2013) que

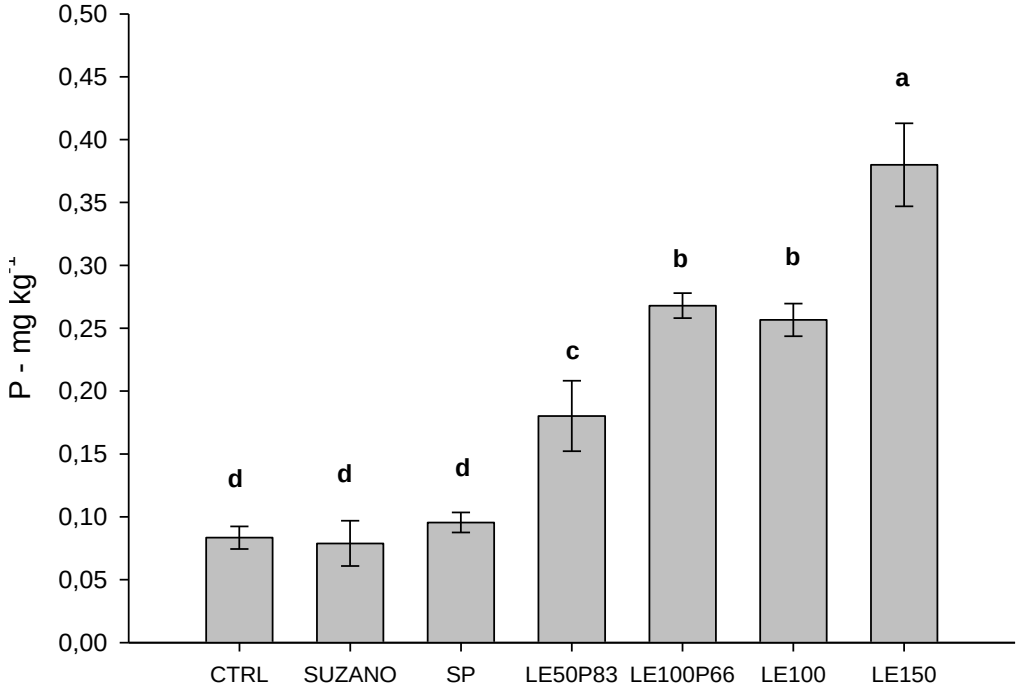
trabalhando na mesma área e com os mesmos tratamentos do autor anterior, reportou os mesmos resultados em que a maior disponibilidade deste metal foi averiguada na camada mais superficial, e nas maiores aplicações de resíduo.

Em contrapartida, Moretti (2016) aplicando 12, 25 e 50 Mg ha^{-1} de LE em solo cultivado com cana de açúcar, também observou elevação do teor deste elemento em proporção as elevações das doses. Cabe ressaltar que os autores relatam que tal elevação foi pequena, e não relevante em termos práticos. No estudo destes autores, apesar do LE utilizado possuir mais de 1g kg^{-1} do elemento em sua composição, as mudanças observadas na disponibilidade foram pequenas e irrelevantes do ponto de vista prático, uma vez que o teor para est elemento no solo já era alto antes da implantação do experimento.

4.2 – P na biomassa microbiana

Os resultados da extração de P da biomassa microbiana com bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$) após fumigação com clorofórmio nas amostras da camada superficial do solo 0-5 cm estão evidenciadas no quadro 8 e representadas graficamente na Figura 14.

Figura 14 – Resultados da análise de P proveniente da biomassa microbiana nos tratamentos envolvendo aplicações de LE e fertilizações minerais expressos graficamente. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise. Médias (n=4) seguidas pela mesma letra não diferem uma das outras pelo teste de Duncan (*p<0,05*)



Nota-se que as aplicações de LE exibiram um efeito linear crescente sobre a disponibilidade de P extraído com bicarbonato de sódio proveniente da biomassa microbiana conforme elevou-se a quantidade do resíduo aplicado.

Apesar de T3, recomendação estadual para fertilização de eucalipto ter apresentado resultado levemente superior a T2, fertilização mineral aplicada pela Suzano, mesmo contendo quantidade inferior de P aplicada no solo, não houve diferença estatística entre estes tratamentos, apresentando resultados equivalentes ao tratamento controle isento de aplicações.

Quadro 8 – Resultado da análise de extração de P da biomassa microbiana com $NaHCO_3$ no solo nos tratamentos envolvendo LE e fertilizantes minerais, na profundidade de 0-5cm, 12 meses após a aplicação do LE. Letras iguais na coluna não exibem diferença estatística pelo teste de Duncan, $p < 0,05$

Tratamento	**Amostra fumigada**	**Amostra não fumigada**	**Amostra "dopada"**	**P – Biomassa Microbiana**	**Desvio Padrão**	**Erro Padrão**
	----------mg kg^{-1}----------					
T1 CONTROLE	11,77	9,71	1.243,14	0,08 **d**	0,2	0,009
T2 SUZANO	14,12	12,07	1.309,87	0,08 **d**	0,4	0,018
T3 SP	19,86	17,32	1.351,42	0,10 **d**	0,2	0,008
T4 LE50P83	21,08	16,30	1.340,84	0,18 **c**	0,3	0,028
T5 LE100P66	22,39	14,93	1.407,86	0,27 **b**	0,1	0,010
T6 LE100	21,37	13,44	1.563,98	0,26 **b**	0,1	0,013
T7 LE150	24,60	14,07	1.402,87	0,38 **a**	0,2	0,033
C.V. (%)				10,90		

Nota: Análise do solo LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (LVAd) de textura média-leve. Amostra fumigada = fumigada com clorofórmio; Não fumigada = sem clorofórmio; Dopada = adição de P; C.V. = coeficiente de variação da análise. LE50P83 = 50% da recomendação de N sob a forma de lodo de esgoto e 83% da recomendação de P, segundo recomendação empresarial. LE100P66 - 100% da recomendação de N sob a forma de lodo de esgoto e 66% da recomendação de P, segundo recomendação empresarial. LE100 – 100% da recomendação de N sob a forma de lodo de esgoto. LE150 – 150% da recomendação de N sob a forma de lodo de esgoto.

Com relação a T1, os aumentos sobre os teores de P no solo foram observados da seguinte forma: T2 apresentou o mesmo resultado sobre o P disponível na biomassa microbiana que T1. T3 apesar de apresentar aumento da ordem de 25% em relação ao controle, não mostrou ser estatisticamente diferente. Já as aplicações envolvendo o resíduo, mostraram elevações mais acentuadas sobre a disponibilidade de P proveniente da biomassa microbiana: o tratamento T4 com metade da aplicação total do LE resultou em

aumentos de 125%. Os tratamentos T5 e T6 que contavam com a dose integral de LE apresentaram aumentos da ordem de 237% e 225%, respectivamente, mas não foram diferentes estre si. O tratamento T7 que contava com a maior aplicação do resíduo expressou o maior aumento na disponibilidade de P proveniente da biomassa microbiana, com aumento de 375% em relação ao controle não fertilizado, sendo este tratamento, portanto, superior aos demais quando avaliado este compartimento.

Poucos estudos descrevem a aplicação do resíduo sobre a disponibilidade de nutrientes provenientes da microbiota do solo. Este compartimento, embora quantitativamente pouco representado, é de grande significância uma vez que seu metabolismo constitui uma das principais fontes de N e P. Em muitos desses casos, são utilizados outros parâmetros para avaliação da qualidade da microbiologia como o teor de carbono orgânico e respiração basal, que influem sobre o crescimento e consequente desenvolvimento da biomassa microbiana, que diretamente influencia na imobilização e mineralização dos elementos do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002; COLODRO et al., 2007; BUENO et al., 2011), além de indicar efeitos de metais proveniente do resíduos no crescimento microbiano (CASTILHOS; VIDOR; CASTILHOS, 2000).

Utilizando resíduos da indústria de curtume e esterco bovino, Castilhos, Vidor e Castilhos (2000) avaliaram o crescimento da comunidade microbiana do solo tratado com estes resíduos, e concluíram que houve aumento gradual e significativo de populações de bactérias ao longo das amostragens, principalmente no tratamento envolvendo a aplicação isolada do lodo de curtume. Avaliando também actinomicetos, os autores perceberam que após três dias da aplicação isolada de resíduo de curtume no solo, houve um decréscimo da biomassa microbiana, mas que posteriormente nas amostragens subsequentes, esse valor foi significantemente maior, principalmente na avaliação aos 42 dias após aplicação. Estes autores fazem menção a tal crescimento devido a fonte de carbono orgânico presente no resíduo, à neutralização da acidez do solo e a baixa relação C:N que podem ter influenciado diretamente na população dos heterotróficos, não diminuindo este compartimento em nenhum dos tratamentos avaliados. Neste sentido, os autores concluíram que o crescimento microbiano, medido pela liberação do CO_2, mostrou-se maior nos tratamentos envolvendo as aplicações de lodo de curtume e esterco e que nos tratamentos isentos de tais aplicações. Não foi observado evolução do CO_2 e a atividade microbiana foi restrita aos componentes pré-existentes no solo, o que também foi percebido em nosso estudo, onde os maiores teores de P extraído no solo com bicarbonato foi proveniente dos tratamentos que receberam quantidades crescentes do resíduo, no nosso caso o LE. Comparativamente com o esterco, o

lodo de curtume ainda teve maior evolução do CO_2, resultado do maior aporte nutricional deste resíduo, que promoveu maior imobilização para crescimento da microbiota, e a ação inoculante do resíduo como veículo de microrganismos adaptados ao meio e atuantes na degradação do resíduo.

Bettiol e Fernandes (2004), avaliando o crescimento da biomassa microbiana em um experimento de longo prazo em um Latossolo Vermelho distroférrico sob aplicações contínuas de LE para fornecer até 8 vezes a dose de nitrogênio recomendada para a cultura do milho, observaram que de uma forma geral, houve uma tendência no aumento da população de bactérias e fungos, proporcionalmente ao aumento da aplicação do LE, e que os menores valores para tais organismos foram evidenciados no tratamento controle, corroborando com os nossos dados aqui apresentados. Fato importante no estudo destes autores é o relato sobre a tendência de aumento da comunidade microbiana com relação ao tempo, indicando assim uma adaptação dos microrganismos as alterações provocadas pelo aporte de diferentes elementos inorgânicos, tanto benéficos quanto tóxicos, provenientes do resíduo durante os anos de estudo.

Neste sentido, Bezerra et al. (2008) avaliando a biomassa microbiana em plantios de cana de açúcar sob um Latossolo Amarelo Distrófico coeso, estudando variações de doses de 0, 60 e 120 kg ha^{-1} de P, constataram que as diferentes dosagens deste elemento proporcionaram uma elevação da respiração basal e carbono da biomassa microbiana do solo, inferindo também sobre a imobilização e mineralização dos elementos presentes no solo. Neste estudo, a quantidade de 120 kg ha^{-1} de P mineral proporcionou o maior teor de biomassa no estudo em questão, fazendo inferência à maior disponibilidade deste recurso para o desenvolvimento desta população. As doses de 0 e 60 kg ha^{-1}, apesar de estatisticamente diferentes, refletiram em pouca diferença numérica sobre a biomassa de carbono no solo, o que pode concordar com nosso resultado para os tratamentos sob fertilizações minerais, os quais apesar de pequeno no resultado, não se mostraram estatisticamente diferentes. Salienta-se que o período de coleta de solo destes autores foi de 6 meses após a implantação do experimento, fator que pode ter influenciado esta significância estatística devido a tempo curto de avaliação e disponibilidade de P, ainda com baixa reação do nutriente com a fase sólida do solo, estimulando assim a atividade microbiana e formação de sua biomassa. Em nosso estudo, esse tempo foi o dobro, ou seja, 12 meses para a coleta do solo, fato que pode sido fundamental na igualdade entre os tratamentos controle e minerais, devido a reação com a fase sólida do solo e absorção pelas plantas, diminuindo o recurso disponível para o metabolismo microbiano.

Avaliando a biomassa microbiana e crescimento de plantas de *Paeonia suffruticosa* em vasos de 38,5 dm^3 e proporções de 0, 15, 30, 45, 60 e 75% do volume do vaso preenchido com LE, Xue e Huang (2013) perceberam que houve um aumento linear do número e diâmetro das flores e altura de plantas conforme aumentou-se a proporção de LE no enchimento dos vasos até 45%, havendo diminuição destas características nas maiores proporções da mistura do resíduo. Nestas mesmas proporções da mistura, os autores observaram que houve elevação da atividade da fosfatase, respiração e biomassa microbiana, havendo um decréscimo significativo acima destes valores, fazendo inferência ao aporte elevado de elementos inorgânicos potencialmente tóxicos, assim como relatado por Rigueiro-Rodrigues, Mosquera-Losada e Ferreiro-Domínguez (2012). Ainda sobre o crescimento da biomassa microbiana, aqueles autores observaram que as plantas contidas em vasos com LE apresentaram taxas de 10% de infecção de *Fusarium ssp.* na mistura de 15% de LE com solo, não sendo observadas plantas doentes nas demais proporções de mistura de substratos, evidenciando assim o crescimento e metabolismo de microrganismos específicos úteis, que agiram como agente supressor da doença, o que também foi reportado por Huang et al. (2012).

Utilizando LE com teor de 18,5 g kg^{-1} de P misturado a um solo calcário na proporção de 1:100 e cultivado com feijão em caixas para avaliação da rizosfera, Raiesi, Hosseinpur e Raiesi (2015) avaliaram o P proveniente da biomassa microbiana. Neste estudo, os autores correlacionaram positivamente este elemento em seu teor total no solo com a depleção de formas inorgânicas de P na região da rizosfera, quando comparado ao compartimento da caixa sem atividade radicular, enfatizando a imobilização pela microbiota do solo e absorção pelas plantas. Posteriormente, o P tornou-se fonte disponível sob mineralização da biomassa, e o teor proveniente da biomassa foi proporcional às amostras de solo que continham maiores teores de P, concordando com os nossos resultados aqui apresentados, os quais os maiores teores extraíveis foram provenientes dos maiores aportes de resíduo, e consequentemente de P. Ainda sobre estes resultados, os autores relatam que o aumento da mineralização de formas orgânicas de P foi proporcional ao aumento da atividade das fosfatases, que neste caso eram alcalinas devido as características intrínsecas dos próprios solos estudados.

Vieira e Pazianotto (2016) estudando a atividade microbiana em um Latossolo Distroférrico vermelho-escuro sob aplicações de LE até oito vezes a recomendação de N para o milho avaliaram que, a biomassa microbiana correlacionou-se positivamente com P, cromo (Cr) e níquel (Ni) na imobilização de N mineralizável e crescimento populacional. Neste estudo, os autores relatam que o aporte destes metais provenientes do LE foram fundamentais

no desenvolvimento da biomassa microbiana e mineralização orgânica dos nutrientes, visto que são essenciais em processos metabólicos específicos destas. Outro fator evidenciado neste estudo foi que os teores de Cu e Zn provenientes das aplicações de LE, principalmente na maior quantidade de aplicação, também assumiram papel fundamental no desenvolvimento da comunidade microbiana, visto que são essenciais em seus processos fisiológicos. Porém não foi evidenciado um aumento proporcional da biomassa microbiana conforme aportou-se MO proveniente do resíduo, fato que poderia ser esperado pelo aumento do aporte de substrato para oxidação da comunidade microbiana. Tal contexto também é afirmado por Stark et al. (2008).

Já Wang et al. (2017) avaliaram alguns parâmetros como disponibilidade de P no solo, P da biomassa microbiana extraída com bicarbonato de sódio e composição dos grupos microbianos por análise de ácidos fosfolipídicos diante de aplicações de LE para fornecer a quantidade de 300 e 600 kg N ha^{-1} em um solo arenoso sob plantio de *Pinus radiata*. Neste estudo, os autores afirmam que as doses envolvendo LE evidenciaram significância na composição e quantidade dos grupos microbianos no solo, e que se mostraram significativamente diferentes quando comparados ao controle sem aplicações. Sobre este quesito ainda, a maior quantidade de LE proporcionou os maiores resultados sobre a biomassa microbiana, igualmente aos dados apresentados em nosso estudo. Este estudo demonstrou outros dados peculiares sobre a aplicação do resíduo no solo, como um declínio na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares que são responsáveis por associações com as raízes das plantas e tolerantes aos metais provenientes do resíduo devido ao elevado aporte de P, promovendo baixo estímulo no crescimento das hifas fúngicas para exploração deste recurso. Ainda sobre este quesito, a dinâmica da concentração de P sobre a biomassa microbiana resulta na concentração reduzida de fungos micorrízicos. Apesar de alguns fungos possuírem a capacidade de associação com raízes de outras plantas que podem vir a existir na área, há evidencias de uma translocação mais fraca de P pela rede fúngica em parcelas tratadas com LE do que em parcelas controle (SMITH; ANDERSON; SMITH, 2015), fato que vai na contramão dos resultados observados em nosso estudo. Sobre a época de amostragem, a biomassa microbiana foi maior no verão que no inverno, refletindo condições ambientais para o metabolismo e desenvolvimento desta comunidade. Tais dados corroboram com nossas evidencias, mostrando a elevação da biomassa sobre as dosagens de LE, mesmo sob longos períodos das primeiras aplicações.

A biomassa microbiana intermedia transformações entre compartimentos orgânicos e inorgânicos, sendo uma importante fonte de P-lábil no solo (TATE, 1984; OBERSON et al., 2001), podendo representar até 10% do total de P no solo, e devido a sua rápida ciclagem, esta, além de contribuir como principal fonte para absorção das plantas, ainda evita a fixação físico-química do P no solo devido a imobilização de nutrientes, diminuindo a indisponibilidade nos solos (OBERSON et al., 2001). Ainda neste contexto, alguns microrganismos possuem a capacidade de solubilizar o nutriente que estejam quimicamente ligados aos óxidos de Fe e Al (FROSSAD et al., 2000; GEORGE et al., 2006), desempenhando assim papel fundamental na manutenção e disponibilidade de P em solos, particularmente os tropicais e degradados (WU et al., 2006).

O predomínio da mineralização dos fosfatos orgânicos no solo sobre a imobilização dos mesmos como fonte nutricional para as plantas sempre dependerá da concentração do nutriente no resíduo, sendo este primordial para a respiração da microbiota e consequente desenvolvimento. De uma forma geral, resíduos orgânicos que apresentam concentrações críticas em torno de 2% de P proporcionam equilíbrio entre os processos de mineralização e imobilização dos elementos. Resíduos que apresentem teores maiores que os expostos, como no caso do LE aplicado em nosso estudo, com cerca de 2,95% de P, propiciará a mineralização desta fonte pela microbiota devido ao abundante recurso disponível (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Desta mesma forma, resíduos que apresentem relação C:P abaixo de 200:1 também estimulam a mineralização do material pela microbiota (DALAL, 1977), fato que também foi evidenciado em nosso estudo, tendo o LE uma relação C:P de aproximadamente 6:1.

De uma forma generalista, a contribuição da biomassa microbiana é composta majoritariamente por fungos em relação as bactérias (ANDERSON; DOMSCH, 1980). Aplicações do resíduo promovem a diminuição da dominância de fungos sob o enriquecimento inorgânico de N (FONTAINE; MARIOTTI; ABBADIE, 2003). Os LE, quando aplicados ao solo, além de N aportam MO. A adição de N geralmente diminui a biomassa de fungos, porém a comunidade bacteriana tende a decrescer devido ao aumento de MO recalcitrante, que é decomposta somente por alguns grupos específicos (VAN DER HEIJDEN; BARDGETT; VAN STRAALEN, 2008). Com isso, dependendo da qualidade do resíduo aplicado, a dinâmica da microbiota do solo poderá responder de forma distinta sob as aplicações, aumentando ou diminuindo sua população em padrão consistente vistos os insumos provenientes da matéria orgânica e outros elementos inorgânicos, sendo estes nutrientes ou não.

A mudança de pH promovida pela aplicação do LE também pode influenciar na dinâmica microbiana no local da aplicação, refletindo resultados distintos sobre imobilização/mineralização dos produtos. Quando a aplicação dos resíduos diminui o pH dos solos, a proporção de bactérias gram-positivas é elevada com relação às gram-negativas (MARSCHNER; KANDELER; MARSCHNER, 2003; SULLIVAN; STROMBERGER; PASCHKE, 2006), evidenciando assim uma relação inversa entre pH do solo e abundância relativa de algumas bactérias em solos florestais (FROSTEGARD; BAATH; TUNLIO, 1993; HOGBERG; CHEN; HOGBERG, 2007). Apesar de nosso estudo não quantificar os tipos de bactérias encontradas no solo em questão, houve diminuição de algumas unidades pH, o que pode ter promovido aumento da biomassa nos tratamentos envolvendo aplicação do LE, e consequentemente, aumento na mineralização de P, concordando com os efeitos aqui demonstrados. Porém a dinâmica envolvendo a resposta da comunidade microbiana sobre a aplicação de resíduos no solo, como o LE, em solos tropicais brasileiros são escassos na literatura científica (VIEIRA; PAZIANOTTO, 2016), necessitando assim de maiores observações em áreas distintas, taxas de aplicação e quantificação da comunidade microbiana local.

4.3 – Fracionamento de Fósforo

Os resultados das extrações sequenciais de P no LE e no solo, nas três profundidades amostradas, estão descritas nos itens subsequentes. As frações extraídas foram agrupadas de acordo com sua predição de sua labilidade, caracterizando assim frações lábeis, moderadamente lábeis e não lábeis tanto para o LE quanto para o solo.

4.3.1 – Fracionamento de Fósforo no Lodo de Esgoto

O resultado das frações individuais de P no LE está evidenciado na Figura 15-A e o agrupamento das frações, na Figura 15-B. Para o agrupamento, considerou-se que P-H_2O e P-$NaHCO_3$ orgânico e inorgânico são extratores de frações lábeis de P. As frações HCl e NaOH 0,1 orgânicas e inorgânicas são moderadamente lábeis. Já as frações NaOH 0,5 orgânica, inorgânica e a fração Residual são de maior recalcitrância, e pouco contabilizadas como fonte para nutrição das plantas e organismos.

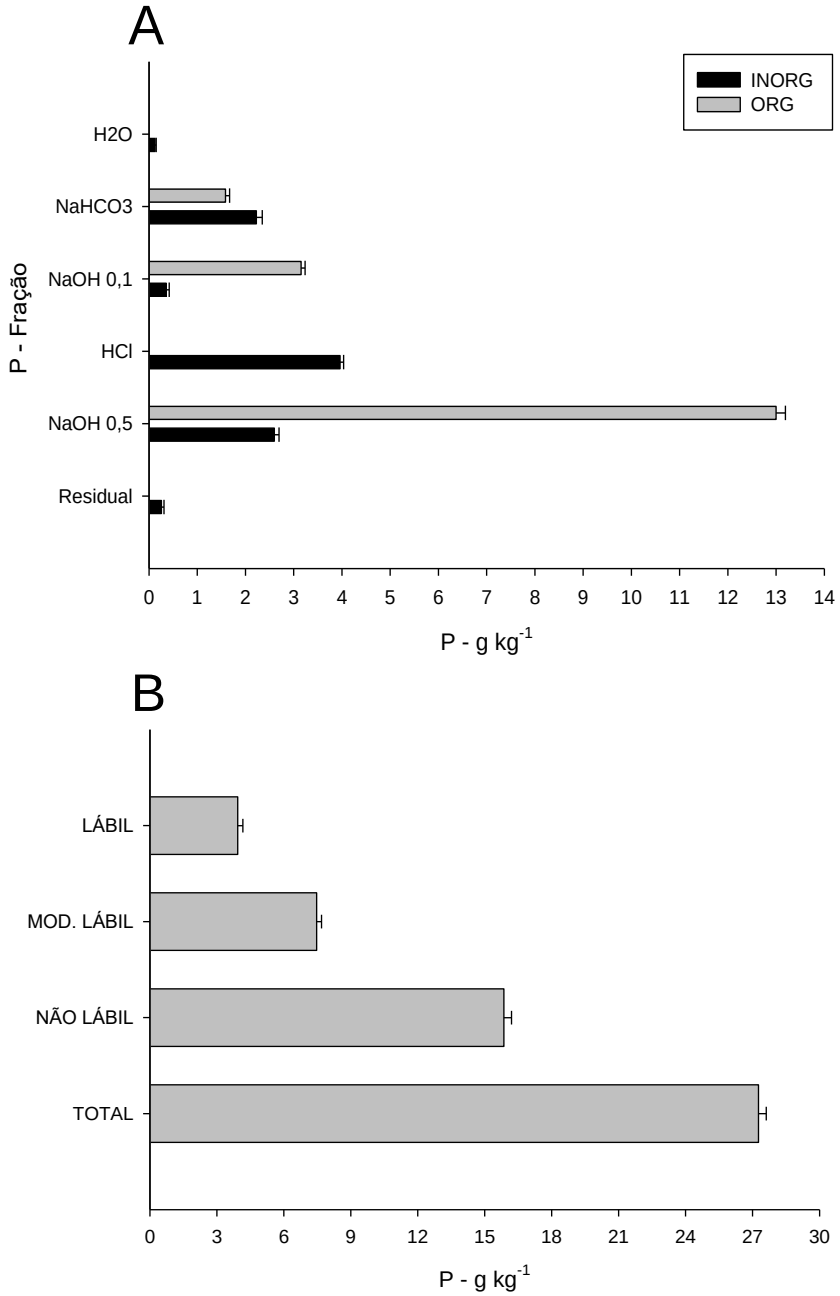
Diante da Figura 15-A, observa-se que a extração sequencial foi capaz de extrair aproximadamente 92,4% de todo P presente no resíduo, segundo a análise de caracterização do LE. Sobre as frações extraídas de forma individual, foi possível observar os seguintes resultados: A fração P-H_2O teve um baixo fator de contribuição, com apenas 0,46% do total de P presente no LE. A fração extraível com $NaHCO_3$ contribuiu com 13,97%, sendo 5,81% sob formas orgânicas e 8,16% como formas inorgânicas. A fração extraída com NaOH 0,1 representou 12,86% de P, sendo 1,31% sob formas orgânicas e 11,55% como inorgânicas. A fração P-Ca, extraível com HCl, contribuiu com 14,52%. A fração extraída com NaOH a 0,5M foi responsável por mais da metade de todo o P presente no LE, com 57,2%, sendo 47,67% sob formas orgânicas e 9,53% em formas inorgânicas. O resultado da fração residual mostrou que quase todo o fosfato fora extraído diante dos extratores empregados. Com isso, o valor de P extraído por esta digestão representou apenas 0,94% de todo o P presente no LE. De forma resumida, a ordem de grandeza sobre as frações inorgânicas de P extraídas por cada extrator seguiu a ordem: HCl> NaOH 0,5> $NaHCO_3$ > NaOH 0,1> residual> H_2O. Neste contexto, observa-se que a maioria do fosfato inorgânico do LE foi composto pela fração P-Ca, e pouco P foi considerado ligado a composto de Fe e Al, extraídos com NaOH 0,1, visto que durante a fase de tratamento do esgoto e geração do LE, sais contendo estes elementos são adicionados para estabilização do mesmo, o que pode diminuir a solubilidade do P proveniente do resíduo. Mesmo diante deste contexto, é possível inferir sobre condições interessantes para seu uso na nutrição de plantas, mostrando que o tratamento do resíduo por tais sais não influenciou diretamente sua precipitação sob formas insolúveis.

Para as frações orgânicas, a ordem de grandeza foi a seguinte: NaOH 0,5> NaOH 0,1> $NaHCO_3$. Diante destas frações, há evidencias de que, a maioria das frações orgânicas do LE estavam constituindo o interior dos complexos organominerais e ligadas a óxidos de Fe/Al, extraídas pelo NaOH 0,5, seguido pelo substrato existente na superfície dos coloides, e por último do P proveniente diretamente da biomassa microbiana, extraída pelo $NaHCO_3$.

Sobre a disponibilidade de P perante o agrupamento das frações, segundo a Figura 15-B, evidenciou-se que 14,45% representou frações de P prontamente disponíveis para a absorção dos organismos, 27,4% contribuíram para o aumento das frações moderadamente lábeis de P e a mais da metade de todo o P presente no LE encontrou-se como de maior recalcitrância ou não lábil, representando 58,15%. Ainda sobre o quesito das frações de P no LE, os dados aqui apresentados refutam a afirmativa de

Whitehead (2000) em que cerca de 10-30% do fosfato presente no LE encontra-se na forma orgânica sendo formas inorgânicas a composição majoritária. No LE estudado em nosso experimento, constatamos que cerca de 35% do fosfato estava sob formas inorgânicas e 65% era contribuição orgânica.

Figura 15 – Resultados do fracionamento de P realizado no LE (A) e agrupamento das frações predizendo a disponibilidade (B). Barras superiores às barras preenchidas representam o desvio padrão amostral em cada análise (n=4)



Nota: Extração sequencial de P realizada no Lodo de Esgoto (LE). Extratores: H_2O = água; $NaHCO_3$ = bicarbonato de sódio à pH 8,5; NaOH = hidróxido de sódio; HCl = ácido clorídrico; Residual = digestão com H_2SO_4 e H_2O_2.. Fração Lábil = H_2O+$NaHCO_3$; Mod. Lábil = NaOH 0,1 mol L^{-1} + HCl; Não Lábil = NaOH 0,5 mol L^{-1} + Residual.

Horta (2017) realizando um estudo de extração sequencial em LE misturado com serragem e compostado durante 5 meses, evidenciou relações diferentes quando a quantidade das frações orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo. Neste estudo, o autor observou que as frações inorgânicas eram as que compunham a maioria dos fosfatos do resíduo, com cerca de 92%. Para este compartimento, a ordem de grandeza das frações extraídas foram $NaHCO_3$>HCl>H_2O>NaOH. Cabe salientar que, no estudo em questão, somente os quatro extratores citados foram utilizados, e agrupados conforme a predição da labilidade para a compartimento inorgânico: $NaHCO_3$+H_2O como frações lábeis, NaOH sendo fração moderadamente lábil e HCl como não lábil. Ainda neste estudo, o compartimento orgânico representou 8% dos fosfatos presentes no resíduo, sendo a ordem de grandeza NaOH>H_2O>$NaHCO_3$, sendo relatado como significativamente pequeno no quesito nutricional para as plantas. O P residual neste caso, também foi irrisório, representando menos de 1%. Cabe ressaltar que, o teor de P presente no resíduo deste autor era de 4,5 g kg^{-1}, quantidade muito inferior ao LE utilizado em nosso estudo. Porém, o autor conclui que o composto derivado do LE apresentara capacidade similar de fornecimento de P para as plantas, perante o solo ácido utilizado no experimento.

As diferentes frações e formas com que o P se encontra no resíduo são provavelmente devido à sua origem fazendo inferência sobre a atividade da região de coleta e sobre os processos que as estações de tratamento proporcionam para a geração do resíduo, o que resulta em diferentes composições, solubilidade e transformações de P, resultando em ligações do fosfato com diferentes cátions durante um tempo de compostagem ou repouso da pilha.

4.3.2 – Fracionamento de Fósforo no Solo

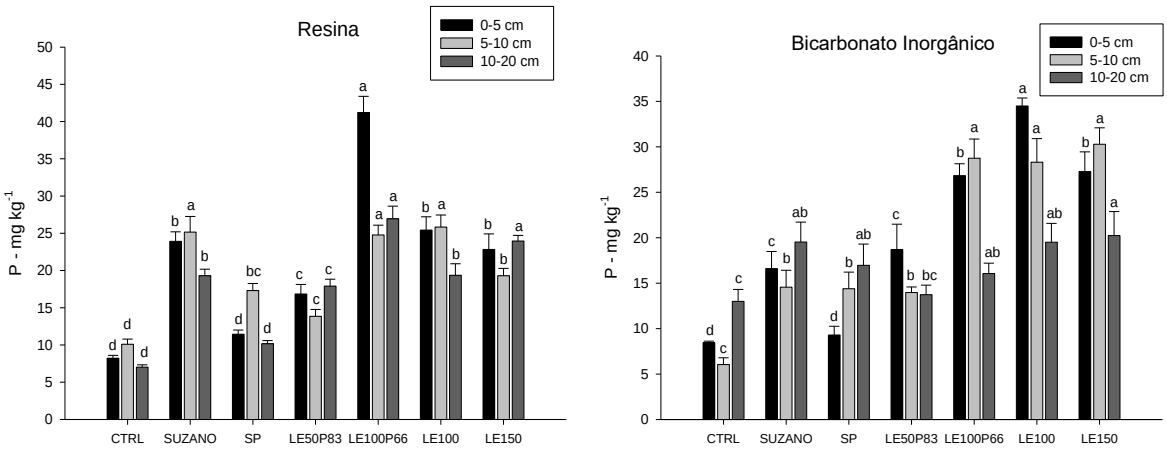
Os resultados da análise de fracionamento químico de P no solo mostraram que houve diferenças estatísticas nas três profundidades e entre os sete tratamentos avaliados quando testados pelo teste F e as medias comparadas pelo teste de Duncan, mostrando que a disposição de LE no solo, complementado ou não com fertilizantes minerais, promovem diferentes disponibilidade de P para absorção das plantas e reações no solo, tanto em suas frações inorgânicas quanto nas frações orgânicas.

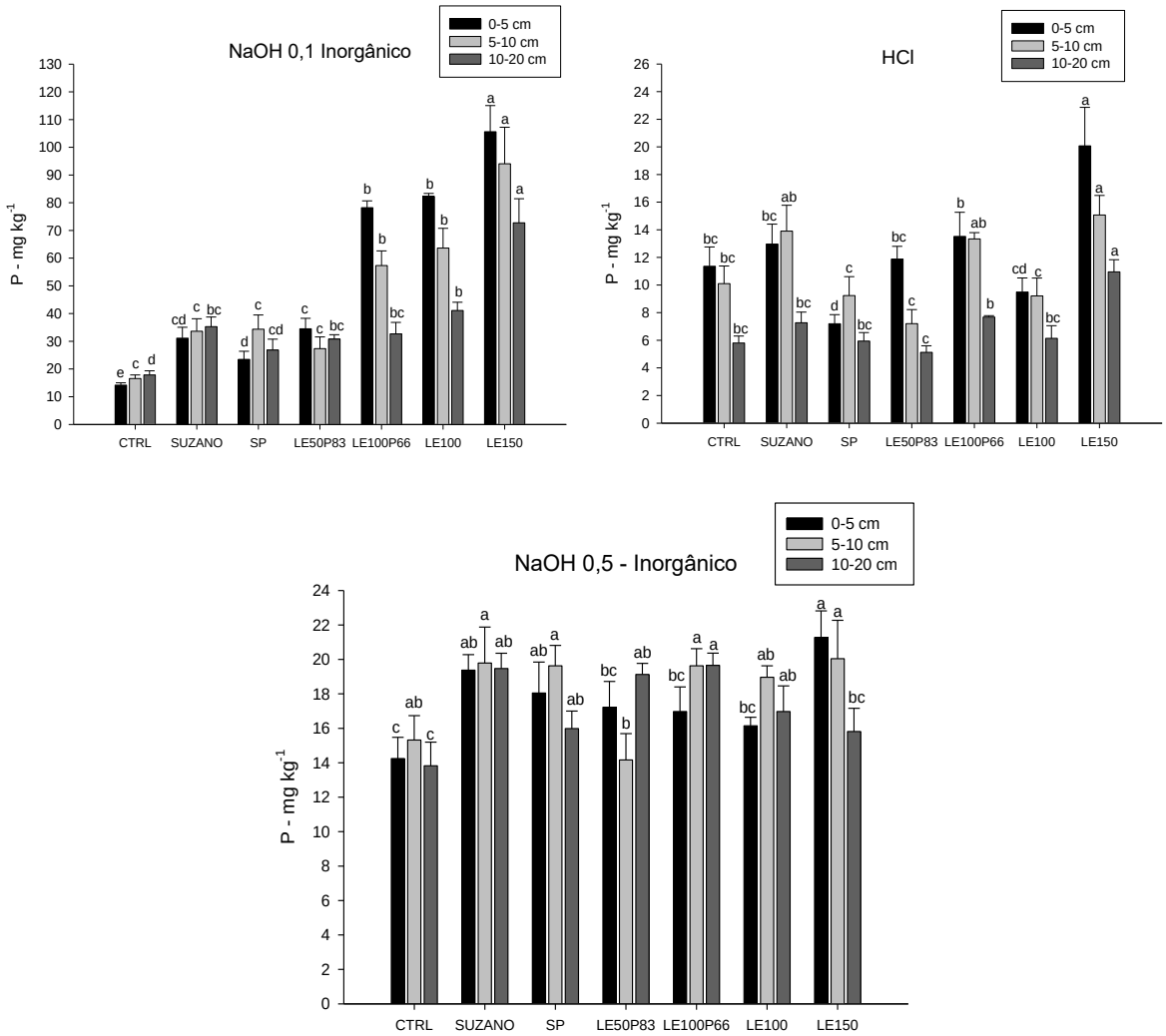
4.3.2.1 – Frações Inorgânicas de Fósforo

Os resultados para as frações inorgânicas de P, juntamente com o erro padrão em cada análise, estão evidenciados na Figura 16 para Resina (Pi_{RTA}), Bicarbonato de sódio (Pi_{BIC}), NaOH 0,1 (Pi_{HID01}), HCl (Pi_{HCl}) e NaOH 0,5 (Pi_{HID05}).

Os resultados de Pi_{RTA} extraído da camada superficial do solo (0-5 cm), assumindo o tratamento T2 como comparativo (23,9 mg kg^{-1}), mostraram que o tratamento T1 (8,2 mg kg^{-1}), T3 (11,4 mg kg^{-1}), T4 (16,8 mg kg^{-1}) e T7 (22,8 mg kg^{-1}) exibiram valores inferiores de P por este extrator quando comparado com a fertilização mineral para elevada produtividade florestal, em 65, 52, 29 e 4,6%, respectivamente. Os tratamentos T5 (41,2 mg kg^{-1}) e T6 (25,4 mg kg^{-1}), os quais contaram com 100% da recomendação de N, complementado ou não com P, apresentaram elevações sobre a disponibilidade de P por este extrator nesta camada, na ordem de 72 e 6,3%. Já assumindo a recomendação estadual para fertilização florestal como comparativo (T3), todos os tratamentos revelaram aumento do teor de Pi_{RTA} na camada superficial, com exceção de T1, o qual foi inferior em 28%. Para os demais tratamentos os aumentos foram da seguinte ordem: T2, T4, T5, T6 e T7 com 109, 47, 260, 122 e 99% respectivamente.

Figura 16 – Resultados das frações inorgânicas de P extraídas através do fracionamento de Hedley realizado no solo. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise (n=4). Letras semelhantes em profundidades equivalentes não exibem diferenças pelo teste de Duncan (*p<0,05*)





Nota: Extração sequencial de P realizada em LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20cm.

Para a camada semi-superficial (5-10 cm) foi observada tendência semelhante. Adotando T2 (25,2 mg kg^{-1}) como referência, todos os demais tratamentos, apresentaram valores inferiores comparativos, da ordem de 59, 31, 45, 1,5 e 23% respectivamente para T1 (10,1 mg kg^{-1}), T3 (17,3 mg kg^{-1}), T4 (13,8 mg kg^{-1}), T5 (24,8 mg kg^{-1}), e T7 (19,3 mg kg^{-1}). O tratamento T6, com 100% da aplicação de LE, (25,8 mg kg^{-1}) foi o único que promoveu aumentos do teor de P solúvel nesta camada para este extrator, acerca de 2,7%. Tendo T3 como referência, os tratamentos que exibiram inferioridade do teor extraído nesta profundidade foram T1 e T4, com 41 e 20%. Os demais tratamentos T2, T5, T6 e T7 evidenciaram elevações na ordem de 45, 43, 49 e 11%.

Na camada mais profunda avaliada (10-20 cm), a partir da aplicações de 100% de LE, observou-se elevação da concentração de Pi_{RTA}. Tomando T2 (19,3 mg kg^{-1}) como referência, para esta profundidade os tratamentos T5 (26,9 mg kg^{-1}), T6 (19,4 mg kg^{-1}) e T7 (24 mg kg^{-1}), exibiram aumentos relativos da ordem de 40, 0,3 e 24%. Os tratamentos T1 (7 mg kg^{-1}), T3 (10,2 mg kg^{-1}), e T4 (17,9 mg kg^{-1}) exibiram valores inferiores ao tratamento referência na ordem de 64, 47 e 7%, respectivamente. Tomando como referência T3, a disponibilidade foi evidente nos tratamentos T2, T4, T5, T6 e T7 na proporção de 90, 76, 165, 90 e 135%. O único tratamento que não mostrou elevação do teor de P em comparação com esta referência em questão foi T1, com valor inferior em 31%.

A menor dose de LE complementada com a maior dose de fertilizante mineral refletiu em valores menores de P solúvel do que a fertilização mineral aplicada pela empresa. Apesar do aporte de LE neste tratamento e a pequena acidificação proporcionada pela aplicação do resíduo, conforme exibido nas análises de rotina para o solo, os quais em teoria deveriam aumentar a quantidade de P extraído pela RTA, foi observado valor menor, o que pode ser explicado pela quantidade relativa aplicada entre os tratamentos onde T2 recebeu maior quantidade de P_2O_5 em relação a T3 e ao percentual mineral aplicado em T4, e ao tempo entre a aplicação e coleta do solo, o que pode ter promovido a fixação deste elemento aos coloides do solo, visto que as duas fontes estavam separadas espacialmente, o resíduo aplicado sobre o solo, e o mineral acerca de 10 centímetros de profundidade. Tal evidencia é visualizada na profundidade 5-10 dos tratamentos minerais, os quais exibiram maior quantidade de $P_{RTA.}$ Já para o tratamento T5, responsável pela maior quantidade de P_{RTA} extraído, a explicação se dá pela quantidade de resíduo aplicado, ou seja, o dobro do tratamento T4, e à complementação mineral com 66% da recomendação de T2. De fato, a matéria orgânica presente no resíduo ao infiltrar pelos poros do solo, é capaz de recobrir a fração coloidal , permitindo que o P, o qual é altamente adsorvido aos bordos dos coloides dos solos tropicais e intemperizados, fique mais biodisponível para extração e absorção das plantas. Diz-se então que a matéria orgânica compete com o P na adsorção aos coloides do solo (OSMAN, 2013). Apesar desta evidencia, o mesmo não foi relatado quando a aplicação de LE foi feita de forma isolada, mesmo sob os maiores aportes de P provenientes do resíduo, tendo em vista dois fatores: a baixa solubilidade imediata do P presente no resíduo, o qual precisa da interação com a microbiota do solo para mineralização e disponibilidade para absorção das plantas, e ao curto tempo entre a aplicação do resíduo e a coleta do solo.

Ramos, Coscione e Camargo (2010) utilizando LE fornecido pela mesma Estação de Tratamento de Esgoto que forneceu o LE utilizado em nosso experimento, aplicado nas taxas de 0, 8 e 16 t ha^{-1} em um Latossolo Vermelho distrófico de forma superficialmente ao solo com posterior plantio de eucalipto, avaliaram após quatro anos que houve aumento do P solúvel extraído pela RTA conforme aumentou-se a quantidade de LE aplicado, porém esse aumento não foi proporcional as quantidades, visto a baixa solubilidade do nutriente presente no resíduo. Em nosso estudo, o tratamento T5 (LE100P66) foi responsável pelo maior valor de extração, possivelmente devido a humificação da matéria orgânica, a qual promove desprotonação, acidificação do ambiente onde o resíduo fora aplicado, e aumento da disponibilidade do elemento. A aplicação conjunta do fertilizante mineral também contribuiu no reflexo da disponibilidade do nutriente no solo, apesar do tempo entre a aplicação mineral e a coleta do solo. Já os tratamentos T6 e T7, apesar de não possuírem diferenças quanto aos tratamentos minerais, promoveram um aumento do teor de P solúvel quando comparado ao tratamento controle, porem que tal aumento não foi proporcional as quantidades de LE aplicados no solo.

Já Alleoni, Fernandes e Correia (2012) aplicando doses de 19, 38 e 76 t ha^{-1} como 1, 2 e 4 vezes a recomendação de N para o milho, em 5 aplicações incorporadas aos 20 cm de solo, relataram que houve aumento da fração solúvel de P acima do controle em todos os tratamentos envolvendo as aplicações de LE, principalmente na profundidade até 20 cm, local de incorporação do resíduo. A quantidade de quatro vezes a recomendação aumentou o teor do elemento em sua forma solúvel, apesar que de forma quase irrisória, 3 e 2%, respectivamente, na cama superficial (0-10cm) e intermediária (10-20cm) amostrada, não obtendo resposta na camada 20-40 deste tratamento. Para as demais doses de LE, não foi observado extração de P-solúvel ou prontamente disponível a partir da camada 10-20cm, em nenhum dos tratamentos avaliados, o que contrasta com nosso experimento, o qual notamos que até a camada 10-20 cm, houve elevação da extração de P prontamente disponível, mesmo após 12 meses da aplicação do resíduo. Cabe salientar que no estudo dos autores em questão, houve um intervalo entre a última aplicação do LE, o cultivo do milho e a coleta de solo, perfazendo 3 anos desde a primeira aplicação de LE na área estudada, quesito este que pode ter influenciado na dinâmica de adsorção e dessorção do elemento pelos coloides do solo e absorção pelas plantas.

Foltran (2017), avaliando a extração sequencial de P na profundidade de 0-20 cm, em solo florestal cultivado com eucalipto sob distintos fertilizantes minerais como tratamentos, evidenciou que, aos 12 meses após aplicação dos tratamentos, os teores de P solúvel destes tratamentos extraídos com a RTA foram maiores que o controle em mais de 200%, fato o qual também foi observado em nossa área experimental, principalmente em T2, que continha maior quantidade de fertilizante mineral aplicado.

Para a fração Pi_{BIC} extraída na camada superficial do solo (0-5 cm), observou-se elevação do teor de P em todos os tratamentos envolvendo aplicação de LE. Tomando o tratamento T2 (16,6 mg kg^{-1}) como base, os tratamentos T4 (18,7 mg kg^{-1}), T5 (26,8 mg kg^{-1}), T6 (34,5 mg kg^{-1}) e T7 (27,3 mg kg^{-1}) refletiram aumentos na ordem de 13, 62, 108 e 64%. Os tratamentos T1(8,4 mg kg^{-1}) e T3 (9,3 mg kg^{-1}) foram inferiores a esta referência em 49 e 44%, respectivamente. Utilizando fertilização mineral estadual como referência, T3 (9,3 mg kg^{-1}), os resultados são ainda mais expressivos, na ordem de 79% para T2, 101% para T4, 189% para T5, 271% para T6 e 193% para T7. O tratamento controle para esta referência foi inferior acerca de 9%.

Na camada semi-superficial (5-10 cm) para este mesmo extrator, os resultados foram semelhantes tomando por base as duas recomendações de fertilização mineral, tanto a estadual, quanto a técnica para elevada produtividade florestal. Tomando-se por referência T2 (14,6 mg kg^{-1}), as quantidades de LE sob fornecimento de 100% da recomendação de N proporcionaram elevações do teor de Pi_{BIC} em 97, 94 e 108% para T5 (28,7 mg kg^{-1}), T6 (28,3 mg kg^{-1}) e T7 (30,3 mg kg^{-1}). Os tratamentos T1 (6 mg kg^{-1}), T3 (14,4 mg kg^{-1}) e T4 (14 mg kg^{-1}) foram inferiores nos percentuais de 58, 1 e 4% respectivamente. Como o valor de extração para T2 e T3 foram semelhantes, os valores percentuais acompanharam a mesma tendência nos resultados. Com isso, em relação a T3, foi possível observar os seguintes resultados: T1 e T4 foram inferiores acerca de 58 e 3%, respectivamente. Os demais tratamento exibiram aumentos nos percentuais comparativos em 1, 100, 97 e 110% para T2, T5, T6 e T7, respectivamente.

O solo analisado na profundidade 10-20 cm evidenciamos que, tomando T2 (19,5 mg kg^{-1}) como parâmetro, todos os tratamentos tiveram percentuais inferiores ou iguais a este tratamento, com exceção de T7 (20,2 mg kg^{-1}) que proporcionou aumento de 4%. Para os demais, os valores inferiores foram da ordem de 33, 13, 30, e 18%, respectivamente para T1 (13 mg kg^{-1}), T3 (17 mg kg^{-1}), T4 (13,7 mg kg^{-1}) e T5 (16,1 mg kg^{-1}). O tratamento T6 exibiu mesmo valor de extração que T2, não sendo observado, portanto, aumento ou diminuição percentual. Considerando T3 como referência para comparação dos valores

percentuais, os tratamentos T1, T4 e T5 foram inferiores ao tratamento em questão nos percentuais de 23, 19 e 5%, respectivamente. Já o tratamento T2 e os tratamentos envolvendo 100 e 150% sem complementação mineral refletiram aumentos de 15, 15 e 19% respectivamente.

Este extrator é caracterizado por extrair P solúvel e prontamente disponível, os quais não foram ionicamente ligados à RTA carregada positivamente durante a primeira extração. Diante de tal fato, Hedley (1982) quando divulga as características dos extratores da extração sequencial, menciona que o P_{BIC} é oriundo principalmente de formas de P e compostos microbianos mineralizados, que outrora eram de menor labilidade. Neste sentido, observa-se que para as aplicações de LE, o teor de Pi_{BIC} foi elevado conforme aumentou a profundidade das amostragens, refletindo um ambiente favorável para o desenvolvimento da comunidade microbiana perante o substrato, umidade e temperaturas mais amenas, que diferentemente da superfície e local da aplicação do LE, estavam sujeitos as condições de temperatura elevada, umidade baixa e radiação direta, até, no mínimo, no fechamento das copas das plantas de eucalipto, além da própria carga orgânica proveniente dos dejetos a qual é formada a massa de LE, sendo um fator primordial para os teores extraídos nesta fração, e possíveis de observação linear com as taxas crescentes de aplicação do resíduo. Observa-se que, nos tratamentos com apenas LE, os valores de Pi_{BIC} foram equivalentes aos valores para esta fração quando se utilizou apenas fertilizantes minerais, revelando assim, a potencialidade de dinâmica de crescimento e renovação da população microbiana, a qual através de sua dinâmica de crescimento disponibiliza elementos anteriormente não lábeis, servindo também como substrato para o crescimento vegetal.

Ramos, Coscione e Camargo (2010) utilizando dois solos distintos, um arenoso sob cultivo de eucalipto similar ao de nosso estudo, e outro argiloso sob plantio de milho concordam com tal afirmativa quando relatam que, durante a extração sequencial, a fração Pi_{BIC} é elevada quando avaliam os tratamentos com as doses crescentes de LE, com pH não modificado, e principalmente, no solo argiloso, capaz de reter maior quantidade de água, aumentando assim a dinâmica de crescimento microbiano no solo. Neste estudo em questão, o tipo de solo foi fator no teor de extraído pelo $NaHCO_3$. No solo argiloso, entre a dose 0 e a dose 16t, os autores observaram valor superior a 8 vezes superior na parcela sob aplicação de LE comparado ao controle.

Vogel et al. (2017) realizando um experimento de incubação com diversas cinzas de LE comparados com STP, realizou um fracionamento de P em todos os tratamentos. No fertilizante puro, não foi encontrada fração P_{BIC}. Mais de 90% de toda fração do STP foi considerada de forma prontamente lábil e solúvel. Com isso, esse suprimento nutricional prontamente disponível serve de substrato para o crescimento microbiano, que necessita imobilizar recurso perante seu crescimento, e o faz a partir da solução do solo, ou partículas que as plantas não conseguem absorver. Concordando com tal fato, Foltran (2017) realizou uma extração sequencial em solo arenoso cultivado com eucalipto sob aplicação de diversos fertilizantes minerais e combinações, e avaliou ao longo do tempo. Quando da avaliação do superfosfato, aos 12 meses após aplicação do fertilizante, o teor de P no solo triplicou devido a alta solubilidade do fertilizante, e posteriormente aos 36 meses percebeu-se um decaimento do teor de aproximadamente 30%, evidenciando a absorção pela comunidade do solo, plantas, e adsorção do elemento.

A fração Pi_{HID01}, representada pelo P ligado aos óxidos de Fe/Al, exibiu tendência linear conforme as quantidades crescentes de LE aplicados ao solo em todas as profundidades analisadas, apesar de que em alguns tratamentos não se observar diferenças estatísticas. Comparativamente as fertilizações minerais, todos os tratamentos envolvendo a aplicação do resíduo proporcionaram aumentos expressivos no P extraído com NaOH 0,1. Na camada de solo coletada superficialmente (0-5 cm) e assumindo T2 (31,2 mg kg^{-1}) como referência, os aumentos foram refletiram 11% em T4 (34,5 mg kg^{-1}), 151% para T5 (78,2 mg kg^{-1}), 164% em T6 (82,3 mg kg^{-1}) e 239% para T7 (105,6 mg kg^{-1}). Os tratamentos T1 (14,2 mg kg^{-1}) e T3 (23,5 mg kg^{-1}) exibiram valores menores que os referentes a T2, em 52 e 25% respectivamente. Tomando o tratamento T3 como parâmetro para esta mesma profundidade, os aumentos percentuais na comparação dos resultados são ainda mais expressivos para os tratamentos envolvendo a aplicação de LE: T4, T5, T6 e T7 foram responsáveis pelo aumento da extração de P acerca de 47, 233, 251 e 350%, juntamente com T2 que apesar de não envolver LE, também obteve aumento no teor de P na ordem de 33%. Para esta profundidade, apenas o tratamento T1 obteve valor 40% menor que T3.

Na camada semisuperficial (5-10 cm) os valores obtidos dos tratamentos minerais foram próximos, o que levou a pouca diferença percentual destes tratamentos perante os demais. Tomando T2 (33,6 mg kg^{-1}), os tratamentos que refletiram aumento no teor de P extraído foram T3 (34,4 mg kg^{-1}) com 2%, T5 (57,3 mg kg^{-1}) com 71%, T6 (63,7 mg kg^{-1}) com 89% e T7 (94,1 mg kg^{-1}) com 180%. Diante desta referência, os tratamentos T1 (16,6 mg kg^{-1}) e T4 (27,3 mg kg^{-1}) exibiram resultados inferiores em 51 e 19%.

Para o tratamento T3 como referência, as quantidades a partir de 100% da recomendação de N como LE mostraram-se superiores na disponibilidade de P ligado aos óxidos de Fe/Al. Para os tratamentos, evidenciou-se que T5 obteve média superior a T3 em 67%, T6 em 85% e T7 com 174% acima de T3. Os tratamentos que refletiram médias inferiores a este comparativo foram T1 com valor menor em 52%, T2 com 2% e T4 com 20%.

Para a camada mais profunda coletada (10-20 cm), as maiores diferenças encontradas, em termos percentuais com relação as fertilizações minerais, se concentraram no tratamento T7 (72,7 mg kg^{-1}) com a maior quantidade de LE aplicada. Para este tratamento, os teores de P extraído com relação a T2 (35,3 mg kg^{-1}) e T3 (26,8 mg kg^{-1}) fora 106 e 171%, respectivamente, seguido de T6 que teve média maior em 16 e 53%. Isoladamente, com relação ao tratamento T2, os demais tratamentos obtiverem médias inferiores em 49% para T1 (17,9 mg kg^{-1}), 24% para T3 (26,8 mg kg^{-1}), 13% para T4 (30,8 mg kg^{-1}) e 7% em T5 (32,7 mg kg^{-1}). Já com relação a T3, os demais tratamentos apresentaram médias maiores em 22% para T5, 15% para T4 e 32% em T2. O único tratamento que apresentou média menor que este controle mineral foi T1, com valor inferior em 33%.

Ramos, Coscione e Camargo (2010), utilizando LE em quantidades de até 16 t ha^{-1}, com pH original da coleta ou modifica propositalmente, enfatizaram que as quantidades de P extraído para esta fração foram proporcionais as quantidades do resíduo aplicadas. Porém devido ao aumento de tempo na extração, a quantidade de P extraído seguiu um padrão linear. Tais autores relacionam tal fato ao fenômeno de dissolução parcial de formas químicas de P relacionadas a Fe e Al, porem quem seu modelo de regressão é consistente com a readsorção ao solo do P extraído (McDOWELL; SHARPLEY, 2003; GATIBONI; KAMINSKI; RHEINHEIMER, 2005), fazendo inferência à cristalização dos compostos amorfos que retém o P, tornando- menos solúvel com o passar do tempo (IBRAHIM; PRATT, 1982)

Alleoni, Fernandes e Correia (2012), utilizando LE proveniente da cidade de Barueri, aplicando ao solo quantidades de até 4 vezes a recomendação de N para o milho em experimento de longa duração, observaram que a extração do P ligado aos óxidos de Fe/Al foi relevante até a camada de 40 cm, mas relatam que a proporção entre o P-Fe foi maior que P-Al, fazendo inferência as características do próprio resíduo para tal resultado na extração. Os mesmos resultados foram observados e relatados por Maguire et al. (2000) extraindo P em solos sob aplicação de biossólido.

Foltran (2017) estudando frações de P em solo florestal sob diferentes tipos de adubos fosfatados, incluindo o superfosfato, encontrou que após 12 meses da aplicação dos fertilizantes, a fração P_{HID01} foi elevada acerca de 48% da extração para esta mesma fração

antes da aplicação dos tratamentos, refletindo a adsorção do P do fertilizante aos óxidos metálicos do solo. Apesar da elevação do teor extraído, o valor para tal foi baixo no estudo desta autor (4,3-4,5 mg kg^{-1}), onde a mesma faz inferência ao elevado teor de matéria orgânica no sistema florestal, proveniente da serapilheira depositada ao solo, porém, devido a sua alta variabilidade, torna-se necessária cautela para inferir sobre tal acontecimento. Para os tratamentos envolvendo fertilizantes minerais, o menor resultado é proveniente da característica do próprio fertilizante. Vogel et al. (2017) realizaram uma extração sequencial no STP, e notou que a menor fração extraída foi relacionada com NaOH 0,1.

Fosfatos de uma forma geral são preferencialmente adsorvidos aos oxidróxidos de Fe/Al, mais do que nitratos, sulfatos, selenitos e molibdatos. Ocorre uma primeira atração eletrostática do fosfato com os oxidróxidos do solo, seguida de uma quimiossorção ou ligação covalente, onde há trocas de OH^- e OH_2^+ pelo P da solução do solo. A elevação do pH torna mais negativa as cargas na superfície dos coloides, diminuindo assim a magnitude de tal fenômeno. De outra forma, valores baixos de pH promovem a máxima adsorção de P ao solo. O teor de matéria orgânica no solo também e seu caráter aniônico também podem promover a adsorção de Al, Fe e Ca, e junto a eles, o P através de pontes de cátions. Todavia, a grande contribuição da matéria orgânica é através dos ácidos orgânicos adsorvidos, os quais solubilizam os oxidroxidos, reduzindo os sítios de adsorção. Neste sentido, a disponibilidade de P para as plantas é elevada. A aplicação de compostos orgânicos, a exsudação das raízes e a atividade microbiana mantem de maneira mais contínua o bloqueio dos sítios de adsorção (NOVAIS; SMITH; NUNES, 2007).

O fato do aumento do P-Fe/Al extraído com NaOH provem das próprias características do LE e as quantidades aplicadas no solo, uma vez que durante a fase de tratamento do resíduo, polieletrólitos contendo tais metais são adicionados à massa orgânica. Somado a este fato, os Latossolos tem elevados teores de óxidos de Fe/Al, os quais elevam a capacidade de adsorção de P à sua fase sólida. Segundo Raij (1991), em solos ácidos, com predomínio de caulinita e óxidos de Fe e Al, como nos estudados, as combinações mais importantes do P estão relacionadas com o Fe e Al, e nem tanto com Ca, visto que este elemento predomina apenas em solos calcários e de elevado pH. Com isso, Sarkar e O'connor (2004), afirmam que LE tratados com óxidos de Fe e Al aumentam a capacidade dos solos na retenção do fosfato.

A extração com HCl do P ligado a Ca (Pi_{HCl}), mostrou que para os tratamento envolvendo a aplicação do resíduo, em todas as profundidades, a maior média do nutriente foi proveniente da aplicação de 150% de LE representada por T7 (20 mg kg^{-1}), a qual também foi a maior perante os demais tratamentos e profundidades.

Na camada superficial (0-5 cm), os tratamentos T1 (11,4 mg kg^{-1}), T2 (13 mg kg^{-1}), T4 (11,9 mg kg^{-1}) e T5 (13,5 mg kg^{-1}) não apresentaram diferença entre suas médias. As menores médias para esta profundidade fora resultantes de T3 (7,2 mg kg^{-1}) e T6 (9,5 mg kg^{-1}), que foram semelhantes. Tomando a fertilização mineral T2 como referência, somente os tratamentos T5 e T7 tiveram percentuais positivos de 4,3 e 55%, respectivamente. Os demais tratamentos apresentaram médias menores em 12, 45, 8 e 26% para T1, T3, T4 e T6, respectivamente. Perante a fertilização mineral T3, todos os tratamentos exibiram percentuais maiores que a média obtida por este tratamento, Respectivamente os aumentos foram 58, 80, 65, 88 32 e 179% para T1, T2, T4, T5, T6 e T7 com relação a fertilização estadual aplicada.

Para a camada 5-10 cm, os tratamentos T7 (15 mg kg^{-1}), T5 (13,3 mg kg^{-1}) e T2 (13 mg kg^{-1}) representaram as maiores médias para a profundidade e não mostraram diferenças, seguidos por T1 (10 mg kg^{-1}), o qual não apresentou diferença com os tratamentos T3 (9,2 mg kg^{-1}), T4 (7,2 mg kg^{-1}) e T6 (9,2 mg kg^{-1}) que foram as menores médias do ensaio para este extrator nesta profundidade. Comparativamente com T2, apenas T7 apresentou resultado maior em 8%. Os demais tratamentos tiveram valores menores em 27% pra T1, 33% para T3, 48% para T4, 4% para T5 e 33% para T6. Tomando T3 como valor-referência, apenas T4 apresentou valor menor, acerca de 22%. Neste comparativo T6 obteve a mesma média de T3 e os demais apresentaram resultados superiores em 9, 50, 44 e 63% para T1, T2, T5 e T7.

Na camada mais profunda coletada (10-20 cm), os resultados foram extremamente semelhantes. O tratamento T7 (11 mg kg^{-1}) foi o que mais se diferenciou dos demais tratamentos como a maior média para esta profundidade, seguido por T5 (7,7 mg kg^{-1}) o qual não obteve diferenças com relação a T1 (5,8 mg kg^{-1}), T2 (7,3 mg kg^{-1}), T3 (5,9 mg kg^{-1}) e T6 (6,1 mg kg^{-1}). O tratamento T4 (5,1 mg kg^{-1}) obteve a menor classificação entre as médias. Observou-se que, conforme aumentou-se a quantidade de LE com fertilizantes minerais, houve uma tendência de aumento linear do teor do elemento no solo, até da mais alta quantidade de LE aplicado, porém este efeito não foi visualizado quando da aplicação isolada de 100% da recomendação de N. Tomando T2 como tratamento referência, apenas T7 e T5 apresentaram valor superior em 50 e 5%, respectivamente. Todos os demais tratamentos mostraram-se inferiores, respectivamente em 20, 18, 29 e 15% para T1, T3, T4 e T6. Para o comparativo com T3, apenas os tratamentos T1 e T4 tiveram médias inferiores em 2 e 13%, respectivamente. Os demais tratamentos mostraram resultados superiores a este comparativo em 22, 29, 3 e 84% respectivamente para T2, T5, T6 e T7.

Apesar do LE utilizado no experimento em questão não ter sido condicionado com cal, o que aumentaria as frações P-Ca, o tratamento envolvendo a maior aplicação do resíduo foi o que refletiu maior resultado para a fração em questão. Cabe ressaltar que tomando 43 t ha^{-1} de LE aplicado no tratamento T7 (LE150) com um teor de Ca de 21,2 g kg^{-1}, houve um aporte de 911 kg deste elemento, o que pode justificar o teor encontrado. Outro fator pode ser a dinâmica de deposição e decomposição da serapilheira, a qual possui o Ca em seu material devido a imobilidade do nutriente no tecido vegetal, o que pode ter sido coletado juntamente com o solo amostrado.

Os tratamentos que contemplaram aplicação de fertilizante mineral (TSP) refletiram aumento desta fração, possivelmente devido a composição do fertilizante, que possui 13% de Ca, refletindo em fosfato de cálcio quando da sua dissolução. Para os tratamentos minerais, a resposta desta fração foi proporcional a quantidade aplicada, sendo T2 maior que T3. Foltran (2017) realizando uma extração sequencial solo sob aplicações de superfosfato e fosfato natural reativo encontrou resultados superiores em mais de 250% para a fração P-Ca do fosfato natural sobre o superfosfato, após 12 meses de aplicação, fazendo inferência sobre a composição intrínseca do fosfato natural que contem elevado teor de fosfato de cálcio em sua composição. Após 3 anos de início do experimento, esta mesma autora evidenciou diminuição do teor desta fração no mesmo solo, enfatizando a conversão do P-Ca em P-Fe/Al.

Munhoz, Berton e Camargo (2011) aplicando dois tipos de LE com teores de P equivalentes ao aplicado em nossos estudos, também evidenciaram que houve acréscimo da fração P-Ca das parcelas sob aplicação do resíduo, porém que não foram proporcionais as taxas de aplicação, sendo tal fração inferior a 5% do total de P extraído entre todas as frações no tratamento sob maior aporte do resíduo. Neste estudo, os autores aplicaram taxas de LE para introduzir 250, 1000 e 2000 kg P^{-1} tendo o resíduo como fonte, e a extração de P-Ca na camada de 0-20 cm não foi proporcional as quantidades de LE introduzidas (36, 33 e 39 mg kg^{-1} P-Ca, respectivamente). Cabe ressaltar que os LE utilizados por estes autores, em suas aplicações continham uma média de 32 e 22,5 g kg^{-1} de Ca.

Alleoni, Fernandes e Correia (2012) também reportam resultados irrisórios para esta fração, aplicando até 76 t ha^{-1} de LE com teores similares de Ca, em Latossolo, encontraram valores próximos aos valores encontrados em nosso estudo. No estudo destes autores, a maior concentração de P-Ca foi encontrado na camada superficial do solo (0-10 cm), corroborando com nossos resultados. Porém, na maior dose de LE reportado por estes autores (76 t LE = 1500 kg P^{-1} = 14mg kg^{-1} P-Ca), o valor encontrado para esta camada de solo foi similar aos nossos resultados (43,5 t LE = 1283,2 kg P^{-1} = 17mg kg^{-1} P-Ca).

Para a profundidade 10-20 cm, o resultados de tais autores para a maior quantidade de LE ficou em torno de 12 mg kg^{-1}, enquanto em nosso estudo, tal resultado foi expresso em 11 mg kg^{-1} de P-Ca, concordando assim com os dados expressos. Ramos, Coscione e Camargo (2010), estudando aplicações de até 16 t ha^{-1} de LE em dois tipos de solo (arenoso e argiloso), não detectaram extração de P-Ca pelo HCl mesmo quando o solo arenoso recebeu calcário durante a instalação da cultura. O LE utilizados por estes autores também não recebeu cal, o que reforça a afirmativa que está fração em solos ácidos tropicais é de pequeno valor.

Para os solos ácidos em condições tropicais, a fração de P-Ca depende inteiramente do fornecimento sob formas de corretivos ou fertilizantes que contenham o elemento (BECK; SANCHEZ, 1994; GALVANI; HOTTA; ROSOLEN, 2008). Aos baixos valores observados neste estudo e em outros em condições similares de solo e clima, é refletido a característica oxídica dos solos e os avançados processos de intemperismo, onde formas de P-Ca são convertidas em formas de P-Fe e P-Al (SHARPLEY; TIESSEN; COLE, 1987; CROSS; SCHLESINGER, 1995), aumentando o teor destas e diminuindo o daquela.

É evidente que uma pequena fração de P-Ca amorfo foi introduzida pelo calcário aplicado na área, pelos fertilizantes que contem este elemento ou pela ciclagem biogeoquímica do material vegetal, o que pode ter promovido a readosrção do Ca nas doses mais altas de LE, promovido pela redistribuição do fosfato adsorvido no interior das partículas do solo com o tempo, proporcionando aumento da retenção do fosfato no solo para esta fração (BARROW, 1986).

A fração de P inorgânica protegido no interior dos micro agregados do solo, extraída pelo NaOH na concentração 0,5 mol L^{-1} (Pi_{HID05}) é considerada como não lábil e apenas completa a extração iniciada pelo NaOH 0,1 mol L^{-1}. Para a camada superficial do solo (0-5 cm), apesar de T7 (21,3 mg kg^{-1}) apresentar a maior média, este tratamento não mostrou diferença com relação às fertilizações minerais T2 (19,4 mg kg^{-1}) e T3 (18,1 mg kg^{-1}), sendo superior a estas em 10 e 18%, respectivamente. De certa forma, as fertilizações minerais também não mostraram diferenças para os demais tratamentos envolvendo a aplicação de LE complementados ou não com fertilizantes minerais. Assim, T4 (17,2 mg kg^{-1}), T5 (17 mg kg^{-1}) e T6 (16,1 mg kg^{-1}), obtiveram a mesma classificação dentre os tratamentos e tiveram resultados inferiores comparados com T2 e T3 em respectivamente 11 e 4% para T4, 12 e 6% para T5 e 16 e 10% para T6. O tratamento controle (T1 = 14,2 mg kg^{-1}) obteve a menor média dos tratamentos, sendo inferior a T2 e T3 em 26 e 21%, respectivamente.

Para a profundidade 5-10 cm, as fertilizações minerais T2 (19,8 mg kg^{-1}) e T3 (19,6 mg kg^{-1}) não exibiram diferenças do tratamento controle T1 (15,3 mg kg^{-1}) e daqueles com quantidades de 100% e 150% de LE, representados por T5 (19,6 mg kg^{-1}) e T6 (19 mg kg^{-1}), independente se complementado com fertilizantes ou não. Neste quesito, T7 (20 mg kg^{-1}) exibiu a maior média para esta camada de solo. A aplicação de 50% de LE complementado com fertilizantes (T4) foi o tratamento que apresentou menor valor de média de recuperação de P para este extrator, com 14,2 mg kg^{-1}. Tomando T2 como referência, apenas T7 obteve resultados percentuais maiores, mesmo assim, de pouca diferença, acerca de 1,3%. Os demais tratamentos exibiram valores menores com relação a este tratamento mineral como segue: T3 e T5 em 0,8%, T1 em 22%, T4 em 28% e T6 em 4%. Tomando T3 como referência, os valores que seguem são similares aos de T2, devido as suas médias similares na extração do P: T1, T4 e T6 tiveram resultados inferiores em 21, 27 e 3,4%, respectivamente. Já os tratamentos T2 e T7 apresentaram resultados maiores em 0,8 e 2,1% respectivamente.

Na camada mais profunda coletada (10-20 cm), a maior média foi proveniente de T5 (19,7 mg kg^{-1}). Porém estatisticamente, este tratamento foi semelhante a T2 (19,5 mg kg^{-1}), T3 (16 mg kg^{-1}), T4 (19,1 mg kg^{-1}) e T6 (17 mg kg^{-1}). Já T7 (15,8 mg kg^{-1}) sob a maior concentração do resíduo aplicado, se assemelhou mais com o controle T1 (13,8 mg kg^{-1}) do que com o restante dos tratamentos avaliados. Para esta profundidade, observou-se efeitos lineares de diminuição da disponibilidade de P proveniente do interior dos agregados do solo, conforme se elevou a concentração de LE aplicado. Tomando o tratamento mineral T2 como referência, apenas T5 promoveu resultados superior, apesar de inferior a 1%. Os demais tratamentos apresentaram percentuais inferiores com relação a este tratamento mineral, na ordem de 29, 17, 2, 13 e 18% para T1, T3, T4, T6 e T7. Já tomando por base T3, os resultados percentuais são positivos devido a menor média deste tratamento. Os percentuais relativos foram inferiores em 13% para T1, e 1% para T7. Os demais tratamentos apresentaram valores percentuais superiores em 22% para T2, 20% para T4, 23% para T5 e 6% para T6. Desta forma, conforme se aumentou a quantidade de LE aplicado, menor foi o teor de P_{HID05}, considerada pertencente a fração de P não lábil no solo.

Para esta fração, nenhum estudo pesquisado envolvendo aplicação de LE em solo discute a extração de P com NaOH 0,5 mol L^{-1}. De uma forma geral, esta fração é citada como complemento da extração com NaOH 0,1 mol L^{-1} (CROSS; SCHLESINGER, 1995),

com remoção do P adicional proporcionada pela maior concentração do extrator, processo intermediário de acidificação, tempo adicional de agitação o qual o solo é submetido e reações de remoção do P do solo (CONDRON; GOH; NEWMAN, 1985), porém não acessadas pelo extrator anterior devido a sua interface de contato estar no interior dos agregados do solo. Com isso, tornou-se necessário comparar tais dados com a mesma técnica utilizada em outros tipos de manejo. No presente estudo, observou-se que o Latossolo estudado apresentou tendência ao acúmulo de P em formas não lábeis a partir da maior dose de LE (150%). Nas quantidades menores que estas, o resultado do P não-lábil proveniente desta fração foi equivalente aos tratamentos minerais, para a camada superficial.

Rodrigues (2013), avaliando os teores de P em solo sob cultivo convencional do solo e semeadura direta na palha observou que dentre os solos avaliados, os Latossolos Vermelho-Amarelo exibiram um gradiente na disponibilidade de P nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm, e que a tendência de acúmulo para esta fração foi mais pronunciada no solo sob o plantio direto na palha. Este autor relata que tal característica é amplamente difundida no estudo da dinâmica no P em solos ácidos e intemperizados, onde elevadas proporções do P aplicado são encontradas como não lábil com o passar do tempo (NOVAIS; SMITH; NUNES, 2007). Neste sentido, o autor afirma que os resíduos orgânicos não é retratado como fator contribuinte para a maior adsorção de P em superfície e formação de P não lábil, mas sim que os sítios ativos dos coloides do solo estejam sendo preenchidos, contribuindo para um maior teor desta fração inorgânica.

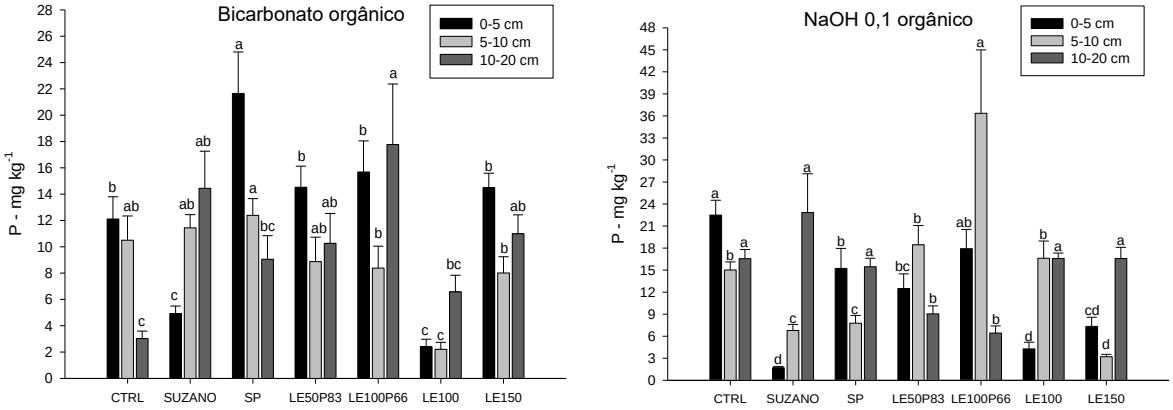
Teles (2014) trabalhando com culturas de cobertura e aplicação de fertilizantes e rochas fosfatadas nas mesmas profundidades deste estudo observou que dentre as sete culturas de cobertura estudadas, não houve diferença para p P_{HID05} até a profundidade de 10 cm. A partir da profundidade 10-20 cm, a cobertura com nabo promoveu o maior valor de P para este extrator no tratamento sem fertilização. Utilizando as mesmas plantas, mas com aplicação de fosfato solúvel, os tratamentos que promoveram a maior média na profundidade 10-20 cm foram sob cobertura de trevo, tremoço e sob pousio, sem cultivo. Para as profundidades 0-5 e 5-10 cm, não houve diferença entre nenhuma das culturas. Quando foi utilizado rocha fosfática, este manejo foi diferente de todos os outros (com fertilizante solúvel e sem P), em todas as profundidade avaliadas, promovendo maior valor desta fração de P. A autora relata tal fato fazendo inferência a baixa solubilidade do fosfato proveniente deste material, proporcionando com isso grande indisponibilidade do nutriente para as plantas.

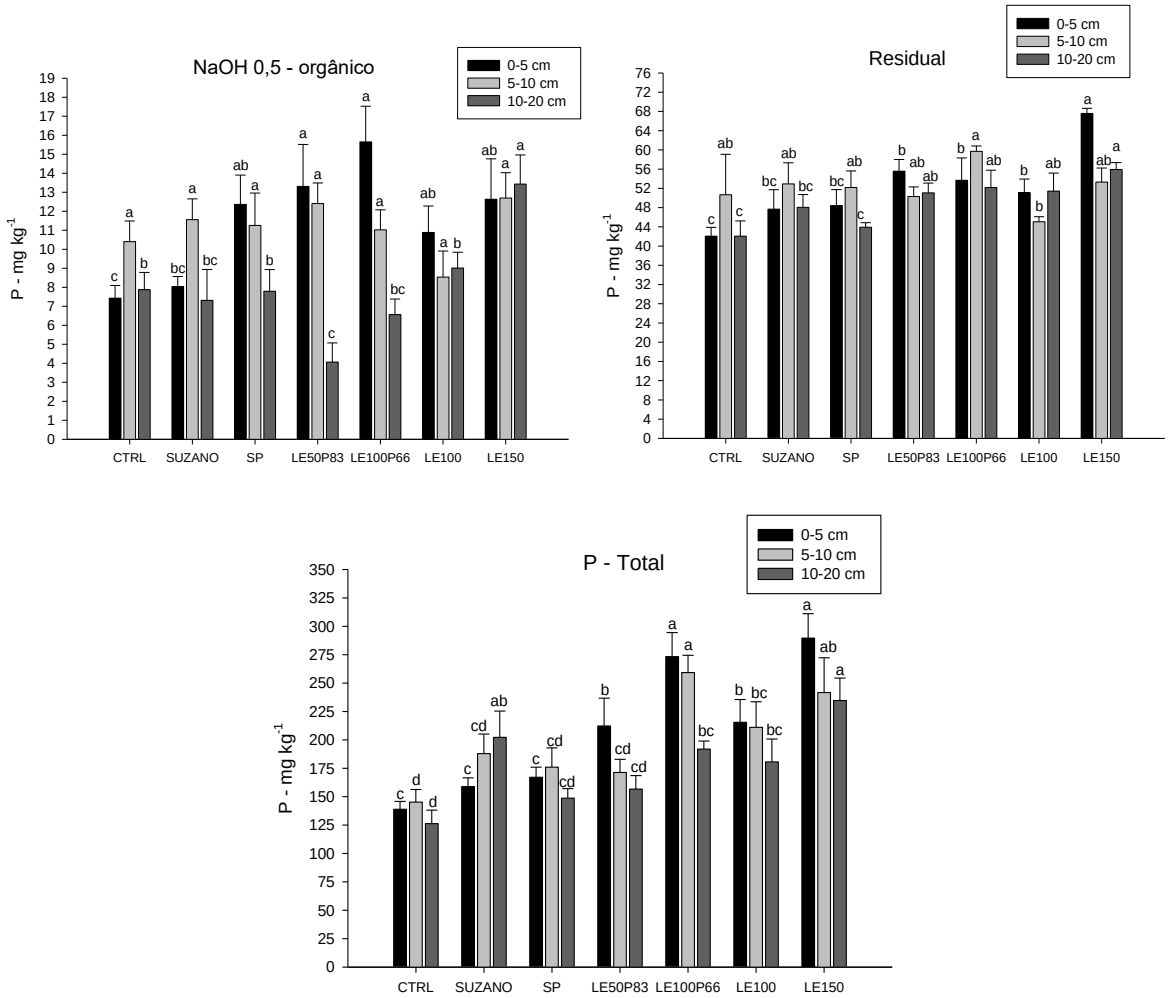
Em solos aeróbicos quando da adição de um material orgânico, alguns eventos podem ocorrer, sendo um exemplo a formação de compostos resistentes a ação microbiana, tanto pela recalcitrância e modificação dos compostos originais, como por intermédio da síntese microbiana. Um pouco do material original, no caso o LE, persiste principalmente na forma de pequenas partículas que se tornam fisicamente protegidas pela infiltração no interior dos micro poros do solo, demasiadamente pequenos para permitir o acesso de alguma microbiota (BRADY; WAIL, 2013b). O recobrimento destas partículas orgânicas com o solo, promove a formação de complexos organominerais, que são resistentes a decomposição e exposição de seus componentes formadores, assim como os nutrientes presentes em seu interior.

4.3.2.2 – Frações Orgânicas de Fósforo, Residual e Total

Os resultados para as frações orgânicas de P, juntamente com o erro padrão em cada análise, estão evidenciados na Figura 17 para Bicarbonato de sódio (Po_{BIC}), NaOH 0,1 (Po_{HID01}), NaOH 0,5 (Po_{HID05}), além da fração residual (P_{RES}) e P total (P_t).

Figura 17 – Resultados das frações orgânicas, residual e total de P extraídas através do fracionamento de Hedley realizado no solo. Barras superiores às barras preenchidas representam o erro padrão em cada análise (n=4). Letras semelhantes em profundidades equivalentes não exibem diferenças estatísticas pelo teste de Duncan (*p<0,05*)





Nota: Extração de P realizada em LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20cm. Frações orgânicas obtidas pela diferença entre P total de cada fração e Pi.

Os resultados de Po_{BIC} extraídos da camada superficial no solo (0-5 cm) revelaram que a maior concentração para esta fração ficou perante o tratamento T3 (21,6 mg kg^{-1}). Para os tratamentos T1 (12,1 mg kg^{-1}), T4 (14,5 mg kg^{-1}), T5(15,7 mg kg^{-1}) e T7 (14,5 mg kg^{-1}) não foram observadas diferenças entre seus resultados. Os tratamentos T2 (4,9 mg kg^{-1}) e T6 (2,4 mg kg^{-1}) foram as menores médias observadas, e os mesmos não promoveram diferenças significativas entre si. Comparativamente com T2, os percentuais de aumento com relação ao P proveniente desta fração foram observados da seguinte forma. T1 com 145%, T3 com 339%, T4 e 194%, T5 com 218% e T7 com 194%. O único tratamento que exibiu percentual menor que o extraído por este tratamento mineral foi T6, sendo menor em 51%. Se o comparativo percentual for realizado perante T3, todos tratamentos foram inferiores a nível percentual: Os tratamentos controle (T1) e mineral (T2) exibiram valores inferiores em 44 e

77%, respectivamente. Já os tratamentos envolvendo a aplicação de LE apresentaram valores inferiores em 33, 27, 88 e 33% para T4, T5, T6 e T7, respectivamente.

Para a camada semi-supercifial (5-10 cm), a maior média também foi evidenciada para o tratamento sob recomendação estadual de fertilização (T3 = 12,4 mg kg^{-1}), o qual não foi observada diferenças para os tratamentos T1 (10,5 mg kg^{-1}), T2 (11,4 mg kg^{-1}) e T4 (8,9 mg kg^{-1}). Os tratamentos T5 (8,4 mg kg^{-1}) e T7 (8 mg kg^{-1}), apesar de terem recebido a mesma classificação estatística, dos anteriores, não exibiram diferenças entre si. O menor valor observado para esta camada de solo foi evidenciado em T6 (2,2 mg kg^{-1}), o qual recebeu classificação diferente dos demais. Neste quesito, observou-se que, não houve diferença quando se aplicou a quantidade máxima de LE (T7 = 150%LE), ou o mesmo foi aplicado em quantidades menores e complementado com fertilizantes minerais, porém o menor valor foi observado na quantidade de 100% de LE, sem nenhuma complementação mineral (T6).

Comparativamente com o tratamento mineral T2, apenas T3 obteve resultado superior, acerca de 8,3%. Todos os demais tratamentos apresentaram valores menores, percentualmente em 8,3% para T1, 22% para T4, 26% em T5, 80% em T6 e 30% para T7. Se fizermos o comparativo para T3, todos os tratamentos exibiram valores inferiores a este, em 15% para T1, 7,5% em T2, 28% em T4, 32% em T5 82% para T6 e 35% para T7.

Para a camada de solo mais profunda coletada (10-20 cm), a maior média observada foi proveniente do tratamento envolvendo 100% da quantidade de LE, complementado com 66% de P (T5 = 17,8 mg kg^{-1}). Apesar deste contexto, este tratamento não apresentou diferenças para T2 (14,4 mg kg^{-1}), T4 (10,3 mg kg^{-1}), e T7 (11 mg kg^{-1}), assim como T3 (9 mg kg^{-1}) e T5 (6,6 mg kg^{-1}) não apresentaram diferenças entre si, e foram iguais ao tratamento T1 (3 mg kg^{-1}) que exibiu a menor média do ensaio. Para esta profundidade, comparativamente a T2, os tratamentos mostraram-se inferiores em 79% para T1, 37% para T3, 28%para T4, 54% para T6 e 24% para T7. O tratamento T5 foi o único neste quesito que mostrou elevação nos valores extraídos, na ordem de 23%, quando comparado a T2. Já no comparativo com T3, apenas T1 e T6 exibiram resultados inferiores a aquele tratamento, na ordem de 66 e 27%, respectivamente. Os demais foram superiores em 59, 13 96 e 21% para T2, T4, T5 e T7.

O fósforo orgânico extraído pelo bicarbonato de sódio representa uma fração lábil, e é influenciado pela mineralogia, aplicação de resíduos e manejo do solo (GATIBONI, 2003; RODRIGUES, 2013). Munhoz, Berton e Camargo (2011), aplicando doses de LE para fornecer até 2000 kg ha^{-1}, observaram que o Po_{BIC} decresceu conforme se aumentou as quantidades de LE. Dados similares podem ser observados em nosso estudo, onde os

tratamentos com LE complementados com fertilizante mineral foram responsáveis pelas maiores médias, apesar de não haver diferença entre estes tratamentos e o controle. O tratamento T6 (LE100) foi o que resultou em menor média, se diferenciando de todos os demais tratamentos, até a camada de 5-10 cm. Tiecher, Rheinheimer e Calegari (2012) trabalhando com solos típicos do Rio Grande do Sul, verificaram aumento desta fração orgânica na camada superficial do solo sob sistema de semeadura direta na palha, fazendo inferência ao *mulch* de palha sob a superfície do solo e liberação de ácidos orgânicos provenientes da decomposição.

Para a camada 0-5 cm, os menores resultados da extração desta fração podem ser atribuídos à alta densidade de raízes do eucalipto, as quais se concentram desde as camadas superficiais, até elevadas profundidades e são responsáveis pela rápida absorção dos nutrientes liberados pelos fertilizantes, resíduos e dinâmica de ciclagem da serapilheira depositada. (GONÇALVES, 2010). Dados similares foram observados por Alleoni, Fernandes e Correia (2012), estudando aplicação de LE sobre a cultura do milho. Estes autores, estudando as frações de P ao longo do tempo em experimento de longo prazo relatam que o P fornecido via LE foi imobilizado sob formas orgânicas, atuando em sincronia na mineralização destas formas ao longo do tempo.

Em nosso estudo, os dados mostraram que na camada mais profunda (10-20 cm), a extração desta fração mostrou proporções maiores, em alguns casos, superior ao teor de P encontrado na camada superficial do solo, o que pode ser atribuído à maior atividade biológica relacionada com a dinâmica de exsudação radicular de ácidos orgânicos pelas raízes das plantas, e maior atividade da biomassa microbiana, podendo ser responsável pela produção de compostos fosfatados a partir das frações inorgânicas (BUNEMAN et al., 2008; TIECHER; RHEINHEIMER; CALEGARI, 2012). Em nosso estudo, a carga orgânica do LE, a presença de ácidos orgânicos e carbono e a própria dinâmica da microbiota na imobilização dos nutrientes promovem uma dinâmica acentuada para que esta fração seja representativa e de relativa importância nestes tipos de avaliações.

Concordando com tais suposições, Foltran (2017) trabalhando com aplicação de diferentes fertilizantes em plantio florestal, e avaliando as frações de P no tempo, observou que sob o tratamento de fertilizante solúvel convencional, da implantação até os 12 meses pós aplicação dos tratamentos, não foi observada diferença entre as extrações de Po_{BIC}. Já aos 36 meses houve aumento desta fração para este tratamento, e de forma mais acentuada, para o fertilizante contendo substancias húmicas, o que favorece a dinâmica da microbiota.

Com isso, o Po_{BIC} estima o P orgânico presente no DNA e fosfolipídios celulares, enquanto a extração com NaOH 0,1 m L^{-1} determina o teor de P orgânico como fosfato de inositol, compreendendo assim a maior porção de fosfato orgânico presente no sistema (TURNER; RICHARDSON; MULLANEY, 2007).

A fração orgânica proveniente da extração com NaOH 0,1 (Po_{HID01}) representada pela carga orgânica que interage com o P ligado na superfície dos óxidos de Fe/Al, evidenciou que, na camada superficial do solo (0-5 cm) a maior média foi evidenciada no tratamento controle (T1 = 22,5 mg kg^{-1}), o qual não obteve diferenças perante T5 (17,9 mg kg^{-1}). Por sua vez, T5 apresentou a mesma classificação que T3 (15,2 mg kg^{-1}) e T4 (12,5 mg kg^{-1}), não sendo, portanto, diferentes entre si. Os tratamentos T2 (1,7 mg kg^{-1}) , T6 (4,3 mg kg^{-1}) e T7 (7,3 mg kg^{-1}) exibiram as menores médias para esta fração, e não foram diferentes entre si, compartilhando o mesmo grupo de médias. Desta forma, foi evidente que as quantidades de LE, quando complementadas com fertilizantes minerais promoveram mais extração de Po_{HID01}, porem as doses isoladas do resíduo promoveram pouca contribuição para esta fração, considerada como moderadamente lábil, na camada superficial. Comparativamente com o tratamento T2, todos os demais apresentaram teores superiores. Respectivamente, T1, T3, T4, T5, T6 e T7 apresentaram medias maiores em 1218, 792, 630, 949, 150 e 329%. Quando tal comparativo foi observado para a fertilização mineral T3, apenas os tratamento T1 e T5 mostraram-se superiores, em 47 e 17%, respectivamente. Todos os demais mostraram resultados inferiores em 88, 18, 71 e 51% para T2, T4, T6 e T7, respectivamente.

Para a camada de 5-10 cm, a maior média foi observada no tratamento envolvendo 100%LE complementado com 66%P (T5 = 36,4 mg kg^{-1}) e que não houve tratamentos que se assemelharam estatisticamente a este. Em sequência, os tratamentos T1 (15 mg kg^{-1}), T4 (18,4 mg kg^{-1}) e T6 (16,6 mg kg^{-1}) foram equivalentes estatisticamente para esta fração. As fertilizações minerais tiveram a mesma classificação e praticamente o mesmo valor, com diferença de 1 mg kg^{-1} (T2 = 6,8 mg kg^{-1} e T3 = 7,8 mg kg^{-1}), não sendo portanto, diferentes. A menor média foi obtida pelo tratamento T7 (3,2 mg kg^{-1}), o qual foi o tratamento com maior quantidade aplicada de LE.

Se compararmos os resultados com as fertilizações minerais, primeiramente com T2, será possível observar que, com exceção de T7, todos os tratamentos exibiram valores maiores: T1 apresentou valor superior em 121%, T3 em 14,6%, T4 em 172%, T5 em 436% e T6 em 145%. Já T7 apresentou valor inferior a T2 em 52%. Quando a comparação é realizada tomando o T3 como referência, apenas os tratamentos T2 e T7 mostram-se com médias

inferiores a aquele tratamento, em cerca de 12 e 58%. Para os demais, as médias representaram aumentos de 93% em T1, 137% e T4, 367% para T5 e 113% para T6.

Para a maior profundidade de solo utilizada para esta extração (10-20 cm), a maior média foi proveniente da fertilização mineral T2 (22,8 mg kg^{-1}), não sendo evidenciada diferenças entre estre tratamento e o controle (T1 = 16,6 mg kg^{-1}), a fertilizações mineral T3 (15,5 mg kg^{-1}), T6 (16,6 mg kg^{-1}) e T7 (16,6 mg kg^{-1}). Já as aplicações de LE complementadas com fertilizantes minerais mostraram-se como as menores médias, e não diferiram entre si. Neste contexto, T4 que contou com 50%LE e 83%P apresentou média de 9 mg kg^{-1}, e T5 com 100%LE e 66%P apresentou média de 6,4 mg kg^{-1}. Neste caso, observou-se que, quando do uso de LE complementado com fertilizantes, o teor de P extraído foi menor em 1,5 vez para T5 e quase 1 vez menos em T6 que quando utilizado o resíduo de forma isolada.

Neste sentido, comparativamente com a fertilização mineral T2, todos os tratamentos tiveram suas medias inferiores nos percentuais de 27, 32, 60, 71, 27, e 27% para T1, T3, T4, T5, T6 e T7. Quando o mesmo comparativo é realizado para T3, apenas os tratamentos T4 e T5 mostraram redução percentual de 41 e 58%, respectivamente. Para os demais tratamentos, os valores foram superiores na ordem de 7 e 47% para T1 e T2, e 7% para ambos os tratamentos T6 e T7.

O fato do tratamento controle ter obtido a maior média para esta fração com relação aos tratamento envolvendo a aplicação de LE pode estar associado ao aporte de matéria orgânica decorrente da aplicação do resíduo, isento em T1. Neste sentido, o LE é capaz de, ao longo do tempo, infiltrar pelos poros do solo e recobrir as bordas dos coloides do solo, competindo assim com o P na adsorção com o Fe e Al (OSMAN, 2013), fato que foi evidenciado na camada superficial do solo, local de aplicação dos tratamento envolvendo as maiores quantidades de LE, isento de complementações minerais. Já nos tratamentos complementados, o aporte de fertilizantes mineral promoveu uma rápida adsorção aos coloides do solo. Rodrigues (2013) cita que a dinâmica do Po_{HID01} está relacionada com a formação de complexos com substancias húmicas, considerado o principal dreno orgânico do fosfato aplicado via fertilização e sobre aporte de resíduos no solo. Porém, devido a elevada variabilidade encontrada nesta fração torna-se necessário cautela ao inferir sobre a dinâmica deste reservatório quando deste tipo de manejo, principalmente porque a adição de tais fontes nutricionais nos sistemas de produção estariam contribuindo no incremento de Po no solo, e não somente ocupando os sítios de adsorção dos minerais e óxidos no solo.

A fração orgânica de P protegida no interior dos agregados do solo, extraída com NaOH 0,5 mol L^{-1} representada por Po_{HID05} evidenciou que as maiores média, na camada superficial do solo (0-5 cm) foram proveniente dos tratamentos envolvendo as aplicações de LE complementadas com fertilizantes minerais. Com isso, T5 apresentou valor de 15,7 mg kg^{-1} e T4 13,3 mg kg^{-1}, porém os tratamentos envolvendo as aplicações isoladas de LE (T6 = 10,9 mg kg^{-1} e T7 = 12,6 mg kg^{-1}) receberam a mesma classificação estatística das maiores médias apresentadas, assim como o tratamento T3 (12,4 mg kg^{-1}). O tratamento T2 (8 mg kg^{-1}) sob fertilização mineral comercial para alta produtividade foi equivalente as aplicações isoladas de LE, e a menor média foi proveniente do tratamento controle T1, com 7,4 mg kg^{-1}, a qual foi diferente dos demais tratamentos para esta camada de solo.

Comparativamente ao tratamento mineral T2, com exceção de T1 que teve média menor em 7,5%, todos os demais tratamentos apresentaram médias superiores em 54, 65, 95, 35 e 57% respectivamente para T3, T4, T5, T6 e T7. Já quando fixamos a média de T3, os tratamentos que mostraram valores superiores foram T4 com 7,6%, T5 com 26% e T7 com 2%. Logo, T1, T2 e T6 apresentaram valores inferiores em 39, 35 e 11% que esta referência mineral.

Para a camada de 5-10 cm, não houve diferenças entre os tratamentos aplicados no solo. As maiores médias foram evidenciadas sobre os tratamentos T7 (12, 7 mg kg^{-1}) e T4 (12,4 mg kg^{-1}), seguidas por T2 (11,6 mg kg^{-1}), T3 (11,3 mg kg^{-1}), T5 (11 mg kg^{-1}), T1 (10,4 mg kg^{-1}) e T6 (8,5 mg kg^{-1}). Comparativamente ao tratamento mineral T2, os únicos tratamentos que obtiveram médias superiores foram T4 e T7 com 7 e 9% acima do valor de referência. Para os demais tratamentos, as os valores foram inferiores em 10, 3, 5 e 26% para T1, T3, T5 e T6. Já comparando com o tratamento T3, as médias acima deste tratamento pertenceram a T2 (2,7%), T4 (10%) e T7 (12,8%) e T1, T5 e T6 apresentaram valores menores em 7, 2 e 24%.

Na camada mais profunda de solo analisada (10-20 cm), a maior média foi representada pelo tratamento T7 (13,4 mg kg^{-1}) sob a aplicação de 150% de LE, a qual não houve nenhum tratamento que se assemelhasse a tal. Os tratamentos T1 (7,9 mg kg^{-1}), T3(7,8 mg kg^{-1}), e T6 (9 mg kg^{-1}), obtiveram a mesma classificação estatística. Os tratamentos T2 (7,3 mg kg^{-1}) e T5 (6,6 mg kg^{-1}) se igualaram na classificação de T1, T3 e T6, porém receberam a mesma classificação que T4 (4,1 mg kg^{-1}) o qual obteve a menor média para o P_o extraído por este extrator nesta profundidade.

Comparativamente ao tratamento mineral T2, os tratamentos envolvendo LE e complementação mineral apresentaram valores inferiores em suas médias de 44% para T4 e

10% para T5. Para todos os outros tratamentos, foram observados valores superiores na ordem de 7% para T1, 6% para T2, 23% para T6 e 83% para T7. Quando fixamos a média de T3, observamos percentuais de diferenças parecidos com os observados em T2. Os tratamentos que apresentaram valores percentuais superiores foram T1 (1%), T6 (15%) e T7 (72%). Já T2, T4 e T5 apresentaram valores inferiores a T3 em 6, 47 e 15%, respectivamente.

Gatiboni (2003) trabalhando com cultivos sucessivos de culturas agrícolas em um mesmo solo e aplicando doses de até 720 kg ha^{-1} de P_2O_5, reportou que não houve mudança nos valores observados para esta fração até o sexto cultivo, e que a partir deste, foi observado redução nas médias obtidas, fazendo inferência a transformação das frações de menor labilidade em frações mais disponíveis para o acesso de plantas e microrganismos. Para o nosso estudo, observou-se que os tratamentos com LE promoveram as maiores médias para P_{HID05}, principalmente na camada superficial do solo, local de aplicação do resíduo. Uma explicação para tal resultado pode estar relacionado à carga orgânica intrínseca do próprio LE, e aos compostos de Fe/Al presentes, proveniente no tratamento do resíduo. Para as camadas subsequentes, a transferência dos grânulos de LE ao longo do perfil e posterior recobrimento destes com partículas de solo pode ter promovido o aumento da fração orgânica de afinidade pelos óxidos de Fe/Al, devido a inacessibilidade de outros microrganismos ao centro orgânico recoberto pelas partículas de solo, diminuindo ou inexistindo a degradação da matéria orgânica e mineralização dos compostos presentes, o que tornou elevado o teor de Po_{HID05}. Este resultado fica evidente quando observamos o aumento proporcional das demais profundidades de 5-10 e 10-20, quando observamos os dados referentes aos tratamentos com aplicação isolada de LE (Figura 16 – NaOH 0,5 orgânico), o que reforça a afirmativa descrita acima.

Rodrigues (2013) comparando os teores das frações de P em sistema de semeadura direta na palha e manejo convencional do solo observou que os maiores valores foram observados no sob a palhada perante o manejo convencional. No solo sob mata nativa, este autor encontrou os menores valores para esta fração, indicando que em sistemas não perturbados sob solos altamente intemperizados, a mineralização das frações orgânicas de P é o principal processo de disponibilização de fosfato para as plantas (CONTE; ANGHINONI; RHEINHEIMER, 2002; GONÇALVES, 2010).

Foltran (2017) observou que para esta fração orgânica, não houve diferenças no estoque de P_o, mesmo ao longo dos 36 meses de observações com exceção do tratamento envolvendo fosfato natural reativo, que promoveu aumento desta fração logo no primeiro ano após a aplicação dos tratamentos. Esta mesma autora, avaliando o superfosfato solúvel,

observou que um aumento de aproximadamente 6 mg kg^{-1} foi observado apenas após 36 meses. Em nosso estudo, os tratamentos envolvendo fertilizantes minerais tiveram as maiores médias para as camadas até 10 cm, local de aplicação das fertilizações por cova lateral. Ressalva-se que, quando da aplicação de fertilizantes, grande parte é adsorvido nas primeiras horas, podendo ser acessado apelas pela microbiota (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2006). Uma vez que esta fração está associada a compostos orgânicos em fosfatos de Fe e Al amorfos e cristalinos, a adição de LE no solo parece ter um impacto significativo na capacidade de sorção de P no solo e dinâmica de mineralização (MUNHOZ; BERTON; CAMARGO, 2011). Dentre as enzimas identificadas para com a finalidade de solubilização da fração mais recalcitrante de P, as fitases e fosfatases são as de maior importância no ciclo do P no solo. Bactérias e fungos presentes no sistema podem sintetizar altos teores de fitases e fosfatases, que em muitos casos, contribui para a nutrição das plantas (RICHARDSON; HADOBAS; HAYES, 2001) e solubilização do P mais recalcitrante.

Apesar de uma preocupação a nível ambiental e sobre a população de organismos do solo, os teores de elementos inorgânicos potencialmente tóxicos não mostrou efeito sobre a dinâmica da microbiota do solo. Nos dados para P_{HID05}, não foi evidenciado diminuição da fração orgânica pelo aumento da quantidade de LE aportado na área. Os maiores valores foram observados nos tratamentos do resíduo complementado com fertilizante, devido a maior quantidade de adsorção o qual o fertilizantes está sujeito. No mais, os valores foram crescentes conforme aumentou-se a quantidade de LE.

A fração residual de P, remanescente após todas as extrações realizadas, mostrou que, os tratamentos envolvendo a aplicação de LE contém uma porção de P recalcitrante, e de forma não lábil no fornecimento nutricional para as plantas e para a fertilidade do solo. Na camada superficial 0-5 cm, a maior média foi evidenciada pelo tratamento T7 (67,6 mg kg^{-1}) composto pela maior quantidade de LE aplicado ao solo, o qual foi diferente dos demais tratamentos utilizados neste ensaio. Posteriormente os demais tratamentos envolvendo as quantidades de LE, complementados com fertilizantes minerais (T4 = 55,6 mg kg^{-1}; T5 = 53,7 mg kg^{-1}) ou não (T6 = 51,1 mg kg^{-1}), apresentaram a mesma classificação de suas médias, não apresentando diferenças. As fertilizações minerais (T2 = 47,7 mg kg^{-1}; T3 = 48,4 mg kg^{-1}), obtiveram médias menores e equivalentes, recebendo a mesma classificação dos tratamentos envolvendo LE e complementações minerais. A menor média apresentada foi proveniente do tratamento T1 (42,1 mg kg^{-1}), o qual foi diferente dos demais tratamentos, não possuindo classificação semelhante para este tratamento perante os demais.

Comparativamente ao tratamento mineral T2, a fração residual de P no solo foi maior em todos os demais tratamentos, com exceção do tratamento controle, o qual foi menor em 11%. As aplicações de LE promoveram resultados maiores para a fração residual em 16% para T4, 12% para T5, 7% para T6 e 41% em T7. O tratamento T3 comparado com T2, teve resultado superior para esta fração em 1,6%. Tomando T3 como referência, valores maiores foram observados apenas nos tratamento envolvendo o uso do LE, como em 14% em T4, 10% em T5, 5% em T6 e 39% em T7. Já os tratamentos T1 e T2 tiveram resultados inferiores em 13 e 1,5%, respectivamente.

Para a profundidade 5-10 cm, o tratamento em que foi evidenciado maior média para P residual foi T5, com 59,7 mg kg^{-1}. A menor média para esta profundidade foi observada para o tratamento T6 (45,1 mg kg^{-1}), sendo este valor mais de 20% inferior a T5. Os demais tratamentos T1 (50,7 mg kg^{-1}), T2 (52,9 mg kg^{-1}), T3 (52,2 mg kg^{-1}), T4 (50,3 mg kg^{-1}) e T7 (53,3 mg kg^{-1}) foram semelhantes tanto para a maior média quanto para a menor, recebendo portanto, ambas classificações. Como o valor das médias para as fertilizações minerais foram parecidas, seus percentuais comparativos também estão similar. Tomando T2 como referência, os tratamentos que apresentaram percentuais maiores foram T5, superior em 12% e T7 com aumento de 0,7%. Para os demais, os valores inferiores foram na ordem de 4% para T1, 1,4% para T2, 5% para T3 e 14% para T6.

Para a profundidade 10-20 cm, o tratamento contendo a maior quantidade de LE obteve a maior média dentre os tratamentos (T7 = 55,9 mg kg^{-1}) e não se igualou a nenhum outro. Em seguida, os tratamentos T4 (51,1 mg kg^{-1}), T5 (52,2 mg kg^{-1}) e T6 (51,4 mg kg^{-1}) foram equivalentes a T7. O tratamento T2 (48,1 mg kg^{-1}) é observado na terceira classificação e não se diferencia dos tratamentos T1 (42,1 mg kg^{-1}) e T3 (43,9 mg kg^{-1}), os quais obtiveram as menores médias e não apresentaram diferenças entre si para o residual de P nesta profundidade.

Quando comparamos o percentual de recuperação de P deste compartimento com o tratamento mineral T2, observamos que, com exceção de T1 e T3 que obtiveram médias inferiores a este tratamento em 12 e 8%, todos os demais tratamentos exibiram valores superiores em 6% para T4. 8% para T5, 7% para T6 e em 16% para T7. Quando comparamos com a fertilização estadual T3, observamos que apenas o tratamento controle obteve média inferior, acerca de 4%. Todos os demais tratamentos obtiveram médias superiores em mais de 15%, e o tratamento T7 em 27%.

Observa-se que para a profundidade intermediária 5-10 cm, esta fração residual foi elevada em todos os tratamentos sob aplicação de fertilizantes minerais quando comparado com as aplicações de LE isolados. Um fato que pode justificar tal resultado é devido à profundidade de aplicação do fertilizante sob a forma de cova lateral nos primeiros 10 cm de solo, ao lado da muda de eucalipto, e devido ao tempo de aplicação e contato com o solo o que certamente promoveu adsorção deste elemento aos coloides do solo. Ressalva-se que, entre a aplicação do fertilizante e a do LE, houve um intervalo de aproximadamente 6 meses, influenciando na dinâmica de retenção de P. Para os tratamentos com LE, a camada superficial 0-5 cm foi a que mais representou esta fração, independente do tratamento avaliado.

Barcellos (2006) realizando uma extração sequencial de P em Latossolo Vermelho eutroférrico, textura argilosa após duas aplicações de LE com quantidades de 10,8 e 21,6 t ha^{-1} no primeiro ano e 10,2 e 20,4 t ha^{-1} no segundo ano, relativas à uma e duas vezes a recomendação estadual para a cultura do milho, notou que houve redução da fração residual conforme se aumentou a dose da aplicação do LE. No estudo desta autora, foi realizado uma extração sequencial no LE, equivalente a realizada em nosso estudo, e foi constatado que a fração residual analisada apresentou teores de 440 mg kg^{-1} para o tratamento envolvendo a dose de duas vezes a quantidade de N para a cultura. Em níveis percentuais, esta fração foi responsável por 55% e 53% de todo o P no solo, nos tratamentos de 1 e 2 vezes a recomendação de N, respectivamente. Em contraste com nosso estudo, a fração residual analisada no LE foi uma das menores dentre todas as frações, e a maioria do teor, encontrado na camada superficial do solo, local da aplicação.

Ramos, Coscione e Camargo (2010) aplicando a técnica de extração sequencial de P em solos argiloso e arenoso com incorporação de 8 e 16 t ha^{-1} de LE em experimento de longo prazo, observaram que para o solo arenoso, quanto maior a quantidade de LE aplicada, menor foi observado o percentual desta fração, que foi extraída por via ácida. Dentro da maior concentração de LE (16 t ha^{-1}) quando o pH foi modificado por acidulação das amostras, esta fração mostrou-se em maior percentual quando comparado com as amostras em pH original. Para as quantidade de 8 t ha^{-1}, o percentual de extração não mostrou diferença entre as amostras com pH original e modificado. Quando comparado ao controle isento de aplicação do resíduo, todas as aplicações de LE no solo arenoso, com pH modificado ou não tiveram resultados menores para P_{RES}, o que também pôde ser observado para o solo argiloso, que igualmente refletiu resultados maiores para esta fração para o tratamento controle, exceto para a amostra envolvendo pH original, o não se constatou diferenças para a dose de 8t ha^{-1}.

Os autores justificam o teor de P_{RES} fazendo inferência ao caráter ácido de alguns extratores, inclusive ao Mehlich, o qual foi utilizado como parâmetro comparativo com o fracionamento, onde além das frações mais solúveis (como a RTA), é capaz de extrais frações de menor solubilidade como o P_{RES}, podendo assim superestimar o P disponível no solo para as culturas implantadas. Porem também é relatado que os resultados relacionados com as frações de P e extratores utilizados são condizentes com a literatura (GATIBONI; KAMINSKI; RHEINHEIMER, 2005).

Munhoz, Berton e Camargo (2011) aplicando LE para fornecer 250, 500, 1000 e 2000 kg ha^{-1} de P para a cultura do milho em Latossolo de forma incorporada ao solo e avaliando a fração P_{RES} na profundidade de 0-20 cm, encontraram resultados diferentes dos apresentados. Na avaliação destes autores, conforme aumentou as quantidades de LE aplicados no solo, menor foi o percentual da fração residual encontrada nas amostras, de 73% no controle para 41% na maior quantidade de LE. Ressalva-se que no experimento de longo prazo destes autores dois fatores contrastantes com o nosso estudo pode ter sido o tempo de aplicação de dinâmica de transformação do P no solo, principalmente da fração residual, dando origem a frações de maior labilidade pela depleção destas e a forma de aplicação do resíduo, o qual foi diferente da aplicação superficial em nosso estudo refletiu aumento desta fração na camada superficial. Em nosso estudo, o fracionamento do LE mostrou que a fração P_{RES} só não teve resultado inferior que a fração mais biologicamente disponível, representada pela extração com água. Com isso, os resultados encontrados eram esperados, sendo esta fração proporcional as quantidades de LE aplicadas, isentando-se os tratamentos envolvendo complementações minerais, as quais, conforme já descritas, tiveram o tempo de aplicação e contato com o solo maior que as aplicações de LE.

Alleoni, Fernandes e Correia (2012), aplicando fertilizantes minerais e LE de forma incorporada ao solo, em doses de uma, duas e quatro vezes a recomendação de N para o milho em experimento de longo prazo sob Latossolo, avaliando as profundidades de 0-10, 10-20 e 20-40 cm perceberam que no tratamento controle, os maiores percentuais da fração P_{RES} foram encontradas nas profundidades 10-20 e 20-40. Já a fertilização mineral exibiu tendência de acumulo em profundidade para a mesma fração. As aplicações envolvendo LE não seguiram uma tendência linear ou quadrática, conforme era esperado pelo aumento da quantidade do resíduo. O tratamento envolvendo a aplicação de uma e quatro vezes a dose de N para a cultura foi a que mais apresentou teor desta fração na profundidade de 20-40 cm. Na profundidade de 10-20 cm, o tratamento envolvendo uma vez a dose de N foi responsável pelo maior teor da fração em questão nesta camada, fazendo inferência as constantes

aplicações do resíduo, e a forma de incorporação nos primeiros 20 cm de solo. Na camada superficial, foi constatado uma baixa percentagem desta fração nas doses de uma e duas vezes a recomendação de N. No tratamento quatro vezes a dose de N, não foi contatado esta fração na camada superficial de 0-10 cm. Cabe ressaltar que as equações de regressão realizadas por estes autores para a fração residual não exibiram um bom ajuste, refletindo um baixo coeficiente de correlação e variação nos resultados para a fração em questão.

Rodrigues (2013) avaliando a disponibilidade de P em Latossolo Vermelho-Amarelo sob cultivo convencional e semeadura direta na palha, nas profundidades de 00-5, 5-10 e 10-20 cm obteve dados concordantes com os nossos, quando relatou que maiores teores de P foram observados nos manejos sob cobertura de palha no solo, principalmente na camada superficial, local de deposição dos resíduos da colheita. Para o preparo convencional do solo, houve diferença inferior de aproximadamente 100 mg kg^{-1} de P, mostrando que a deposição dos restos culturais no solo, a longo prazo, promoveu aumento desta fração, independente da profundidade estudada, e que foi diferente do solo em pousio e cultivo convencional.

Na dinâmica do P não lábil, é pouco provável que esta fração tome grandes proporções na transformação em frações moderadamente lábeis e lábeis. Porém, em alguns casos, a depleção de formas mais disponíveis de P pode gerar um gradiente de transformações na labilidade de frações mais recalcitrantes para frações mais lábeis, afim de manter o tamponamento de P na solução do solo. Com isso, algumas frações anteriormente não disponíveis podem vir a se tornar disponíveis, a depender do tempo, manejo e fontes nutricionais utilizadas (GATIBONI, 2003).

A soma de todas as frações leva ao P-total. Apesar das diferentes quantidades aplicadas ao solo perante os diferentes tratamentos utilizados, observou-se diferenças proporcionais perante as quantidades, na maioria das profundidades avaliadas.

Para a camada superficial (0-5 cm), os tratamentos que obtiveram as maiores médias foram os de maior quantidade de P aplicada, T5 e T7, com respectivos 273,3 e 289,6 mg kg^{-1}. Em seguida, os tratamentos T4 (212,3 mg kg^{-1}) e T6 (215,5 mg kg^{-1}) foram diferentes dos primeiros, e dos demais tratamentos, porém não apresentaram diferenças entre si. Já os tratamentos T1, T2 e T3 também não apresentaram diferenças entre si, sendo as menores médias observadas para esta profundidade.

Quando comparamos os resultados desta profundidade com o tratamento mineral T2, observamos que apenas o tratamento controle obteve valor menor, em 12%. Todos os demais apresentaram valores superiores, sendo as aplicações de LE mais expressivas. Neste sentido, T3 apresentou valor maior em 5%, T4 em 33%, T5 foi superior em 72%, T6 em 35% e T7

com valor acima de 80%. Para T3, seguiu-se a mesma tendência, sendo apenas os tratamento controle e T2, inferiores acerca de 16 e 5%. Os demais tratamentos apresentaram valores superiores em 27% para T4, 63% para T5, 28% para T6 e 73% para T7.

Na camada semi-superficial (5-10 cm), a maior média foi para o P-total foi proveniente do tratamento T5 (259,3 mg kg^{-1}), seguido pelo tratamento T7 (241,7 mg kg^{-1}) o qual se assemelhou a média do primeiro tratamento citado. Na sequência, o tratamento T6 (211 mg kg^{-1}) se equiparou ao tratamento T7. Os tratamentos T2 (188 mg kg^{-1}), T3 (176 mg kg^{-1}) e T4 (171,4 mg kg^{-1}) receberam as mesmas classificações, não apresentando diferenças entre si. O tratamento controle (T1 = 145 mg kg^{-1}) apresentou a menor média dentre os tratamentos estudados, mas pode ser equiparado com T2, T3 e T4.

As relações de proporções quando comparamos todos os tratamentos com as fertilizações minerais normalmente utilizadas, observa-se que para T2, até a quantidade de 50% de LE, o tratamento mineral exibiu maior valor. Neste sentido, T2 foi superior a T1, T3 e T4 em 22, 6 e 8%, respectivamente. Os demais tratamentos incluindo LE foram superiores em 37, 12 e 66%, proporcionalmente as quantidades de P inseridas no sistema, tanto pelo fertilizante mineral quanto pelo resíduo. Quando este mesmo comparativo é realizado para T3, nota-se que apenas T1 e T4 obteve valor inferior a este tratamento mineral, acerca de 17 e 2,5%, respectivamente. Todos os demais tratamentos obtiveram valores superiores, em 6, 47, 19 e 37% para T2, T5, T6 e T7, respectivamente.

Para a camada de solo mais profunda (10-20 cm), foi possível avaliar que a maior média de P-total foi proveniente do tratamento T7 (234,6 mg kg^{-1}), o qual recebeu a maior quantidade de P por via mineral e através do resíduo. Em sequência, o tratamento T2 (202,2 mg kg^{-1}) teve a mesma classificação que T7 e que os tratamentos T5 (191,9 mg kg^{-1}) e T6 (180,7 mg kg^{-1}), estes dois últimos sendo estatisticamente iguais. Já os tratamentos T3 (148,7 mg kg^{-1}) e T4 (156,7 mg kg^{-1}) não apresentaram diferenças entre si, e foram iguais a T5 e T6, assim como foram iguais ao tratamento controle (T1 = 126,3 mg kg^{-1}) que apresentou a menor médias dentre os tratamentos na avaliação do P-total extraído do solo.

Se compararmos os valores extraídos do solo pelos diversos tratamentos, evidenciamos que, para T2, o único tratamento que apresentou valor superior a este foi T7, com 16% a mais de P-total. Todos os demais tratamentos tiveram seus valores percentualmente menores com relação a esta fertilização mineral para esta camada de solo avaliada. T1 e T3 obtiveram valores inferiores em 37 e 26% respectivamente. Já as aplicações de LE exibiram valores menores na ordem de 22, 5 e 10% para T4, T5 e T6, respectivamente.

Quando referenciamos o tratamento mineral estadual T3, observamos que com exceção de T1 que foi inferior em 15%, todos os outros tratamentos exibiram valores superiores. A maior diferença ficou a cargo de T7 em cerca de 57%, seguido de T2 com 36%, T5 com 29%, T6 com 21% e T4 com 5%.

Sui et al. (1999) aplicando doses de LE em um Chernossolo, obtiveram dados mais semelhantes aos nossos aplicando quando a aplicação foi realizada superficialmente. Na ocasião, os autores relatam aumento do P-total nas camadas superficiais do solo, e nenhuma diferença entre este valor nas camadas 20-35 cm. Para ambos os estudos aqui relatados, a justificativa envolve o modo de aplicação do resíduo, superficialmente e incorporado, o que elevada o teor no nutriente nas camadas mais profundas ou mais superficiais.

Gatiboni (2003) em seu estudo sobre disponibilidade de P utilizando doses de fertilizantes (0, 180, 360, 540 e 720 kg ha^{-1} P_2O_5) em 15 cultivos sucessivos, notou que até o terceiro cultivo houve diminuição dos teores de P-total em todos os tratamentos aplicados, independentemente da quantidade de fertilizante utilizada. A partir do terceiro cultivo foi observado oscilações, hora aumentando, hora diminuindo com relação ao cultivo anterior, mas que a técnica da extração sequencial proposta por Hedley, com as mesmas modificações utilizadas em nosso estudo, foi hábil na detecção da maior depleção de P entre os tratamentos, e na predição do estoque nutricional.

Ramos (2009) estudando extração sequencial de P em dois solos, argiloso sob aplicação de 100 e 200% da dose de N para o milho (8 e 16 t ha^{-1} - média de 18,26 g kg^{-1} P), e arenoso, sob aplicações de 50 e 100% da recomendação de N para eucalipto (8 e 16 t ha^{-1} – 8,1 g kg^{-1} P), ambos sob a forma de LE, com pH original e modificado, também relata que o P-total foi proporcional as doses de aplicação do LE, e que a apesar das quantidades equivalentes de LE aplicadas em ambos os solos, o solo argiloso proporcionou maior teor de P total, característica da própria mineralogia e capacidade de retenção de fosfato deste solo perante o arenoso. No solo arenoso, o qual as características se aproximam mais do nosso solo estudado, a quantidade de 16 t ha^{-1} de LE, promoveu teor de P total de 111,2 mg kg^{-1} em pH original e 138,2 mg kg^{-1} em pH modificado, refletindo maior disponibilidade do nutriente quando em ambiente mais ácido.

Alleoni, Fernandes e Correia (2012) aplicando 19, 38 e 76 t ha^{-1} de LE em 4 parcelamentos (350, 703, 1405 kg ha^{-1} P), sendo estes valores uma, duas e quatro vezes a recomendação de N para a cultura do milho e incorporando até 20 cm em Latossolo durante 4 anos, perceberam que os teores de P total foram elevados proporcionalmente as quantidades de P aplicadas, concordando com os dados apresentados em nosso estudo. Na ocasião, os

autores relatam que os aumentos foram mais pronunciados nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, correspondendo as profundidades de incorporação do resíduo, o que difere do nossos resultados devido ao manejo de aplicação do resíduo, que no nosso caso, foi depositado superficialmente sobre o solo, refletindo em aumentos até a profundidade de 10 cm após 12 meses de aplicação. Estes autores citam que, após dois parcelamentos de LE na mesma área estudada, apenas na camada 0-10 cm houve diferença entre os tratamentos. Nas demais profundidades estudadas, durante esse período, foi observado menor teor de P total para os tratamentos que receberam uma e duas vezes a quantidade recomendada, quando comparados com o tratamento que recebeu quatro vezes a recomendação de N. Os autores relatam que este efeito já era evidente após a segunda aplicação do LE, e se estendeu ao longo do experimento. O conteúdo de P foi maior nas camadas superficiais, e foi decaindo conforme se aprofundou as coletas.

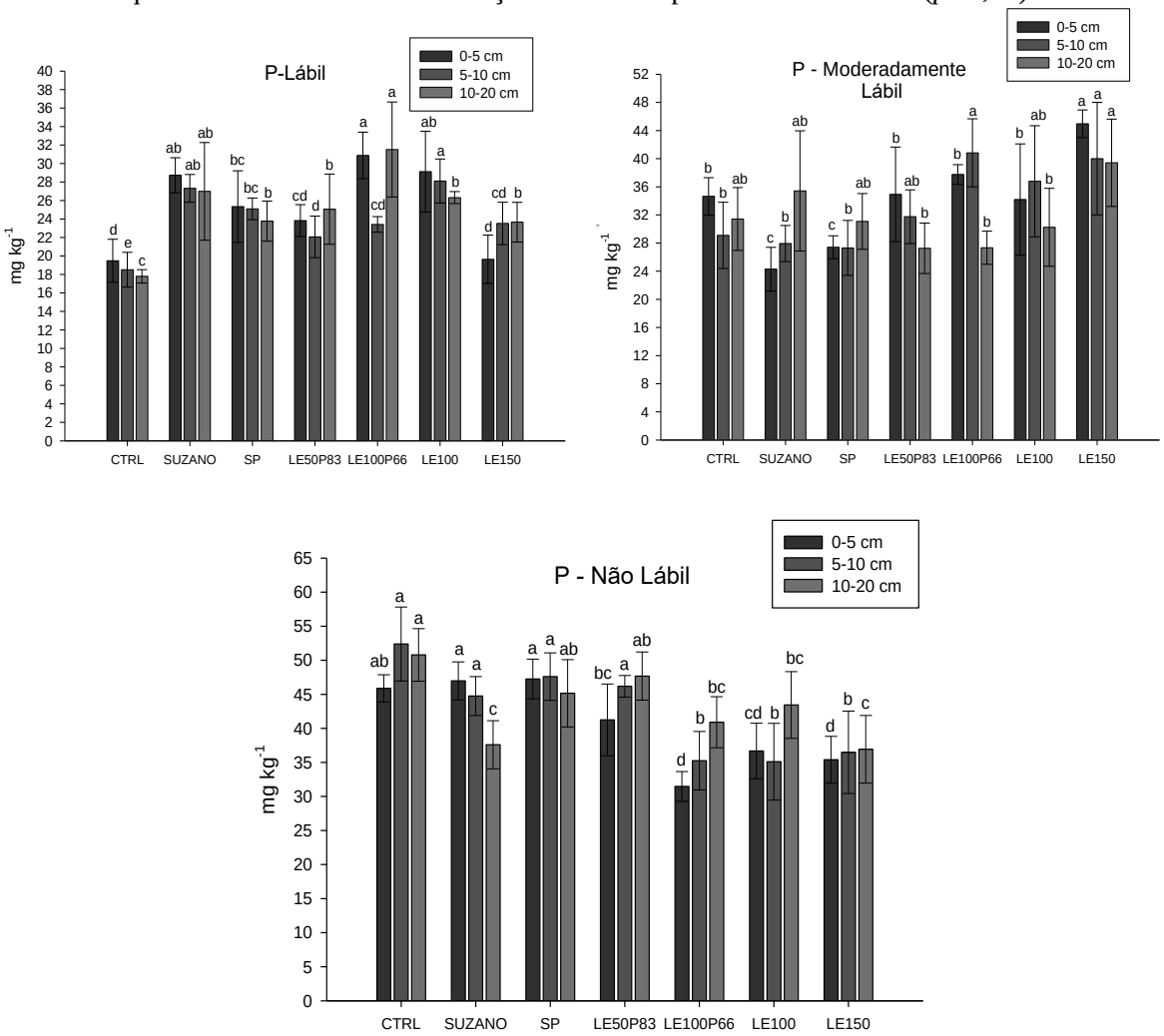
A tendência do aumento do P total entre os tratamentos envolvendo fertilizantes minerais e LE é devido principalmente às quantidades de P contido em cada material, assim como a quantidade de cada material aplicada ao solo. As formas com que o P será refletido em cada fração, está relacionado com a forma de aplicação do LE (incorporado ou superficial). No nosso estudo, os maiores teores de P foram encontrados em superfície e foram diminuindo em profundidade, com exceção do tratamento mineral T2. Tal fato é reportado por Rheinheimer e Anghinoni (2003) contextualizando o menor teor de matéria orgânica em profundidade, pois grande parte do P em solos tropicais úmidos (5-80%) é encontrado sob formas orgânicas. Tais argumentos também são relatados por Schroeder e Kovar, (2006) estudando o P em solo de uma floresta ripária.

4.3.2.2 – Labilidade das Frações de Fósforo no Solo

A labilidade das frações de P é predita pela força de extração dos extratores utilizados, e pela união das frações extraídas. Desta forma, considera-se P-lábil, ou prontamente disponível, o agrupamento das frações P_{RTA}+Pi_{BIC}+$Po_{BIC,}$ de imediata disponibilidade para a plantas. O P considerável moderadamente lábil, o qual pode ser disponibilizado para as plantas com o tempo, é obtido através do agrupamento das frações Pi_{HID01}+Po_{HID01}+P_{HCl}. Já o P não lábil, que não contribui para a nutrição das plantas, é composto pela união das frações Pi_{HID05}+Po_{HID05}+$P_{RES.}$ Desta forma, o resultado da disponibilidade de P perante suas

frações lábil, moderadamente lábil e não lábil, nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm estão evidenciadas graficamente na Figura 18.

Figura 18 – Labilidade das frações de P extraídas do solo através do fracionamento de Hedley e agrupadas segundo a predição de cada extrator. Barras superiores às barras preenchidas representam o desvio padrão em cada análise (n=4). Letras semelhantes em profundidades equivalentes não exibem diferenças estatísticas pelo teste de Duncan (*p<0,05*)



Nota: Extração de P realizada em LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20cm. Agrupamento das frações mediante labilidade predita pelos extratores. P-Lábil = P_{RTA}+Pi_{BIC}+Po_{BIC}; P – Moderadamente Lábil = Pi_{HID01}+Po_{HID01}+Pi_{HCl}; P – Não Lábil = Pi_{HID05}+Po_{HID05}+$P_{RES.}$

Para a camada superficial de solo (0-5 cm), o tratamento T5, com 100% da recomendação de N fornecido como LE e complementado com 66% de P referente à fertilização comercial para altas produtividades, foi responsável pela maior média quanto a disponibilidade de P sob formas lábeis para a absorção das plantas, com 30,9±2,5 mg kg^{-1} e foi diferente de todos os demais tratamentos. Na sequência, é possível observar que T2

(28,7±1,8 mg kg^{-1}) e T6 (29,1±4,3 mg kg^{-1}) não apresentaram diferenças entre si, e foram equivalentes ao tratamento T5. O tratamento sob fertilização mineral estadual T3 (25,3±3,8 mg kg^{-1}) foi equivalente aos tratamentos T2 e T6, assim como o tratamento T4 com 50% de LE (23,8±1,7 mg kg^{-1}), o qual foi equivalente ao tratamento mineral T3. Ainda sobre o tratamento T4, este também foi equivalente aos tratamentos controle (T1 = 19,5±2,3 mg kg^{-1}) e ao tratamento sob 150% de LE (T7 = 19,6±2,6 mg kg^{-1}), sendo estes dois tratamentos iguais e apresentando as menores médias para P lábil obtidas no experimento.

Quando da avaliação sobre a disponibilidade de P entre os tratamentos, observamos que, para T4 (LE5083P), os únicos tratamentos que apresentaram médias inferiores a este foram T1 em 18%, e T7 em 17%. Com relação aos tratamentos minerais T2 e T3, o tratamento T4 mostrou resultado inferior em 20 e 6%, respectivamente. Para o tratamento T5, com 100% da recomendação de N sob forma de LE, complementado com 66% de P, foi possível observar que, com relação aos tratamentos minerais, estes foram inferiores em 7 e 17% sobre o P lábil. Desta mesma forma, o tratamento T6, com 100% da recomendação de N como LE, teve média superior a T2 e T3 em 1,3 e 13% respectivamente. Já o tratamento T7 com a maior quantidade de LE obteve média inferior aos tratamentos minerais em 46% para T2 e 29% para T3 para o P lábil para a camada superficial do solo.

Na camada de solo 5-10 cm, a maior média pode ser observada pelo tratamento T6 contendo 100% da aplicação de LE sem complementação mineral (28,1±2,3 mg kg^{-1}). Em sequência, T2 foi a segunda maior média (27,3±1,5 mg kg^{-1}) e foi equivalente a T6 e a T3 (25,1±1,1 mg kg^{-1}). Os tratamentos T5 (23,4±0,8 mg kg^{-1}) e T7 (23,5±2,3 mg kg^{-1}), os quais envolveram a aplicação e LE, apresentaram semelhança entre si, e podem ser equiparados com o tratamento T3, sob recomendação estadual para fertilização de eucalipto. O tratamento T4, com 50% de LE e 83%P, obteve a menor média entre as aplicações do resíduo e fertilizações minerais, com 22,1±2,24 mg kg^{-1}. O tratamento T1, isento de fertilizações, apresentou a menor média de P-lábil entre todos os tratamentos para esta profundidade de solo avaliada, com 20,5±1,8 mg kg^{-1} de P, e foi diferente de todos os tratamentos avaliados.

Quando comparados os resultados dos tratamentos envolvendo LE com as recomendações comercial (T2) e estadual (T3) nesta profundidade, observamos que apenas T6 (LE100%) demonstrou média superior aqueles tratamentos, na ordem de 2,8 e 10,7%, respectivamente. As demais aplicações de LE foram inferiores aos tratamentos minerais em 23 e 13% para T4, 16 e 7% para T5 e 16 e 6% para T7, respectivamente.

Na camada mais profunda (10-20 cm), a maior média de P lábil foi observada novamente para T5 sob a aplicação de 100% de LE com 66% de P, com 31,5±5,1 mg kg^{-1}. Na sequência, foi observado a média do tratamento mineral T2 (27±5,2 mg kg^{-1}), a qual foi equivalente a T5 na avaliação da disponibilidade do nutriente. Já os tratamentos T3 (23,8±2,1 mg kg^{-1}), T4 (25,1±3,8 mg kg^{-1}), T6 (26,3±0,6 mg kg^{-1}) e T7 (23,7 mg kg^{-1}) não apresentaram diferenças entre si, e foram comparativamente iguais ao tratamento mineral T2. O menor valor de P lábil para esta profundidade foi observado no tratamento T1, com 17,8±0,7 mg kg^{-1}.

As diferenças percentuais dos tratamentos envolvendo LE e as aplicações minerais seguiram a mesma tendência das demais profundidades. Para o tratamento T3, sua média foi superior apenas no tratamento envolvendo a maior quantidade de LE aplicada (150%), e mesmo assim, de forma quase irrisória, acerca de 0,5%. Todos os demais tratamentos envolvendo LE exibiram aumento na ordem de 5, 24 e 9% para T4, T5 e T6, respectivamente. Já o tratamento T2, apesar de pequenas diferenças, exibiu porcentagem positivas quando comparado aos tratamentos com LE, na ordem de 7, 2 e 14% em relação a T4, T6 e T7, respectivamente. Apenas o tratamento T5, representado pela maior média desta profundidade, revelou resultado 14% maior que este tratamento mineral em questão.

A avaliação da fração de P modernamente lábil, na camada superficial do solo (0-5 cm), evidenciou que o tratamento T7 (45±1,9 mg kg^{-1}), com 150% da recomendação de N sob forma de LE, refletiu a maior média entre os tratamentos, não havendo nenhum outro que fosse comparativo a este. Os tratamentos T1 (34,6±2,6 mg kg^{-1}), T4 (34,9±6,7 mg kg^{-1}), T5 (37,8±1,4 mg kg^{-1}) e T6 (34,2±7,9 mg kg^{-1}), não apresentaram diferenças entre suas médias. Os tratamentos minerais T2 (24,3±3,1 mg kg^{-1}) e T3 (27,4±1,6 mg kg^{-1}) representaram as menores médias do experimento, e também não exibiram diferenças estatísticas. Para esta camada de solo, todos os tratamentos envolvendo a aplicação de LE apresentaram resultados superiores quando comparados com as fertilizações minerais. Desta forma, T4 teve média superior a 30 e 21% com relação a T2 e T3. O tratamento T5 mostrou resultado maior em 35 e 27% para os mesmos tratamentos minerais. Os tratamentos com aplicações isoladas de LE T6 e T7, obtiveram superioridade em suas médias com relação aos tratamentos minerais em 29 e 46% para T2 e 19 e 39% para T3.

Na profundidade de 5-10 cm, as maiores medias ficaram foram representadas pelos tratamentos T5 (40,8±4,8 mg kg^{-1}) e T7 (40±8,0 mg kg^{-1}), que não mostraram diferenças entre si. Em seguida, os tratamentos T4 (31,7±3,8 mg kg^{-1}) e T6 (36,8±7,8 mg kg^{-1}) se assemelhou com os tratamento citados anteriormente, e não apresentaram diferenças entre si, e também

foram equivalentes com os tratamentos T1 (29,1±4,7 mg kg^{-1}), T2 (27,9±2,5 mg kg^{-1}) e T3 (27,3±3,9 mg kg^{-1}), os quais também não foram diferentes entre si. Nesta profundidade, semelhantemente ao que foi observado na camada 0-5cm, todos os tratamentos envolvendo aplicação do resíduo tiveram suas médias maiores, quando comparados com os tratamentos minerais. Portanto, com relação aos tratamentos T2 e T3, foi observado resultados superiores em 12 e 14% para T4, 31 e 33% para T5, 24 e 25% para T6 e 30 e 31% para T7.

Na camada de solo na profundidade de 10-20 cm, o maior resultado foi observado para o tratamento T7 (39,4±6,2 mg kg^{-1}), o qual foi diferente de todos os demais tratamentos. Em seguida, os tratamentos T1 (31,4±4,4 mg kg^{-1}), T2 (35,4±8,5 mg kg^{-1}) e T3 (31,1±3,9 mg kg^{-1}) apresentaram potencial para comparação com T7, e com os tratamentos T4 (27,3±3,5 mg kg^{-1}), T5 (27,3±2,3 mg kg^{-1}) e T6 (30,2±5,5 mg kg^{-1}), os quais apresentaram as menores médias para o P moderadamente lábil, nesta profundidade. Neste sentido, quando comparado as fertilizações minerais T2 e T3 com as aplicações de LE, observamos que, com exceção de T7 que teve valor superior em 10 e 21%, respectivamente, todos os demais tratamentos com o resíduo, apresentaram valor inferior que os tratamentos minerais. Desta forma, observamos que T2 e T3 apresentaram médias superiores em 29 e 14 com relação a T4, 29 e 13% em relação a T5 e 17 e 2% em relação a T6.

A soma das frações que dão origem ao P não lábil, sendo aquele que não contribui para a nutrição das plantas, na camada de solo superficial coletada (0-5 cm), ficou evidente que as maiores médias foram provenientes dos tratamentos envolvendo as fertilizações minerais T2 (47±2,7 mg kg^{-1}) e T3 (47,2±2,9 mg kg^{-1}), seguida pelo tratamento controle T1 (45,9±2 mg kg^{-1}), o qual f oi equivalente as fertilizações minerais, quanto a quantidade de P não lábil. Desta mesma forma, o tratamento T4 (47,2±2,9 mg kg^{-1}) também mostrou potencialidade para ser equivalente a T1. Já T6 (36,7±4 mg kg^{-1}), também mostrou potencialidade para expressar os resultados encontrados em T4, e também com T5 (31,5±2,1 mg kg^{-1}) e T7 (35,4±3,4 mg kg^{-1}), os quais representaram a menor média para o P não lábil na cada superficial. Neste quesito, observa-se que as fertilizações minerais foram responsáveis pela maior quantidade de P que não entrará na dinâmica do ciclo vegetal. Comparativamente com os tratamentos envolvendo LE, T2, fertilização comercial para elevadas produtividades, apresentou elevações na ordem de 13, 49, 28 e 32% para T4, T5, T6 e T7, respectivamente. O tratamento T3, recomendação estadual apresentou média superior em 14, 50, 28 e 33% para estes mesmos tratamentos, respectivamente.

Na profundidade de 5-10 cm, foi possível observar que os tratamentos T1 (52,4±5,4 mg kg^{-1}), T2 (44,7±2,8 mg kg^{-1}), T3 (47,6±3,4 mg kg^{-1}) e T4 (46,2±1,5 mg kg^{-1}) obtiveram as maiores médias para o P não lábil, e não apresentaram diferenças entre si. Em seguida, os tratamentos T5 (35,3±4,2) mg kg^{-1}, T6 (35,1±5,6 mg kg^{-1}) e T7 (36,5±6 mg kg^{-1}) tiveram as menores médias, e também não apresentaram diferenças estatísticas entre seus valores. Também foi possível observar que, com relação as fertilizações minerais, exceto T2 que obteve valor inferior a T4 em 3,1%, aquele tratamento teve maior média do que todos os outros envolvendo LE, acerca de 27% para T5, 27,5% para T6 e 22% para T7. O tratamento T3, seguiu a mesma tendência de aumento comparativamente aos tratamentos com LE, na ordem de 3, 35, 35 e 30% respectivamente para T4, T5, T6 e T7.

Para a profundidade de 10-20 cm, o tratamento controle T1 (50,8±3,8 mg kg^{-1}) apresentou a maior média dentre os tratamentos avaliados, seguido pelos tratamentos T3 (45,1±4,9 mg kg^{-1}) e T4 (47,7±3,5 mg kg^{-1}) que revelaram potencial para atingir o valor de T1. Para os tratamentos T5 (40,9±3,7 mg kg^{-1}) e T6 (43,4±4,9 mg kg^{-1}) suas médias foram equivalentes aos tratamentos T3 e T4, assim como também foram equivalentes aos tratamentos T2 (37,6±3,5 mg kg^{-1}) e T7 (36,9±4,9 mg kg^{-1}), que representaram as menores médias do experimento para o P não lábil nesta profundidade.

Comparativamente com as fertilizações minerais, foi possível observar que T2 teve média superior em 1,8% com relação a T7, sendo menor em todos os demais comparativos envolvendo as aplicações de LE, em 21, 8 e 13% para T4, T5 e T6, respectivamente. Já o tratamento T3 obteve média inferior apenas quando comparado com T4, em cerca de 5%. Para os demais tratamentos envolvendo a aplicação do resíduo, o resultado deste tratamento mineral foi superior em 10, 3 e 22% com relação a T5, T6 e T7, respectivamente.

A disponibilidade de P para as plantas após a aplicação de LE dependerá dos atributos do solo, bem como características do clima local e vegetação. Observou-se que, para as frações lábeis e moderadamente lábeis, os tratamentos com LE foram maiores que o controle e iguais aos tratamentos apenas com fertilizações minerais, refletindo assim o potencial de aumento da disponibilidade de P perante o uso do LE, podendo ser complementado ou não.

A fração não lábil de P aumentou concomitantemente às outras frações. Para um primeiro momento, tal observação pode não ser interessante visto a indisponibilidade do elemento a curto prazo para o crescimento dos cultivos implantados sob este manejo. Por outro lado, a frações de maior recalcitrância podem se comportar como tamponantes da solução do solo quando as frações mais lábeis vão sendo exauridas pelo crescimento das plantas. Este fato é relatado por Gatiboni, (2003) que analisando o P do solo sob aplicação de

até 720 kg ha^{-1} P_2O_5 e 15 cultivos sucessivos, observou que até o cultivo 9, as formas de P mais recalcitrantes (Pi_{HID05}, Po_{HID05}, P_{RES}) não foram modificadas expressivamente, refletindo pouca participação destas frações quando a disponibilidade das mais lábeis era maior. A partir do cultivo 9, ouve mineralização das frações orgânicas recalcitrantes, o que contribuiu para a disponibilização do nutrientes para os cultivos subsequentes.

Foi possível observar que a aplicação de LE modificou alguns aspectos na dinâmica do P nos solo, pois além de formar compostos de maior ou menor complexidade, ligados a Fe, Al, Ca e matéria orgânica, (RAIJ, 2004; MUNHOZ; BERTON, 2006), altera a sua disponibilidade e redistribui o elemento entre as suas principais frações no solo. A proposta de que a aplicação de LE aumenta as frações lábeis de P no solo, aumentando a disponibilidade do nutriente para as plantas, foi aqui comprovada pela evidencia de aumento da fração lábil nas três profundidades estudadas. Concomitantemente ao aumento deste compartimento, para as frações moderadamente lábeis e não lábeis também se observou aumento, porém de uma forma menos acentuada quando os tratamentos envolviam a aplicação isolada de LE, do que quando se comparava as aplicações com LE e fertilizações minerais, devido ao P prontamente solúvel proveniente dos fertilizantes ser imediatamente adsorvido após a aplicação no solo.

5 – CONCLUSÕES

i - A aplicação de LE aumentou os teores de macronutrientes (P, K, S) e esse aumento foi mais pronunciado a partir do tratamento T5 (LE100P66). Para o Ca não houve influência perante os tratamentos com LE. O tratamento T7 (LE150) promoveu maior média para extração do Mg.

Para os atributos do solo, o pH sofreu redução em todas os tratamentos envolvendo LE, exceto na maior dose do resíduo (LE150), o qual não houve diferença para o tratamento controle e fertilizações minerais.

O teor de MO teve um efeito linear conforme se aumentou a quantidade de LE. Para a acidez potencial (H+Al), não houve diferenças entre os tratamentos.

Os micronutrientes sofreram influência da aplicação de LE. Para o B, os tratamentos T5 (LE100P66) e T7 (LE150) foram equivalentes aos tratamentos minerais e maiores que o controle.

O teor de Cu foi equivalente entre os tratamentos T2 (SUZANO), T5 (LE100P66), T6 (LE100) e T7 (LE150).

Para o Fe, os tratamentos com aplicação de LE não diferiram do controle e tratamentos minerais.

As aplicações de LE reduziram o teor de Mn extraível. O tratamento T7 (LE150) promoveu o menor teor extraível e foi diferente dos demais tratamentos.

O teor de Zn foi elevado com as doses de LE até a dose de 100%. Na dose de 150% houve redução do teor do elemento, porém não houve diferenças perante os tratamentos minerais. O controle foi equivalente aos tratamentos minerais e a T4 (LE50P83).

ii - O P extraído da biomassa microbiana foi proporcional as quantidades crescentes de LE aplicadas no solo. A maior média foi proveniente de T7 (LE150%), seguido de T5 (LE100P66) e T6 (LE100) os quais não apresentaram diferenças entre si, e T4 (LE50P83). Os tratamentos minerais e o controle foram inferiores perante os demais, mas não apresentaram diferenças entre si.

iii - O fracionamento de P revelou aumento das frações lábeis de P no solo, assim como de moderadamente lábil e não lábil. A soma das frações lábeis e moderadamente lábeis foram maiores que as frações não lábeis isoladas, mostrando a potencialidade de substituição ou complementação da fertilização do solo com o resíduo. As aplicações de LE aumentaram a labilidade das frações principalmente até a profundidade de 10cm e seus teores foram maiores que as fertilizações minerais ou o controle. Para a fração não lábil, o oposto foi observado: o controle e tratamentos minerais apresentaram as maiores médias, principalmente na camada superficial.

O tratamento T5 (LE100P66) mostrou-se equivalente ou maior que os tratamentos minerais na maioria das profundidades e labilidades estudadas, com exceção da fração não lábil. Em seguida, os tratamento T6 (LE100) e T7 (LE150), mostraram relevância na disponibilidade de P pelas frações estudadas. O tratamento T4 (LE50P83) foi o que menos se diferenciou dos tratamentos envolvendo as aplicações minerais e controle.

REFERÊNCIAS

ABREU, C. A. de; LOPES, A. S.; SANTOS, G. C. G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R. F.; ALVEREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 645-736.

ABREU JUNIOR, C. H. **Uso agrícola de lodo de esgoto em sistema florestal para produção de eucaliptos**. Relatório Científico Final. Processo No 2004/15097-0. São Paulo: FAPESP, 2009. 106 p.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 3, 2002.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A. F.; ALVAREZ V., F. C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 635-647, 2000.

AGUDELO, S. C.; NELSON, N. O.; BARNES, P. L.; KEANE, T. D.; PIERZYNSKI, G. M. Phosphorus adsorption and desorption potential of stream sediments and field soils in agricultural watersheds**. Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 40, n. 1, p. 144-152, 2011.

ALCARDE, J. C.; GUIDOLIN, J. A.; LOPES, A. S. **Os adubos e a eficiência das adubações**. São Paulo: ANDA, 1989. v. 3, 35p.

ALLEONI, L. R. F.; MELLO, J. W V.; ROCHA, W. S. D. Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo:** Parte 2 – Conceitos básicos. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. cap. 12, p. 69-130.

ALLEONI, L. R. F.; FERNANDES, A. R.; CORREIA, B. L. Sequential extraction of phosphorus in an Oxisol amended with biosolids in a long-term field experiment in Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. Amsterdam, v. 161, p. 145-151, 2012. doi: doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.029.

ALVAREZ V., V. H.; ROSCOE, R.; KURIHARA, C. H.; PEREIRA, N. F. Enxofre. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES. J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 595-644.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DO ADUBO – ANDA. **Mercado de Fertilizantes Jan/Mar – 2017**. Relatório trimestral. São Paulo, 2017. Disponível em: <http://www.anda.org.br/estatistica/comentarios.pdf >. Acesso em: 08 mar. 2017.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 130, n. 4, p. 211-216, 1980.

ARAUJO, A. P.; MACHADO, C. T. T. Fósforo. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 253-280.

ARAUJO, F. F.; CARMONA G. F.; TIRITAN, C. S. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de *Brachiaria decumbens* e na atividade da desidrogenase. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 39, n. 1, p. 1-6, 2009.

AQUINO, L. A. **Parcelamento do fósforo na cultura do algodão irrigado em Neossolo Quartzarênico**. 2009. 86 p. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

BARCELLOS, I. F. **Partição do fósforo (P) em sedimentos de solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com milho**. 2006. 42 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2006.

BARROW, N. J. Reaction of anions and cations with variable-charge soils. **Advances in Agronomy**, New York, v. 38, p. 183-230, 1986.

BAZANI, J. H.; GONÇALVES, J. L. M.; ROCHA, J. H. T.; MELO, E. S. A. C.; PRIETO, M. Nutrição fosfatada em plantações de eucalipto. **Informações Agronômicas - IPNI**, Piracicaba, v. 148, n. 11, 11 p. 2014.

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability**: A mechanistic approach. New York: Wiley-Interscience, 1984. 398 p.

BARROS, N. F.; NEVES, J. C. L.; NOVAIS, R. F. Recomendação de fertilizantes minerais em plantios de eucalipto In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 269-286.

BASTA, N. T.; RYAN, J. A.; CHANEY, R. L.; Trace element chemistry in residual-treated soil. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 34, n. 1, p. 49-63, 2005.

BATISTA, H. G. CADE aprova compra da Ripasa por Suzano e VCP. **Jornal O Globo**, Rio de Janeiro, 08 ago. 2007. Disponível em: < http://oglobo.globo.com/economia/cade-aprova-compra-da-ripasa-por-suzano-vcp-4163748>. Acesso em: 06 fev. 2017.

BECK, M. A.; SANCHEZ, P. A. Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a Typic Paleudult. **Soil Science Society of America Journal**, Madison v. 58, n. 5, p. 1424-1431, 1994.

BERG, B.; STAAF, H. Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter. **Ecological Bulletin**, Stockholm, v. 33, p.163-178, 1981.

BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 259-268.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Lodo de esgoto**: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 25-36.

BETTIOL, W.; FERNANDES, S. A. P. **Efeito do lodo de esgoto na comunidade microbiana e atributos químicos do solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. (Comunicado Técnico, 28).

BETTIOL, W.; GHINI, R. Impacts of sewage sludge in tropical soil: a case study in Brazil. **Applied and Environmental Soil Science**, New York, v. 2011, art. ID 212807, 2011. doi:10.1155/2011/2128072011.

BEZERRA, F. B.; OLIVEIRA, M. A. C. L.; PEREZ, D. V.; ANDRADE, A. G.; MENEGUELLI, N. A. Lodo de esgoto em revegetação de área degradada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 3, p. 469-476, 2002.

BEZERRA, R. G. D.; SANTOS, T. M. C.; ALBUQUERQUE, L. S.; CAMPOS, V. B.; PRAZERES, S. S. Atividade microbiana em solo cultivado com cana-de-açúcar submetido a doses de fósforo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Paraíba, v. 3, n. 4, p. 64-69, 2008.

BOEN, A.; HARALDSEN, T. K.; KROGSTAD, T. Large differences in soil phosphorus solubility after the application of compost and biosolids at high rates. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science**, Copenhagen, v. 63, n. 6, p. 473-482, 2013.

BONINI, C. S. B.; ALVES, M. C.; MONTANARI, R. Sewage sludge and mineral fertilization on recovery of chemical properties of a degraded soil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina, Grande, v. 19, n. 4, p. 388-393, 2015.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Ciclagem de nutrientes e fertilidade do solo. In: _____. **Elementos da Natureza e Propriedade dos Solos**, 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013a. cap. 12, p. 462-476.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Matéria orgânica do solo. In: _____. **Elementos da Natureza e Propriedade dos Solos**, 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013b. cap. 11, p. 462-476.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Acidez, alcalinidade, aridez e salinidade do solo. In: _____. **Elementos da Natureza e Propriedade dos Solos**, 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013c. cap. 9, p. 299-355.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília, DF: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2013. 173 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N°. 375 de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, nº 167, de 30 ago. 2006. Seção 1, p. 141-146.

BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S.; JENKINSON, D. S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 14, n. 4, p. 319-329, 1982.

BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A. D.; MARIA, I. C. D. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated with successive applications of sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 1461-1470, 2011.

BUNEMANN, E. K.; SMERNIK, R. J.; MARSCHNER, P.; MCNEILL, A. M. Microbial synthesis of organic and condensed forms of phosphorus in acid and calcareus soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 932-946, 2008.

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE J. A.; VALADARES, J. M. A. S. **Método de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas.** Campinas: Instituto Agronômico, 1986. 94 p. (Boletim Técnico, 106).

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. de A.; SOBRINHO N. M. B. do A. Reações da matéria orgânica. In SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Gênesis, 1999. p. 69-89.

CANTARELLA, H. Nitrogênio In: NOVAIS, R. F.; ALVEREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v. 2, p. 375-470.

CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; CASTILHOS, R. M. Atividade microbiana em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 6, n. 1, p. 71-76, 2000.

CHANG, S. C.; JACKSON, M. L. Fractionation of soil phosphorus. **Soil Science**, Baltimore, v. 84, p. 133-144, 1956.

CHANG, A. C.; PAGE, A. L.; SUTHERLAND, F. H.; GRGUREVIC, E. Fractionation of phosphorus in sludge-affected soils. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 12, n. 2, p. 286-290, 1983.

COLODRO, G.; ESPÍNOLA, C. R.; CASSIOLATO, A. M. R.; ALVES, M. C. Atividade microbiana em um Latossolo degradado tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 2, p. 195-198, 2007.

CONDRON, L. M.; GOH, K. M.; NEWMAN, R. H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ^{31}P nuclear magnetic resonance analysis. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 36, p. 199-207, 1985.

CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA - CNA. **Balanço 2016 e perspectiva 2017 – Silvicultura**. Brasília, 2016. Disponível em: <http://www.cnabrasil.org.br/sites/default/files/sites/default/files/uploads/12_silvicultura.pdf> Acesso em: 08 mar. 2017.

CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D. S. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatase ácida após aplicação de fosfato em solo no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 925-930, 2002.

COREY, R. B. Phosphorus regulations: Impact of sludge regulations**. Crop Soils**, v. 20, p. 5-10, 1992.

CORRÊA, J. C.; BULL, L. L.; T.; CRUSCIOL, C. A. C.; TECCHIO, M. A. Aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário na cultura da soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 43, n. 9, p. 1209-1219, set. 2008.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, Amsterdam, v. 64, n. 3-4, p. 197-214, 1995.

CUNHA, G. M.; RODRIGUES, A. C. D. G.; COSTA, G. S.; VELLOSO, A. C. X. Fósforo orgânico em solos sob florestas montanas, pastagens e eucalipto no norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 31, n. 4, 2007.

DAHLIN, S.; WITTER, E.; MARTENSSON, A.; TURNER, A.; BAATH, E. Where's the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soil at low levels of metal contamination**. Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 29, n. 9-10, p. 1405-1415, 1997.

DA SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 33, n. 1, p. 1-8, 1998.

DA SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVEREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-357.

DALAL, R. C. Soil organic phosphorus. **Advances in Agronomy**, New York, v. 29, p. 83-117, 1977.

DAYTON, E. A.; BASTA, N. T. A method for determining the phosphorus sorption capacity and amorphous aluminum of aluminum-based drinking water treatment residuals. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 34, n. 3, p. 1112-1118, 2005.

DICK, W. A.; TABATAI, M. A. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containg labile organic and inorganic phosphorus compounds. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 6 p. 82-85, 1977.

DUWIG, C.; BECQUER, T.; CHARLET, L.; CLOTHIER, B. E. Estimation of nitrate retention in a Ferralsol by a transiente-flow method. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 54, n. 3, p. 505-515, 2003.

ELLIOTT, H. A.; O'CONNOR, G. A.; LU, P.; BRINTON, S. Influence of water treatment residuals on phosphorus solubility and leaching. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 31, n. 4, p. 1362-1369, 2002.

ELLIOTT, H. A.; O'CONNOR, G. A. Phosphorus management for sustainable biosolids recycling in the United States. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, n. 6, p. 1318-1327, 2007.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Produção e Informação, 1999. 412 p.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. **Nutrição mineral de plantas:** Princípios e perspectivas. 2. ed. Londrina: Editora Planta, 2006. 401 p.

ERNANI, P. R.; ALMEIDA, J. A. de; SANTOS, F. C. dos. Potássio. In: NOVAIS, R. F.; ALVEREZV., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 551-594.

FALCAO, N. P. de S.; SILVA, J. R. A. da. Características de adsorção de fósforo em alguns solos da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 34, n. 3, p. 337-342, 2004.

FERRAZ, A. V. **Ciclagem de nutrientes e metais pesados em plantios de *Eucalyptus grandis* adubados com lodos de esgoto produzidos em diferentes estações de tratamento da região metropolitana de São Paulo**. 2009. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) de – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009

FERRAZ, A. V. **Efeito residual do lodo de esgoto na produtividade e na ciclagem de nutrientes em plantios de *Eucalyptus grandis* e no cultivo de plantas alimentícias (simulando alterações do uso agrícola do solo).** 2013. 159 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

FERRAZ, A. V.; POGGIANI, F.; SILVA, P. H. M. Aplicação de lodo de esgoto seco e fertilizantes minerais em plantios de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*: produtividade e balanço de nutrientes. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 44, n. 112, p. 959-970. 2016.

FERRAZ, A. V.; MOMENTEL, L. T.; POGGIANI, F. Soil fertility, growth and mineral nutrition in *Eucalyptus grandis* plantation fertilized with different kinds of sewage sludge. **New Forests**, Heidelberg, v. 47, n. 6, p. 861-876. 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11056-016-9549-1#CR11> Acesso em: 12 maio 2017.

FIRME, L. P. **Produção de madeira e elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-eucalipto tratado com lodo de esgoto**. 2009. 81 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

FLORENTINO, A. L. **Fertilidade do solo, nutrição mineral, produtividade e metais pesados em plantações de eucalipto com efeito residual de lodo de esgoto**. 2016. 141 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

FLORES, T. B.; ALVARES, C. A.; SOUZA, V. C.; STAPE, J. L. ***Eucalyptus* no Brasil**: zoneamento climático e guia para identificação. Piracicaba: IPEF, 2016. 448 p.

FOELKEL, C. E. B. Eucalipto no Brasil, história de pioneirismo. **Revista Visão Agrícola**, Piracicaba, v. 4, n. 4, p. 65-69, 2005.

FOLTRAN, E. C. **Dinamica do P no sistema solo-planta sob diferentes solubilidades de fertilizantes fosfatados, em plantio de *Eucalyptus grandis*.** 2017. 74 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

FONTAINE, S.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 35, n. 6, p. 837-843, 2003.

FROSSARD, E.; CONDRON, L. M.; OBERSON, A., SINAJ, S.; FARDEAU, J. C. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 29, n. 1, p. 15-23, 2000.

FROSTEGÅRD, Å.; BÅÅTH, E.; TUNLIO, A. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 6, p. 723-730, 1993.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um latossolo vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 28, n. 3, p. 569-577, 2004.

GALVANI, R.; HOTTA, L. F. K.; ROSOLEM, C. A. Phosphorus sources and fractions in an oxisol under no-tilled soybean. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, n. 4, p. 415-421, 2008.

GATIBONI, L. C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo as plantas**. 2003. 247 p. Tese (Doutorado em Biodinâmica do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S. Modificações nas formas de fósforo do solo após extrações sucessivas com Mehlich-1, Mehlich-3 e resina trocadora de ânions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 3, p. 363-371, 2005.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S.; FLORES, J. P. C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 691-699, 2007.

GEORGE, T. S.; TURNER, B. L.; GREGORY, P. J.; CADE-MEMUN, B. J.; RICHARDSON, A. E. Depletion of organic phosphorus from Oxisols in relation to phosphatase activities in the rhizosphere. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 57, n. 1, p. 47-57, 2006.

GONÇALVES, G. K.; MEURER, E. J. Frações de fósforo no solo e sua relação com a absorção pelas plantas de arroz irrigado por alagamento em solos do rio grande do sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 357-362, 2009.

GONÇALVES, J. L. M. Eucalipto. In: PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. **Boas Práticas para Uso Eficiente de Fertilizantes.** Piracicaba: IPNI, 2010. v. 3, p. 311-372.

GONÇALVES, J. L. M.; VALERI, S. V. Eucalipto e pinus. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B.; ABREU, C. A. (Ed.). **Micronutrientes**: elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: CNPq; FAPESP; PATAFOS, 2001. p. 393–423.

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L.; BENEDETTI, V.; FESSEL, V. A. G.; GAVA, J. L. An evaluation of minimum and intensive soil preparation regarding fertility and tree nutrition. In: GONGALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Forest nutrition and fertilization**. Piracicaba: IPEF, 2004. p. 13-64.

GONÇALVES, J. L. M.; POGGIANI, F.; STAPE, J. L.; SERRANO, M. I. P. S.; MELLO, S. L. M. MENDES, K. C. F. S.; JORGE, L. A. C. **Efeito de práticas de cultivo mínimo e intensivo do solo sobre a ciclagem de nutrientes, fertilidade do solo, configuração do sistema radicular, e nutrição mineral do povoamento de *Eucalyptus grandis*.** Piracicaba: IPEF, 1997. (Relatório final de Pesquisa, FAPESP, processo n° 1994/4248-4).

GOLÇALVES, J. L. M.; ALVARES, C. A.; HIGA, A. R.; SILVA, L. D.; ALFENAS, A. C.; STAHL, L.; FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. P.; BRANCALION, P. H. S.; HUBNER, A.; BOILLET, J. P.; LACLAU, J. P.; NOUVELLON, Y.; EPRON D. Integrang genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 6-27, 2013.

GRANT, C.; BITTMAN, S.; MONTREAL, M.; PLENCHETTE, C.; MOREL, C. Soil and fertilizer phosphorus: Effects on plant P supply and mycorrhizal development. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, v. 85, n. 1, p. 3-14, 2005.

GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 267-280, 2006.

GUSTAFSSON, J. P.; MWAMILA, L. B.; KERGOAT, K. The pH dependence of phosphate sorption and desorption in Swedish agricultural soils. **Geoderma**, v. 189, p. 304-311, 2012.

HAAN, F. A. M. Soil quality evaluation. **Soil pollution and soil protection**. Wageningen: Wageningen Agricultural University; International Training Centre (PHLO), 1996. 17 p.

HAMILTON, H. A.; BROD, E.; HANSERUD, O.; MÜLLER, D. B.; BRATTEBO, H.; HARALDSEN, T. K. Recycling potential of secondary phosphorus resources as assessed by integrating substance flow analysis and plant-availability. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 575, p. 1546-1555, 2017.

HE, Z. W.; LIU, W. Z.; WANG, L.; TANG, C. C.; GUO, Z. C.; YANG, C. X.; WANG, A. J. Clarification of phosphorus fractions and phosphorus release enhancement mechanism related to pH during waste activated sludge treatment. **Bioresource Technology**, Barking, v. 222, p. 217-225, 2016.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of American Journal,** Madison, v. 46, n. 4, p. 970-976, 1982.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. B. Method to measure microbial phosphate in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 14, n. 4, p. 377-385, 1982.

HEDLEY, M.; McLAUGHLIN, M. Reactions of phosphate fertilizers and by-products in soils. In: SIMS, J. T.; SHARPLEY, A. N.; PIERZYNSKI, G. M; WESTERMANN, D. T.; CABRERA, M. L.; POWELL, J. M.; DANIEL, T. C. **Phosphorus**. Agriculture and the environment. Madison: American Society of Agronomy, 2005. p. 181-254.

HÖGBERG, M. N.; CHEN, Y.; HÖGBERG, P. Gross nitrogen mineralization and fungi-to-bacteria ratios are negatively correlated in boreal forests**. Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 44, n. 2, p. 363-366, 2007.

HOLANDA, J. S.; BRASIL, E. C.; SALVIANO, A. A. C.; CARVALHO, M. C. S.; RODRIGUES, M. R. L.; MALAVOLTA, E. Eficiência de extratores de fósforo para um solo adubado com fosfatos e cultivado com arroz. **Scientia Agricola,** Piracicaba, v. 52, n. 3, p. 561-568, 1995

HORTA, C. Bioavailability of phosphorus from composts and struvite in acid soils. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 21, n. 7, p. 459-464, 2017.

HUANG, X.; SHI, D.; SUN, F.; LU, H.; LIU, J.; WU, W. Efficacy of sludge and manure compost amendments against Fusarium wilt of cucumber. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsberg, v. 19, n. 9, p. 3895-3905, 2012.

IBRAHIM, H. S.; PRATT, P. F. Effects of rate of application and time on phosphorus sorption by soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, n. 5, p. 926-928, 1982.

INDUSTRIA BRASILEIRA DE ARVORES – IBA. **Relatório 2016**. São Paulo, 2017. Disponível em: <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf>. Acesso em: 5 mai. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2015**. Área total existente em 31/12 dos efetivos da silvicultura, segundo o Brasil, as grandes regiões e as Unidades da Federação. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pevs/2015/default_sidra.shtm> Acesso em: 5 mai. 2017.

IPPOLITO, J. A.; BARBARICK, K. A.; ELLIOTT, H. A. Drinking water treatment residuals: a review of recent uses. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 40, n. 1, p. 1-12, 2011.

JOHNSTON, A. E. **Soil and plant phosphate**. Paris: International Fertilizer Industry Association, 2000. 49 p.

JORDÃO, C. B. **Especiação e grau de saturação de fósforo em latossolo tratado com lodo de esgoto**. 2006. 83 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

KIMBERLEY, M. O.; WANG, H.; WILKS, P. J.; FISHER, C. R.; MAGESAN, G. N., Economic analysis of growth response from a pine plantation forest applied with biosolids. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 189, p. 345-351, 2004.

KROGSTAD, T.; SOGN, T. A.; ASDAL, A.; SAEBO, A. Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorous in soil. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 25, n. 1, p. 51-60, 2005.

LACLAU, J. P.; BOUILLET, J. P.; RANGER, J. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of Eucalyptus in Congo. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 128, n. 3, p. 181-196, 2000.

LACLAU, J. P.; RANGER, J.; GONÇALVES, J. L. M.; MAQUERE, V.; KRUSCHE, A. V.; M'BOU, A. T.; NNOUVELLON, Y.; SAINT-ANDRE, L.; BOUILLET, J. P.; PICCOLO, M. C.; DELEPORTE, P. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical Eucalyptus plantations: main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1771-1785, 2010.

LANDSBERG, J. J.; GOWER, S. T. **Applications of physiological ecology of forest management**. San Diego: Academic Press, 1997. 354 p.

LEITE, P. B.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; NEVES, J. C. L.; GUARÇONI, M. Níveis críticos de fósforo, para milho, em casa de vegetação, de acordo com a sua localização no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 497-508, 2006.

LINDEN, D. R.; CLAPP, C. E.; DOWDOY, R. H.; Hydrologic management: nutrients. In: PAGE, A. L.; GEASON, T. L.; SMITH, J. E.; ISKANDAR, J. K.; SOMMERS, L. E. (Ed.). **Utilization of municipal wastewater and sludge on land**. Riverside: University of California, 1983. p. 79-103.

LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H. Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol. **Journal Soil Science Plant Nutrition**, v. 7, n. 3, p. 16-25, 2007.

LOPES, A. S.; SILVA, C. A. P. da; BASTOS, A. R. R. Reservas de fosfatos e produção de fertilizantes fosfatados no Brasil e no mundo. In. YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S. (Ed.). **Fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba: POTAFOS, 2004. p. 14-34.

LU, P.; O'CONNOR, G. A. Biossolids effects on phosphorus retention and release in some sandy Florida soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 1059-1063, 2001.

MAGUIRE, R. O.; SIMS, J. T.; COALE, F. J. Phosphorus fractionation in biosolids-amended soils relationship to soluble and desorbable phosphorus. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 6, p. 2018-2024, 2000.

MAIA, F. G. **Efeito da adubação com lodo de esgoto nas características químicas do solo, desenvolvimento vegetativo, produtividade e qualidade de frutos de abacaxizeiro cv. Vitória**. 2013. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

MALDONADO, C. A. B. **Fertilidade do solo, nutrição e crescimento de plantas de eucalipto ao longo de 46 meses após aplicação de LE.** 2009. 111 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MARCIANO, C. R. **Alterações nos atributos físico-hídricos do solo pela aplicação de resíduos urbanos**. 1999. 74 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

MARQUES, M. O.; BELLINGIERI, P. A.; MARQUES, T. A.; NOGUEIRA, T. A. R. Qualidade e produtividade da cana-de-açúcar cultivada em solo com doses crescentes de lodo de esgoto. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 2, p. 111-122, 2007.

MARSCHNER, P.; KANDELER, E.; MARSCHNER, B. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 35, n. 3, p. 453-461, 2003.

MARSCHER, P. **Marschner's mineral nutrition of higher plants.** 3. ed. London: Academic Press, 2012.

MAZZARINO, M. J.; LAOS, F.; SATTI, P.; MOYANO, S. Agronomic and enviornment aspects of utilization of organic residues in soils of Andean - Patagonioan regions. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 44, p. 105-113, 1998.

MAZUR, N.; SANTOS, G. A.; VELLOSO, A. C. X. Efeito do composto de resíduo urbano na disponibilidade de fósforo em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, n. 2, p. 153-156, 1983.

MCBRIDE, M. B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective ? **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 24, n. 1, p. 5-18, 1995.

MCDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N. Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration. **Geoderma**, Amsterdam, v. 112, n. 1, p. 143-154, 2003.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. cap. 5, p. 109-142.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.

MOREL, C.; TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B. Correction for P-sorption in the measurement of soil microbial biomass P by $CHCl_3$ fumigation. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, n. 12, p. 1699-1706, 1996.

MORETTI, S. M. L.; BERTOCINI, E. I.; VITTI, A. C.; ALLEONI, L. R. F.; ABREU JUNIOR, C. H. Concentration of Cu, Zn, Cr, Ni, Cd, and Pb in soil, sugarcane leaf and juice: residual effect of sewage sludge and organic compost application. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 188, n. 3, p. 163, 2016.

MUNHOZ, R. O.; BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A. Phosphorus sorption and redistribution on soil solid phase in a Brazilian haplorthox amended with biosolids. **Applied and Environmental Soil Science**, New York, v. 2011, 2011. doi: 10.1155/2011/283061

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 27, p. 31-36, 1962.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 385-392, 2004

NAVAS, A.; BERMÚDEZ, F.; MACHIN, J. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 87, n. 1-2, p. 123-135, 1998.

NOGUEIRA T. A. R.; FRANCO, A.; HE, Z.; BRAGA, V. S.; FIRME, L. P.; ABREU JUNIOR, C. H. Short term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. **Journal of Environmental Management**, London, v. 114, p. 168-177, 2013.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, DPS, 1999. 399 p.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVEREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 471-550.

OBERSON, A.; FRIESEN, D. K.; RAO, I. M.; BUHLER, S.; FROSSAD, E. Phosphorus transformations in an Oxisol under contrasting land-use systems: the role of the soil microbial biomass. **Plant and Soil**, The Hague, v. 237, n. 2, p. 197-210, 2001.

O'CONNOR, G. A.; SARKAR, D.; BRINTON, S. R.; ELLIOTT, H. A.; MARTIN, F. G. Phytoavailability of biosolids phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, n. 2, p. 703-712, 2004.

OLIVEIRA, F. C.; MARQUES, M. O.; BELLINGIERI, P. A.; PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Scientia Agricola**, v. 52, n. 2, p. 360-367, 1995.

OLIVEIRA, F. C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto**. 1995. 90 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

OSMAN, K. T. **Forest soils**: Properties and management. London: Springer, 2013.

PAVINATO, P. S.; MERLIN, A.; ROSOLEM, C. A. Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 105, p. 149-155, 2009.

PENN, C. J.; SIMS, T. Phosphorus forms in biosolids-amended soils and losses in runoff: effects of wastewater treatment process. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 31. p. 1349-1361, 2002.

PHILLIPS, A. B.; WEBB, J. R. Production, marketing and use of phosphorus fertilizers. In: OLSON, R. A.; ARMY, T. J.; HANWAY, J. J.; KILMER, V. J. (Ed.). **Fertilizer technology & use**. 2. ed. Madison: Soil Science Society of America, 1971. p. 271-302.

PINTO, E.; AGUIAR, A. A. R. M.; FERREIRA, I. M. P. L.V.O. Influence of soil chemistry and plant physiology in the phytorremedioation of Cu, Mn and Zn. **Critical Reviews in Plant Science**, Boca Raton, v. 33, n. 5, p. 351-373, 2014.

POGGIANI, F.; GUEDES, M. C.; BENEDETTI, V. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: I reflexo no ciclo dos nutrientes. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 163-178.

RAIESI, T.; HOSSEINPUR, A.; RAIESI, H. Influence of bean rhizosphere on the biological properties and phosphorus fractionation in the calcareous soils amended with municipal sewage sludge. **Journal of Arid Land**, Beijing, v. 7, n. 5, p. 644-652, 2015. doi: 10.1007/s40333-015-0010-7.

RAIJ, B. van. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. **Bragantia**, Campinas, v. 28, n. 8, p. 85-112, 1969.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres; Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1991. 343 p.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e manejo dos nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agronômico, 1996. 285 p. (Boletim Técnico, 100).

RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

RAMOS, B. Z. **Métodos de extração de P fitodisponível numa perspectiva ambiental**. 2009. 105 f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) Instituto Agronômico, Campinas, 2009.

RAMOS, B. Z.; COSCIONE, A. R.; CAMARGO, O. A. Extratores químicos empregados na determinação de P como indicadores ambientais em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1385-1396, 2010.

REZENDE, C. I. O. **Influência da aplicação do lodo de esgoto (Biossólido) sobre a concentração e o estoque de nutrientes na biomassa do sub-bosque, na serapilheira e no solo de um talhão de *E. grandis***. 2005. 81 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

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

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems under subtropical conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, n. 15-16, p. 2339-2354, 2003.

RICHARDSON, A. E.; HADOBAS, P. A.; HAYES, J. E. Extracellular secretion of Aspergillus phytase from Arabidopsis roots enables plants to obtain phosphorus from phytate. **The Plant Journal**, v. 25, n. 6, p. 641-649, 2001.

RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A.; MOSQUERA-LOSADA, M. R.; FERREIRO-DOMÍNGUEZ, N. Pasture and soil zinc evolution in forest and agriculture soils of Northwest Spain three years after fertilisation with sewage sludge. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 150, p. 111-120, 2012.

RODRIGUES, M. **Sistemas de manejo e a dinâmica das formas de fósforo e da fertilidade em solos de Cerrado**. 2013. 113 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

RODRIGUES, M.; PAVINATO, P. S.; WITHERS, P. J. A.; TELES, A. P. B.; HERRERA, W. F. B. Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savana. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1050-1061, 2015.

ROSOLEN, C. A.; GARCIA, R. A. A.; FOLONI, J. S. S.; CALONEGO, J. C. C. Lixiviação de potássio no solo de acordo com suas doses aplicadas sobre a palha de milheto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 5, p. 813-819, 2006.

ROSSIELLO, R. O. P.; NETTO, J. J. Toxidez de alumínio em plantas: um novo enfoque para um velho problema. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 375-418.

SANTOS, C. A. **Substancias húmicas e seu efeito em atributos químicos e biológicos do solo e na produção vegetal.** 2014. 94 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

SANTOS, D. R.; CASSOL, P. C.; KAMINSK, J.; ANGHINONI, I. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Metrópole. 2008. 636 p.

SARKAR, D.; O'CONNOR, G. A. Plant and soil responses to biosolids-phosphorus in two Florida soils with high phosphorus content. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 35, n. 11-12, p. 1569-1589, 2004.

SCHROEDER, P. D.; KOVAR, J. L. Comparison of organic and inorganic phosphorus fractions in an established buffer and adjacent production field. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 37, n. 9-10, p. 1219-1232, 2006.

SCHOUMANS, O. F. Determination of the degree of phosphate saturation in non-calcareous soils. In: PIERZYNSKI, G. M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and water**. Raleigh: North Carolina Cooperative Extension, North Carolina State University, 2000. p. 31–34.

SENTHILKUMAR, K.; MOLLIER, A.; DELMAS, M.; PELLERIN, S.; NESME, T. Phosphorus recovery and recycling from waste: An appraisal based on a French case study. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 87, p. 97-108, 2014.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade. Pesquisa **Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF v. 33, n. 1, p. 1-8, 1998.

SILVA, F. A. S.; DE AZEVEDO, C. A.V. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. **African Journal of Agricultural Research**, Nairobi, v. 11, n. 39, p. 3733-3740, 2016.

SILVA, F. C.; RAIJ, B. van. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, DF, v. 34, n. 2, p. 267-288, 1999.

SILVA, P. H. M. **Produção de madeira, ciclagem de nutrientes e fertilidade do solo em plantios de *Eucalyptus grandis*, após aplicação de lodo de esgoto**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SILVA, P. H. M.; POGGIANI, F.; GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L.; MOREIRA, R. M. Crescimento de *Eucalyptus grandis* tratado com diferentes doses de lodos de esgoto úmido e seco, condicionados com polímeros. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 36, n. 77, p. 79-88, 2008.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUILHERME, L. R. G. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, n. 4, p. 793-806, 2003.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 10, p. 1187-1195, 2003.

SHARPLEY, A. N.; TIESSEN, H.; COLE, C. V. Soil phosphorus forms extracted by soil tests as a function of pedogenesis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, n. 2, p. 362-365, 1987.

SMITH, V. H.; JOYE, S. B.; HOWARTH, R. W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnology and Oceanography**, Waco, v. 51, n. 1, p. 351-355, 2006.

SMITH, S. E.; ANDERSON, I. C.; SMITH, F. A. Mycorrhizal associations and phosphorus acquisition: from cells to ecosystems. **Annual Plant Reviews. Phosphorus Metabolism in Plants,** Hoboken, v. 48, p. 409-440, 2015. Special volume.

SOBRINHO, P. A. Tratamento de esgoto e geração de lodo. In: TSUTIYA, M. Y.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001.

SOMMERS, L. E. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 6, n. 2, p. 225-232, 1977.

SOMMERS, L. E.; NELSON, D. W.; YOST, K. J. Variable nature of chemical composition of sewage sludges. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 5, n. 3, p. 303-306, 1976.

SOUZA, R. F.; FAQUIN, V.; LIMA SOBRINHO, R. R. U.; OLIVEIRA, E. A. B. D. U. Influência de esterco bovino e calcário sobre o efeito residual da adubação fosfatada para a Brachiaria brizantha cultivada após o feijoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 143-150, 2010.

STARK, C. H.; CONDRON, L. M.; O'CALLAGHAN, M.; STEWART, A.; DI, H. J. Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralisation resulting from farm management history and organic matter amendments. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 40, n. 6, p. 1352-1363, 2008.

STURIÃO, W. P.; SILVA, V. M.; NAZÁRIO, A. A.; GUIMARÃES, G. P. Uso de biossólido de acumulo de cálcio, magnésio e potássio em plantas de milho. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 11., 2010, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: UNIVAP, 2010. p. 20-26.

SUI, Y.; THOMPSON, M. L.; SHANG, C. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended whith biosolids. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1774-1180, 1999.

SULLIVAN, T. S.; STROMBERGER, M. E.; PASCHKE, M. W. Parallel shifts in plant and soil microbial communities in response to biosolids in a semi-arid grassland. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, n. 3, p. 449-459, 2006.

SUZANO PAPEL E CELULOSE. **Negócios e produtos**. Florestal. Suzano, 2016. Disponível em: <http://www.suzano.com.br/negocios-e-produtos/florestal/> Acesso em: 3 fev. 2017.

TATE, K. R. The biological transformation of P in soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 76, n 1-3, p. 245-256, 1984.

TELES, A. P. B. **Influência de plantas de cobertura e fertilizantes fosfatados nas frações de fósforo e nos atributos químicos do solo**. 2014. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

TIECHER, T.; RHEINHEIMER, D. S.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 124, p. 57-67, 2012.

TSADILAS, C. D.; MATSI, T.; BARBAYIANNIS, N.; DIMOYIANNIS, D. Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 26, n. 15-16, p. 2603-2619, 1995.

TSUTIYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: TSUTIYA, M. Y.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001.

TURNER, B. L.; RICHARDSON, A. E.; MULLANEY, E. J. **Inositol phosphates** – linking agriculture and the environment. Wallingford: CABI, 2007.

USEPA. **Method 3051a:** Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. Revision 1. Washington, DC, 2007. 30 p.

VAN DER HEIJDEN, M. G. A.; BARDGETT, R. D.; VAN STRAALEN, N. M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 3, p. 296-310, 2008.

VAN VUUREN, D. P.; BOUWMAN, A. F.; BEUSEN, A. H. W. Phosphorus demand for the 1970–2100 period: a scenario analysis of resource depletion. **Global Environmental Change**, Guildford, v. 20, n. 3, p. 428-439, 2010.

VAZ, L.; GONÇALVES, J. Uso de biossólido em povoamento de eucalipto: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 2, p. 747-758, 2002.

VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, S. M.; PEREZ, D. V.; SOUZA SILVA, C. M. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, n. 9, p. 919-926, 2005.

VIEIRA, R. F.; PAZIANOTTO, R. A. Microbial activities in soil cultivated with corn and amended with sewage sludge. **SpringerPlus**, Heidelberg, v. 5, n. 1, p. 1844, 2016.

VOGEL, T.; KRUSE, J.; SIEBERS, N.; NELLES, M.; EICHLER-LOBERMANN, B. l. Recycled products from municipal wastewater: composition and effects on phosphorus mobility in a sandy soil. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 46, n. 2, p. 443-451, 2017.

VYTOPILOVÁ, M.; TEJNECKY, V.; BORUVKA, L.; DRÁBEK, O. Sorption of heavy metals in organic horizons of acid forest soil at low added concentrations. **Soil and Water Research**, Praha, v. 10, n. 1, p. 1-9, 2015

XUE, D.; HUANG, X. The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. **Chemosphere**, Oxford, v. 93, n. 4, p. 583-589, 2013.

WALTER, I.; MARTINEZ, F.; ALONSO, L.; GABRIELA CUEVAS, J de G. Extractable soil heavy metals following the cessation of biossolids application to agricultural soil. **Environmenal Pollution**, Barking, v. 117, n. 2, p. 315-321, 2002.

WANG, X.; SHEN, J.; LIAO, H. Acquisition or utilization, which is more critical for enhancing phosphorus efficiency in modern crops? **Plant Science**, Amsterdam, v. 179, n. 4, p. 302-306, 2010.

WANG, M.; XUE, J.; HORSWELL, J.; KIMBERLEY, M. O.; HUANG, Z. Long-term biosolids application alters the composition of soil microbial groups and nutrient status in a pine plantation. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 53, n. 7, p. 799-809, 2017. DOI 10.1007/s00374-017-1219-8.

WHITEHEAD, D. C. **Nutrient elements in grassland: soil-plant-animal relationships**. Cabi, 2000.

WU, J.; HUANG, M.; XIAO, H. A.; SU, Y. R.; TONG, C. L.; HUANG, D. Y.; SYERS, J. K. Dynamics in microbial immobilization and transformations of phosphorus in highly weathered subtropical soil following organic amendments. **Plant and Soil**, The Hague, v. 290, n. 1-2, p. 333-342, 2007.