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

FCA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
UNESP | BOTUCATU

LÍVIA MARA LIMA GOULART

CARBONO ORGÂNICO EM NEOSSOLO QUARTZARÊNICO RECUPERADO COM LODO DE ESGOTO SOB ESPÉCIES NATIVAS DA MATA ATLÂNTICA

Botucatu

2017

LÍVIA MARA LIMA GOULART

CARBONO ORGÂNICO EM NEOSSOLO QUARTZARÊNICO RECUPERADO COM LODO DE ESGOTO SOB ESPÉCIES NATIVAS DA MATA ATLÂNTICA

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Ciência Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Iraê Amaral Guerrini

Botucatu

2017

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Goulart, Lívia Mara Lima, 1986-
G694c Carbono orgânico em neossolo quartzarenico recuperado com lodo de esgoto sob espécies nativas da Mata Atlântica / Lívia Mara Lima Goulart.- Botucatu: : [s.n.], 2017
94 p.: il., grafs., tabs.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2017
Orientador: Irae Amaral Guerrini
Inclui bibliografia

1. Solos - Fertilidade. 2. Lodo de esgoto. 3. Carbono. I. Guerrini, Irae Amaral. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agronômicas. III. Título.

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte"

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Botucatu

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "CARBONO ORGÂNICO EM NEOSSOLO QUARTZARÊNICO RECUPERADO COM LODO DE ESGOTO SOB ESPÉCIES NATIVAS DA MATA ATLÂNTICA"

AUTORA: LÍVIA MARA LIMA GOULART
ORIENTADOR: IRAÊ AMARAL GUERRINI

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em CIÊNCIA FLORESTAL, pela Comissão Examinadora:

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

Prof. Dr. DIRCEU MAXIMINO FERNANDES
Depto de Solos e Recursos Ambientais / Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu

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

DR. SANDRO ROBERTO BRANCALIAO
Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios / INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS

Prof. Dr. FERNANDO CARVALHO OLIVEIRA
Saneamento Ambiental e Resíduos / BIOSSOLO AGRICULTURA E AMBIENTE LTDA

Botucatu, 09 de agosto de 2017.

AGRADECIMENTOS

Á Deus e Nossa Senhora Aparecida, por sempre iluminarem meu caminho e me proporcionar uma vida muito feliz.

Aos meus queridos pais Nilton e Cida, e minha irmã Camila, pelo amor incondicional, apoio, incentivo, exemplo e amizade.

Ao Prof. Dr. Iraê Amaral Guerrini, pela orientação, ensinamentos, paciência e amizade.

Ás amigas Evelyne e Talita, pela amizade sincera desde a infância e suporte, mesmo à distância.

Às amigas Aninha, Ana Cláudia, Elisa, Marcela e todas que estão longe, porém sempre presentes em minha vida compartilhando todos os momentos.

Aos amigos Marianne, Raquel, Danielle, Leila, Grasiela, Rafael, Aline, Lidiane e Rafaela, por deixar meus dias em Botucatu mais felizes.

Aos colegas da Pós-Graduação da FCA, pela boa convivência, ajuda e aprendizado.

Aos estagiários Pedro, Guilherme e Luis, por toda ajuda e por tornar os dias de trabalho duro mais agradáveis e alegres.

Aos professores Dr. Ciro Rosolem e Dr. Juliano Calonego, e ao Murilo e Juan Piero, por emprestar o equipamento para realização das análises, por toda ajuda e contribuição para este estudo.

Aos funcionários do Departamento do Solos, em especial a Adriana, José Carlos, Sílvia, Sônia, Sr. Jair e Sr. Noel, por toda ajuda, paciência e boa convivência.

Aos professores e pesquisadores que aceitaram o convite para compor minha banca de exame de tese do doutorado, por compartilhar conhecimentos e pelos ensinamentos transmitidos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo apoio financeiro, concedido por meio de bolsa de doutorado (Processo nº 2013/22350-3).

RESUMO

O experimento, iniciado em 2005, visou nesta etapa avaliar a fertilidade do solo, o C orgânico total e o estoque de C no solo, as alterações na quantidade de C microbiano e sua atividade enzimática (β-glicosidase, desidrogenase, fosfatase e arilsulfatase), a qualidade da MOS e a emissão de CO_2 em decorrência da aplicação de fertilizante orgânico composto em Neossolo Quartzarênico recuperado com lodo de esgoto sob espécies nativas da Mata Atlântica. Os tratamentos foram: 10, 20, 30, 40 e 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico com suplementação de K; adubação mineral convencional; dose de K utilizada como suplementação para o composto; e tratamento controle. A coleta das amostras de solo foram realizadas antes da aplicação dos tratamentos e após 6 meses. O solo foi amostrado nas camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm. Nas amostras da primeira (prévia à aplicação dos tratamentos) coleta e após seis meses foram realizadas análise química básica, de micronutrientes, densidade e C orgânico total. Logo após a aplicação dos tratamentos foi quantificada a emissão de CO_2 do solo e nas amostras coletadas após 6 meses foram realizados as análises do fracionamento físico e químico da MOS, da atividade enzimática e do C microbiano. O C estocado no solo em cada uma das épocas foi determinado multiplicando-se o teor de C orgânico total pelo volume e densidade do solo de cada camada amostrada do sistema. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os resultados dos tratamentos com as doses de lodo de esgoto e fertilizante orgânico foram analisados por regressão, quando significativo. Nos resultados preliminares, a adição de lodo de esgoto, em sua maior dosagem (20 Mg ha^{-1}) diminuiu o pH do solo e proporcionou um aumento nas demais variáveis analisadas, exceto na densidade do solo, Ca, Mg e SB, que não apresentaram resposta significativa à aplicação dos tratamentos. A quantificação do fluxo de CO_2 do solo logo após a reaplicação dos tratamentos com fertilizante orgânico foi significativa até os 60 dias, com maiores emissões nos locais que receberam o composto. Após 6 meses da reaplicação do fertilizante orgânico, observou-se efeito significativo sobre a fertilidade do solo, carbono orgânico total e estoque de C na camada superficial do solo, no fracionamento químico e físico da MOS e nos atributos microbiológicos do solo, exceto na atividade da fosfatase ácida, sendo que as maiores médias foram observadas nos tratamentos que receberam 40 e 50 Mg ha^{-1} do composto. Assim, a aplicação lodo de esgoto, bem como a de fertilizante orgânico em solos degradados é útil na recuperação de suas características químicas, físicas e biológicas, pois proporciona o aumento dos níveis dos nutrientes, bem como da atividade microbiológica do solo.

Palavras-chave: Estoque de carbono no solo, fertilidade do solo, emissão de CO_2, fracionamento da matéria orgânica, atributos microbiológicos do solo.

ABSTRACT

The experiment, started in 2005, aimed at evaluating soil fertility, total organic C and soil C stock, changes in the amount of microbial C and its enzymatic activity (β-glucosidase, dehydrogenase, phosphatase and arylsulfatase), the quality of SOM and the emission of CO_2 due to the application of organic fertilizer compound in Quartzarenic Neosol recovered with sewage sludge under native species of the Atlantic Forest. The treatments were: 10, 20, 30, 40 and 50 Mg ha^{-1} of organic fertilizer with supplementation of K; conventional mineral fertilization; dose of K used as supplementation for the compound; and treatment control. The soil samples were collected before the application of the treatments and after 6 months. Soil was sampled in the 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 and 80-100 cm layers. In the first samples (prior to the application of the treatments) collected and after six months were performed basic chemical analysis, micronutrients, density and total organic C. Soon after the application of the treatments, the CO_2 emission of the soil was quantified and the samples collected after 6 months were analyzed the physical and chemical fractionation of the MOS, the enzymatic activity and the microbial C were performed. The C stored in the soil at each of the seasons was determined by multiplying the total organic C content by the volume and density of the soil of each sampled layer of the system. The data were submitted to analysis of variance and the means were compared by the Tukey test at 5% probability. The results of the treatments with the doses of sewage sludge and organic fertilizer were analyzed by regression, when significant. In the preliminary results, the addition of sewage sludge, in its higher dosage (20 Mg ha^{-1}), decreased the pH of the soil and provided an increase in the other analyzed variables, except in the density of soil, Ca, Mg and SB presented a significant response to the treatments. The quantification of soil CO_2 flux after reapplication of organic fertilizer treatments was significant up to 60 days, with higher emissions at the sites that received the compound. After 6 months of reapplication of organic fertilizer, there was a significant effect on soil fertility, total organic carbon and C stock in the soil surface layer, in the chemical and physical fractionation of SOM and in soil microbiological attributes, except in the activity of the acid phosphatase, and the highest averages were observed in the treatments that received 40 and 50 Mg ha^{-1} of the compound. Thus, the application of sewage sludge as well as that of organic fertilizer in degraded soils is useful in the recovery of its chemical, physical and biological characteristics, as it provides the increase of nutrient levels as well as the microbiological activity of the soil.

Keywords: Soil carbon stock, soil fertility, CO_2 emission, organic matter fractionation, soil microbiological attributes.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 13
2. REVISÃO DE LITERATURA 16
2.1. Recuperação de Áreas Degradadas Através da Revegetação e Uso de Lodo de Esgoto 16
2.2. Estabilidade da Matéria Orgânica do Solo 17
2.3. Carbono da Matéria Orgânica do Solo 19
3. MATERIAL E MÉTODOS 23
3.1. Localização, Características Climáticas e do Solo da Área Experimental 23
3.2. Histórico do Experimento 23
3.3. Nova Proposta de Estudo 25
3.4. Avaliação do Fluxo de CO_2 a partir do Solo 28
3.5. Coleta e Preparo das Amostras de Solo 28
3.6. Análises do Solo 29
3.6.1. Análise Química Básica 29
3.6.2. Carbono Orgânico Total (COT) e Estoque de Carbono (EC) do Solo 30
3.6.3. Fracionamento Físico e Químico da Matéria Orgânica do Solo (MOS) 30
3.6.4. Carbono da Biomassa Microbiana (Cmic) do Solo 33
3.6.5. Atividade Enzimática do Solo 35
3.6.6. Análise Estatística dos Dados 36
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO 37
4.1. Fertilidade, Carbono Orgânico Total (COT) e Estoque de Carbono (EC) do Solo antes da Reaplicação dos Tratamentos 37
4.1.1. pH e Matéria Orgânica do Solo (MOS) 37
4.1.2. Fósforo (P), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Potássio (K) e Enxofre (S) 39
4.1.3. Acidez Potencial (H+Al), Soma de Bases (SB) e Saturação por Base (V%) 41

4.1.4. Micronutrientes 43
4.1.5. Carbono Orgânico Total (COT) 45
4.1.6. Densidade e Estoque de Carbono (EC) do Solo 46
4.2. Avaliações após a reaplicação dos tratamentos 48
4.2.1. Fluxo de CO_2 a partir do Solo 48
4.2.2. Fertilidade do Solo após a reaplicação dos tratamentos 51
4.2.2.1. pH, Acidez Potencial (H+Al) e Alumínio (Al^{+3}) 51
4.2.2.2. Fósforo (P), Cálcio (Ca), Potássio (K), Magnésio (Mg) e Enxofre (S) 53
4.2.2.3. Soma de Bases (SB), Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e Saturação por Bases (V%) 55
4.2.2..4. Micronutrientes 57
4.2.3. Carbono Orgânico Total (COT) 61
4.2.4. Densidade do Solo 61
4.2.5. Estoque de Carbono (EC) do Solo 62
4.2.6. Fracionamento Físico da MOS 63
4.2.7. Fracionamento Químico da MOS 67
4.2.7.1. Carbono da Fração Ácido Fúlvico (C-AF) 67
4.2.7.2. Carbono da Fração Ácido Húmico (C-AH) 68
4.2.7.3. Carbono da Fração Humina (C-HU) 70
4.2.7.4. Relação AH/AF 70
4.2.8. Carbono da Biomassa Microbiana (Cmic) do Solo 71
4.2.9. Atividade Enzimática do Solo 72
4.2.9.1. Arilsulfatase 72
4.2.9.2. β- Glicosidase 74
4.2.9.3. Fosfatase Ácida 75
4.2.9.4. Desidrogenase 76
5. CONCLUSÕES 79
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 80

1. INTRODUÇÃO

A degradação de áreas de manejo florestal é caracterizada pela remoção da vegetação original e da camada superficial do solo, o que acarreta em perda de matéria orgânica, baixa disponibilidade de nutrientes, redução de atividade biológica e alterações nas propriedades físicas (FERREIRA et al., 2007). O processo de recuperação de áreas degradadas inicia-se pela sua revegetação através de métodos que viabilizem a sucessão ecológica, sendo que a classificação das espécies nativas em função do seu grupo sucessional deve subsidiar a seleção e combinação de espécies para recuperação de ambientes florestais (RODRIGUES E GANDOLFI, 1998). É importante destacar ainda que o manejo da matéria orgânica do solo (MOS) é fundamental para o sucesso da recuperação do sistema (HARIDASAN, 2000).

A importância da MOS é enaltecida em solos tropicais e subtropicais em função de fatores relacionados ao fornecimento de nutrientes às culturas, retenção de cátions, complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes, estabilidade estrutural do solo, fluxo de água, aeração e atividade biológica (BAYER E MIELNICZUK, 1999). Variações na abundância e/ou composição da MOS podem causar efeitos na própria capacidade do solo em estocar carbono (C) atmosférico fixado pelas plantas (BENITES et al., 2010). Quanto mais recalcitrante ou de difícil decomposição for o material orgânico, maior será o tempo de sequestro do C no solo (LORENZ & LAL, 2005; MILORI et al., 2006). Além disso, o C presente na MOS representa um dos principais componentes do ciclo do C (MIRANDA et al., 2007). Estimativas consideram que o solo é o principal compartimento terrestre do elemento (KERN & JOHNSON, 1993; STEVENSON, 1994; ESWARAN et al., 1993), sendo fundamental no processo de emissão e sequestro de C (CERRI & CERRI, 2007), haja vista que parte do C orgânico de resíduos incorporados ao solo é resistente à degradação em graus variáveis, ou seja, não é liberado para a atmosfera como CO_2 (ANDRADE, 2004).

Os diferentes tipos de manejo do solo atuam modificando tanto a entrada como a saída de C do solo para a atmosfera, em função da produção diferenciada de resíduos, do número de cultivos, das espécies vegetais, da adubação, dos

procedimentos de colheita, dos métodos adotados de preparo do solo e do manejo dos restos culturais (PEREIRA et al., 2013). Em sistemas naturais, os fatores de formação do solo são os determinantes primários dos processos de ciclagem de C, uma vez que exercem influência sobre o aporte de resíduos e sobre as saídas de C do solo (STEVENSON, 1994).

O cultivo de florestas, principalmente nas regiões tropicais, tem sido apontado como meio eficiente no sequestro de C em razão da acumulação deste na madeira na forma de celulose e aumento do estoque no solo. Há, contudo, poucas informações sobre a efetividade das plantações florestais nos trópicos na retirada do CO_2 da atmosfera e por quanto tempo ele é mantido no ecossistema (PULROLNIK et al., 2009).

A conversão de áreas naturais em áreas de cultivo ou para outros usos no manejo florestal, com derrubada e queima da vegetação natural, pode reduzir os teores da matéria orgânica do solo, acarretar a perda de fertilidade e o aumento da erosão (BERNOUX et al., 2004). O procedimento para recuperação dessas áreas é lento e está relacionado à capacidade de restabelecimento do solo. Para tanto, são empregadas técnicas de biorremediação, termo que designa uma série de processos de biotratamento, em que os microrganismos têm vital importância e assumem a função de biorremediadores, na degradação de agentes poluidores (SIQUEIRA et al., 1994), e de facilitadores de programas de revegetação e reflorestamento de solos degradados (THORNE et al., 1998). Neste sentido, o lodo de esgoto tem sido utilizado largamente como condicionador e fertilizante para recuperação de áreas degradadas (BROFAS et al., 2000).

Bezerra et al., (2006) ressaltam o efeito positivo da aplicação do lodo no desenvolvimento da vegetação e na recuperação de solos degradados e ácidos, pois a incorporação de matéria orgânica restabelece a estrutura, melhora a circulação de ar e água e libera nutrientes essenciais ao desenvolvimento da vegetação. Os ecossistemas florestais são altamente propícios à aplicação do lodo (MARX et al., 1995), pois esse material possibilita o fornecimento mais equilibrado de nutrientes, reduz as perdas por erosão e lixiviação, além de ser capaz de imobilizar grandes quantidades de nutrientes e de metais pesados (ROSSELLI et al., 2003).

Assim, o uso de lodo de esgoto como adubo orgânico pode ser uma alternativa para sua disposição final, principalmente na recuperação de áreas degradadas e na fertilização de espécies arbóreas nativas (ROSSELLI et al., 2003; GUERRINI & TRIGUEIRO, 2004), podendo ser beneficamente reciclado em ambientes florestais (HENRY et al., 1994) sem que se torne um passivo ambiental. Além disso, o C pode estar presente em altas concentrações no lodo de esgoto, com teores variando de 18 a 50% na matéria seca desse resíduo (BOYD et al., 1980). Todavia, o aumento nos teores de C orgânico em solos que recebem lodo de esgoto depende da dose aplicada, da taxa de decomposição, de características intrínsecas do resíduo (ALBIACH et al., 2001) e da profundidade do solo, fator este pouco estudado nos sistemas florestais brasileiros, uma vez que são escassos os estudos que investigam o estoque de C até a profundidade mínima de 1 m.

Na composição do lodo de esgoto existe nutrientes e elementos benéficos necessários para o desenvolvimento e produção das plantas, os quais, por se encontrarem em sua grande parte na forma orgânica, são liberados gradativamente ao solo, por meio de processos oxidativos, aumentando a absorção pelas plantas e diminuindo os riscos de poluição ambiental (MELO & MARQUES, 2000). A reciclagem agrícola do lodo, segundo Andreoli (2000), é uma das possibilidades de menores impactos ambientais, uma vez que o lodo pode transformar-se numa importante fonte de matéria orgânica e nutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas.

Sendo assim, este estudo teve por principal objetivo avaliar a fertilidade, o C orgânico total e o estoque de C no solo, a emissão de CO_2, qualidade da MOS e as alterações na quantidade de C microbiano e sua atividade enzimática em decorrência da aplicação de fertilizante orgânico em Neossolo Quartzarênico recuperado com lodo de esgoto sob espécies nativas da Mata Atlântica.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Recuperação de Áreas Degradadas Através da Revegetação e Uso do Lodo de Esgoto

A sustentabilidade dos sistemas ecológicos baseia-se na biodiversidade, na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia (ARATO et al., 2003). O processo de recuperação de áreas degradadas inicia-se pela sua revegetação através de métodos que viabilizem a sucessão ecológica, sendo que a classificação das espécies nativas em função do seu grupo sucessional deve subsidiar a seleção e combinação de espécies para recuperação de ambientes florestais (RODRIGUES & GANDOLFI, 1998). O reflorestamento com espécies nativas de diferentes classes ecológicas pode elevar as taxas de absorção e ciclagem de nutrientes e, consequentemente, a sua eficiência de aproveitamento (GONÇALVES et al., 2003).

Trannin et al. (2001) ressaltam a importância da presença de diversas espécies vegetais no processo de recuperação de áreas degradadas, principalmente de leguminosas arbóreas nodulíferas que promovem aumento na absorção e transformação de compostos orgânicos, acumulação de metais pesados e restabelecimento da comunidade rizosférica (TRINDADE et al., 1997). Além disso, há de se destacar a importância da formação de simbioses radiculares, destacando-se a fixação biológica de nitrogênio e a formação de micorrizas. Isto porque elas promovem o melhor desenvolvimento do sistema radicular (ESTEFANOUS et al., 1997) o que, por conseguinte, melhora o estado nutricional das plantas e faz aumentar sua fitomassa (DUDA et al., 1999). A recuperação de áreas degradadas com a utilização de calagem e fertilização mineral pode renovar a vegetação, contudo as condições físicas e biológicas precárias podem resultar na deterioração da cobertura vegetal antes que se verifique a efetiva recuperação do solo (STROO & JENCKS, 1985).

Como fonte alternativa para a adubação orgânica, o lodo de esgoto revelou-se como um importante insumo agrícola de interesse na recomposição de solos degradados, bem como na fertilização das culturas, pois ele proporciona rápido estabelecimento e crescimento de gramíneas e leguminosas em áreas degradadas (SOPPER, 1993). O reflorestamento, por não ser uma atividade que envolve produtos para consumo alimentar e pelo fato de poder ser instalado em áreas

distantes de núcleos urbanos, com acesso restrito a pessoas e animais, apresenta grande vantagem em relação às culturas comerciais no tocante ao uso de lodo de esgoto (CAMPOS & ALVES, 2008). Sua aplicação em áreas agrícolas, florestais e em áreas degradadas traz benefícios às propriedades físicas do solo, pois em função de seu teor de matéria orgânica, o lodo de esgoto atua como condicionador do solo, favorecendo a formação de agregados, a infiltração, a retenção de água e a sua aeração (BROFAS et al., 2000). Além disso, apresenta elevados teores de macro (N, P, Ca, Mg, S) e micronutrientes (Cu e Zn) (TRIGUEIRO & GUERRINI, 2003).

O uso de lodo de esgoto como adubo orgânico é, então, uma alternativa para sua disposição final, podendo ser utilizado na recuperação de áreas degradadas e na fertilização de espécies arbóreas nativas (ROSSELLI et al., 2003; GUERRINI & TRIGUEIRO, 2004), sendo beneficamente reciclado dentro de ambientes florestais (HENRY et al., 1994) sem que se torne um passivo ambiental. No entanto, para o sucesso do uso agrícola do lodo, há necessidade de complementação com outra fonte de K (MELO et al., 1994), uma vez que este nutriente se encontra solubilizado e é perdido pela retirada de água no processo de desaguamento do esgoto (TSUTIYA, 2000).

Assim, a ciclagem e a decomposição da MO, processos difíceis de se reiniciar em solos degradados são favorecidos com a aplicação do lodo de esgoto (HARRISON et al., 1994).

2.2. Estabilidade da Matéria Orgânica no Solo

A matéria orgânica do solo (MOS) é todo produto proveniente de qualquer resíduo de origem vegetal, animal, urbano ou industrial, composto de carbono degradável, ou ainda, toda substância morta no solo proveniente de plantas, microrganismos, excreções animais, seja da meso ou micro fauna (PEREIRA et al., 2013). Sua importância em solos tropicais e subtropicais se deve à fatores relacionados ao fornecimento de nutrientes às culturas, retenção de cátions e micronutrientes, complexação de elementos tóxicos, estabilidade estrutural do solo, fluxo de água, aeração e atividade biológica (BAYER & MIELNICZUK, 1999).

A MOS é constituída de matéria não-vivente (98% do total de C orgânico) e de matéria viva (raramente ultrapassa 4% do total de C orgânico do solo). A primeira pode ser subdividida em matéria orgânica leve (MOL) (3 a 20%) e húmus. A MOL é composta principalmente por restos vegetais em vários estádios de alteração e o seu conteúdo está ligado ao aporte de material orgânico, havendo tendência de aumento nos teores desta fração pela adição ao solo de resíduos que não são produzidos in situ, como lodo de esgoto (SOARES, 2005). A matéria viva, por sua vez, está associada às células de organismos vivos que se encontram temporariamente imobilizadas, mas que apresentam potencial de mineralização, sendo que a biomassa microbiana é a principal constituinte desta fração e atua como agente decompositor e como reserva lábil de C e nutrientes (SILVA & MENDONÇA, 2007). Variações na abundância e/ou composição da MOS podem causar efeitos na própria capacidade do solo em estocar C atmosférico fixado pelas plantas (BENITES et al., 2010).

A expressão “dinâmica da MOS” refere-se às alterações quantitativas e qualitativas que ocorrem nos estoques de C ao longo do tempo (LAL, 2004). O C pode ser acumulado em frações estáveis (recalcitrantes) ou lábeis da MOS. Os compostos lábeis se decompõem dentro de poucas semanas ou meses, já os compostos recalcitrantes são mais estáveis e demoram mais tempo para se decompor. Quanto mais recalcitrante, ou de difícil decomposição for o material, maior será o tempo de sequestro do C no solo (LORENZ & LAL, 2005; MILORI et al., 2006). A recalcitrância dos materiais constituintes, a formação de complexos organominerais com partículas de argila e a oclusão em agregados, constituem os principais fatores de estabilização da MOS (BAYER et al., 2006).

Na separação das partículas do solo em tamanho, através do fracionamento físico da MOS, são separados os restos vegetais parcialmente decompostos e de baixa densidade dos compostos orgânicos mais resistentes à decomposição. Neste método a MOS é separada em: carbono orgânico particulado (COP), que fica associado às frações mais grosseiras (como a fração areia) refere-se à de maior labilidade e carbono orgânico associado aos minerais (COM), associado a frações mais finas (como a fração argila) e considerado como sendo de maior estabilidade (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992; BAYER et al., 2002). O fracionamento físico pode ser mais adequado para o estudo qualitativo da MOS em comparação a

métodos químicos (BAYER et al., 2004), resultando em frações mais associadas à estrutura e função da MOS, tendo-se em vista sua relação com a textura do solo (FELLER et al., 2000). A textura do solo tem um papel importante nos processos físicos, químicos e biológicos, interferindo no funcionamento dos ecossistemas (BAYER et al., 2006). A proporção relativa de areia, silte e argila define a classe textural do solo e modifica o potencial de estoque de nutrientes, carbono e capacidade de retenção de água nos solos. A textura, por estar relacionada à porosidade e aeração do solo, afeta a atividade microbiana e de enzimas, com implicações sobre a decomposição e mineralização da matéria orgânica (PAUL, 2007). Parte da estabilização da MOS pode ser devida à influência da argila na atividade microbiana. As argilas mudam o ambiente para os microrganismos, influenciam o pH, força iônica, disponibilidade de substrato, bem como a produção e atividade de enzimas. Além disso, os complexos orgânicos formados com Fe e Al são de baixa solubilidade e acessibilidade à microbiota (ZECH et al., 1997).

As características químicas e estruturais da matéria orgânica, bem como suas interações com a fração mineral, determinam a suscetibilidade à decomposição e o seu grau de estabilização química (DICK et al., 2003). Segundo Dias et al. (2007), as taxas de degradação de lodo de esgoto após aplicação no solo podem ser inferiores a 20 % do C total adicionado. Esses valores refletem a presença de compostos orgânicos de difícil degradação biológica no lodo, como óleos, graxas e outras moléculas mais recalcitrantes (SANTOS et al., 2002). As diferentes frações de C orgânico humificado do solo apresentam características químicas, físicas e morfológicas diferenciadas entre si, e a distribuição dessas frações no solo pode indicar a qualidade da matéria orgânica (CANELLAS et al., 2003).

2.3. Carbono da Matéria Orgânica do Solo

O C presente na MOS representa um dos principais componentes do ciclo do C. Estimativas consideram que o solo é o principal compartimento terrestre do elemento (KERN & JOHNSON, 1993; STEVENSON, 1994), podendo estocar aproximadamente 2,1 vezes mais C do que a atmosfera (CALDEIRA et al., 2002). Além disso, em escala global, solos minerais até 1 m de profundidade apresentam de 1300 a 1500 Gt de C, o que representa um estoque duas vezes maior em relação

àquele estocado na biomassa de plantas terrestres, representadas pelas florestas que cobrem cerca de 30% da superfície da Terra (CALDEIRA et al., 2002). O reservatório de C orgânico no solo representa um equilíbrio dinâmico entre ganhos e perdas de C no ecossistema e uma variedade de fatores podem afetar esse equilíbrio no solo florestal (BHATI & PRESTON, 2006). A entrada de C no solo está relacionada, principalmente com o aporte de resíduos da biomassa aérea e radicular das plantas, liberação de exsudados radiculares, lavagem de constituintes solúveis da planta pela água da chuva e transformação desses materiais carbonados pelos macro e microrganismos do solo (SILVA E MENDONÇA, 2007).

A quantidade de MO e C no solo cultivado é o resultado entre a taxa de adição de resíduos, a taxa de mineralização e a taxa de humificação desse material (NASCIMENTO et al., 2010). A humificação é o processo em que ocorre estabilização do C anteriormente encontrado em formas mais lábeis, contribuindo para fixar C no solo (ZECH et al, 1997). Neste contexto, os microorganismos do solo assumem importante papel na mediação dos processos de formação de substâncias húmicas (SH), visto que são mediadores tanto nas rotas de síntese, quanto nas rotas degradativas (SILVA & MENDONÇA, 2007).

A biomassa microbiana é a menor fração do C orgânico do solo e constitui uma parte significativa e potencialmente mineralizável do N disponível para as plantas. Apresenta rápida ciclagem, responde intensamente a mudanças sazonais de umidade e temperatura, ao cultivo e ao manejo de resíduos (GAMA-RODRIGUES et al., 2005). Ainda segundo os mesmo autores, variação das condições macroclimáticas tem efeito na atividade e biomassa microbiana do solo e, subseqüentemente, no ciclo global do C e N. Desta forma, é possível utilizar a estimativa da biomassa microbiana como um indicador biológico dos níveis da matéria orgânica do solo, ou como índice de qualidade do solo (MELE & CARTER, 1993; GAMA-RODRIGUES, 1999).

A comunidade microbiana e as atividades enzimáticas do solo podem atuar como indicadores de qualidade de solo. Segundo Lisboa et al. (2012), as comunidades microbianas do solo são responsáveis por inúmeros processos e funções, como a decomposição de resíduos, ciclagem de nutrientes, síntese de substâncias húmicas, agregação e degradação de compostos xenobióticos.

Indicadores bioquímicos, como atividade de enzimas, também possuem elevado potencial para a avaliação da qualidade do solo, por apresentarem alta sensibilidade, permitindo avaliações logo após a ocorrência das perturbações no solo (GIL-SOTRES et al., 2005).

Taylor et al. (2002) constataram que as análises das atividades da β-glicosidase, desidrogenase, fosfatase e arilsulfatase podem ser utilizadas para avaliar o componente biológico do solo (atividade microbiológica do solo e mineralização de substratos), pois são enzimas catalisadoras de reações envolvidas nas transformações biogeoquímicas nos ciclos do carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), respectivamente. Balota et al. (2004) observaram significantes correlações entre a atividade enzimática (β-glicosidase, desidrogenase, fosfatase e arilsulfatase) e o C e N microbiano dos solos sob diferentes sistemas de manejo.

Formadas a partir da humificação, as SH constituem então a maior parcela do compartimento de C estável da MOS e são representadas pelos ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e pela humina (HU), que se diferenciam de acordo com suas características de solubilidade, massa molecular, presença de grupos funcionais, grau de polimerização e composição elementar (STEVENSON, 1994).

O balanço de C no solo é dependente também da relação entre as adições de C fotossintetizado pelas plantas (parte aérea e raízes) e as perdas de C para a atmosfera, resultantes da oxidação microbiana do C orgânico a CO_2 (COSTA et al., 2008). O desmatamento e a queima de vegetação nativa são considerados práticas que resultam em perdas de C do solo, reduzindo drasticamente a deposição de resíduos sem alteração proporcional na decomposição da MOS (BODDEY et al., 2004). Todavia, pequenas alterações no total de C do solo dificilmente são detectáveis em curto prazo, uma vez que a variabilidade natural desses atributos do solo é geralmente elevada. Por isso, compartimentos do C mais sensíveis ao manejo podem ser utilizados como indicadores de mudanças na dinâmica do compartimento orgânico, como por exemplo, frações de C orgânico do solo (ANDRADE et al., 2005).

Em solos tropicais, profundos e sujeitos à atividade biológica intensa, o armazenamento de C em profundidade é relevante. Os biomas com maior acúmulo

entre 1 e 3 m do solo são as florestas (158 Gt de C) e savanas tropicais (146 Gt de C) (JOBBÁGY & JACKSON, 2000). Em solos de cerrado, Brossard et al. (1997) quantificaram os estoques de C até a profundidade de 2,1 m e comprovaram que 50% do estoque está contido na camada de 0-50 cm e 60-70% no primeiro metro do solo (12,3 a 18,5 Kg. C. m^{-2}). O que eleva a capacidade das florestas em acumular C orgânico em camadas mais profundas do solo é a intensa adição de resíduos no ecossistema florestal, que contribui para maiores teores de C na camada superficial e na subsuperficial (MATIAS et al., 2002).

Em relação a outros agroecossistemas, os ambientes florestais se destacam dentro da dinâmica do ciclo global do C (MATIAS et al., 2002). Em plantio de *Araucaria angustifolia* (araucária), o solo até 1 m de profundidade apresenta cerca de 70% do C orgânico do povoamento. Isto é possível através de práticas sustentáveis na implantação, manutenção e colheita da floresta, tais como cultivo mínimo e manutenção dos resíduos no sítio florestal, bem como pela adição de outros resíduos orgânicos (SCHUMACHER et al., 2004).

Parte do C orgânico de resíduos incorporados ao solo é resistente à degradação em graus variáveis, ou seja, não é liberado para a atmosfera como CO_2 (ANDRADE, 2004). Esse acúmulo de MOS pode afetar diversas propriedades do solo, sejam elas químicas, mecânicas, hidrológicas ou térmicas, o que influencia em processos como a velocidade de mineralização do material, a atividade microbiana, a desnitrificação, a biodiversificação e as trocas gasosas entre solo e atmosfera (BOEIRA & SOUZA, 2007). Nas regiões tropicais os efeitos da adição de lodo de esgoto sobre o C orgânico podem ser temporários (VAZ & GONÇALVES, 2002). Todavia, em longo prazo, já se verificou aumentos lineares desses teores no solo com a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto (OLIVEIRA et al., 2002).

O potencial de sequestro de C no solo depende, em parte, das características químicas e da resistência do lodo à decomposição microbiana. O lodo é constituído por diferentes grupos orgânicos, entre eles as SH, que como já mencionado, são consideradas o estádio final da evolução dos compostos de C no solo (STEVENSON, 1994), representando um grupo de substâncias mais estáveis e de difícil degradação do ponto vista químico, o que pode representar uma reserva de C no solo (DIAS et al., 2007). Por ser um material humificado, o lodo pode contribuir

para o aumento dos teores e proporções de SH presentes no solo, principalmente de AF. As diferentes frações de C orgânico humificado podem indicar a qualidade da MO (CANELLAS et al., 2003; MIRANDA et al., 2007). A pequena degradabilidade da fração orgânica do lodo de esgoto pode ocorrer também devido à elevação dos teores de metais pesados (AJWA & TABATABAI, 1994; IAKIMENKO et al., 1996) e/ou concentração de sais solúveis no solo (CARMO, 2000).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização, Características Climáticas e do Solo da Área Experimental

O experimento foi conduzido na Fazenda Entre-Rios da empresa Suzano Papel e Celulose S/A, em Itatinga-SP. A área está a uma altitude média de 636 m e nas coordenadas geográficas: latitude 23°18' S e longitude 48°30' W. O clima da região, segundo classificação de Köppen é do tipo Cwa, indicando um clima úmido, quente, com inverno seco. O mês de menor precipitação é julho (20- 30mm) e o mês mais chuvoso janeiro (200- 225mm). A temperatura média anual é de 18°C, com mínima de 10°C em julho e máxima de 28°C em janeiro.

O relevo da área é plano e o solo é classificado como Neossolo Quartzarênico, de textura arenosa (EMBRAPA, 2006). A área do estudo foi escolhida por apresentar solo degradado, caracterizado pela perda da camada superficial e alto nível de compactação (constatada por testes preliminares com penetrógrafo), uma vez que, por 11 anos, foi utilizado como depósito de madeira pela empresa.

3.2. Histórico do Experimento

Em março de 2005 a área experimental foi raspada para retirada da vegetação espontânea. O solo foi então preparado por meio de subsolagem cruzada, usando subsolador de dupla haste a 40-50 cm de profundidade. Em agosto do mesmo ano a área experimental foi dividida em 32 parcelas (de 384 m^2 cada) (Figura 1) e realizou-se o plantio de espécies nativas da Mata Atlântica (Tabela 1). As espécies foram selecionadas em função de suas características ecológicas

(diferentes grupos sucessionais) e silviculturais que indicaram alta taxa de sobrevivência e adaptação em áreas degradadas de acordo com estudos prévios realizados por Martins e Guerrini (2001) e Silva e Guerrini (2001).

Figura 1 - Croqui da área experimental (B- Blocos; T – Tratamentos).

B1T1	B1T5	B1T3	B1T6	B1T7	B1T4	B1T8	B1T2
B2T6	B2T4	B2T2	B2T1	B2T8	B2T7	B2T3	B2T5
B3T8	B3T7	B3T3	B3T2	B3T4	B3T1	B3T5	B3T6
B4T3	B4T6	B4T8	B4T4	B4T5	B4T2	B4T1	B4T7

O experimento foi instalado em delineamento de blocos ao acaso com 8 tratamentos e 4 repetições. Em cada parcela foram plantadas 81 mudas (9 linhas com 9 plantas cada), dispostas em espaçamento de 3,0 m entre linhas e 2,0 m entre plantas (Figura 2). A área útil é representada pelas 49 plantas centrais. Os tratamentos inicialmente aplicados foram: doses de lodo de esgoto (base seca) (2,5; 5; 10; 15 e 20 Mg ha^{-1}, com suplementação de potássio (K)); adubação mineral; dose de K utilizada como suplementação para o lodo e um tratamento controle (sem lodo ou qualquer fertilizante mineral), aplicados na linha de plantio.

Tabela 1 - Espécies nativas utilizadas no experimento.

Nome científico	Nome comum	Família	Grupo ecológico
Croton floribundus	Capixingui	Euphorbiaceae	Pioneira
Cytharexillum myrianthum	Pau-viola	Verbenaceae	Pioneira
Schinus terebinthifolius	Aroeira-pimenteira	Anacardiaceae	Pioneira
Anadenanthera macrocarpa	Angico-vermelho	Mimosaceae	Secundária
Cedrella fissilis	Cedro	Meliaceae	Secundária
Guazuma ulmifolia	Mutamba	Sterculiaceae	Secundária
Peltophorum dubium	Canafístula	Leguminosae	Secundária
Cariniana estrellensis	Jequitibá-branco	Lecythidaceae	Clímax
Copaifera langsdorffii	Copaíba	Caesalpinaceae	Clímax
Hymenaea courbaril	Jatobá	Caesalpiniaceae	Clímax

Figura 2 - Croqui da parcela. Espaçamento: entre linhas – 3m; entre plantas – 2m. Área destacada – bordadura

Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola
Pau-viola	Capixingui	Canafístula	Aroeira P.	Cedro-rosa	Capixingui	Mutamba	Aroeira P.	Pau-viola
Pau-viola	Cedro-rosa	Jequitibá B.	Mutamba	Jatobá	Angico V.	Copaíba	Cedro-rosa	Pau-viola
Pau-viola	Aroeira P.	Angico V.	Capixingui	Canafístula	Aroeira P.	Canafístula	Capixingui	Pau-viola
Pau-viola	Canafístula	Jatobá	Cedro-rosa	Copaíba	Mutamba	Jequitibá	Angico V.	Pau-viola
Pau-viola	Capixingui	Mutamba	Aroeira P.	Angico V.	Capixingui	Cedro-rosa	Aroeira P.	Pau-viola
Pau-viola	Canafístula	Copaíba	Cedro-rosa	Jequitibá B.	Canafístula	Jatobá	Mutamba	Pau-viola
Pau-viola	Aroeira P.	Angico V.	Capixingui	Mutamba	Aroeira P.	Angico V.	Capixingui	Pau-viola
Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola	Pau-viola

3.3. Nova Proposta de Estudo

Nesta nova etapa da pesquisa, visando retomar o processo de recuperação da área e intensificar os estudos da matéria orgânica do solo à nível químico e microbiológico, foi realizada reaplicação de um composto de lodo de esgoto que contém 70% de lodo de esgoto (fertilizante orgânico composto classe D – base seca), bem como do fertilizante mineral. Os tratamentos permaneceram os mesmos, todavia, foi utilizado em substituição do lodo de esgoto o fertilizante orgânico, de acordo com as exigências da Resolução Nº. 375 (CONAMA, 2006), que impede a utilização de lodo de esgoto não compostado. Os tratamentos foram os seguintes:

1 - Controle (sem aplicação do fertilizante orgânico ou qualquer adubação mineral)

2 - Adubação mineral (NPK)

3 - Dose de K utilizada como suplementação às doses do fertilizante orgânico

4 - 10 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (base seca) + suplementação com K

5 - 20 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (base seca) + suplementação com K

6 - 30 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (base seca) + suplementação com K

7 - 40 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (base seca) + suplementação com K

8 - 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (base seca) + suplementação com K

A adubação mineral foi realizada conforme recomendações de adubação para espécies nativas da Mata Atlântica (GONÇALVES et al., 1996). O fertilizante orgânico foi fornecido pela Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Jundiaí e a dose de K utilizada como suplementação foi a mesma utilizada na adubação mineral. Em março de 2016, foram reaplicados os tratamentos com o composto de lodo de esgoto na forma de fertilizante orgânico composto e adubação química.

O fertilizante orgânico foi aplicado nas entrelinhas do plantio das espécies nativas da Mata Atlântica e foi doado pela empresa Tera Ambiental, que está localizada junto à Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí. Após a compostagem, o fertilizante orgânico é vendido com o nome comercial de TeraFértil e sua análise química encontra-se na Tabela 2.

Tabela 2. Análise química do fertilizante orgânico composto TeraFértil.

pH	**CTC**	**Ca**	**C $_{orgânico}$**	**S**	**P**	**Mg**	**N $_{Kjeldahl.}$**
água	**mmolc Kg^{-1}**	---------- **g Kg^{-1}** ----------					
7,5	462	17,8	243	8,8	5,9	6,3	18,6

N $_{amoniacal}$	**N$_{nitrato-nitrito}$**	**K**	**Na**	**Sólidos Totais**	**Sólidos voláteis**	**Umidade**
---------- **mg Kg^{-1}** ----------				---------- **% m/m** ----------		**60-65°C**
1198	88,5	11033	1573	66,5	51,3	33,6

Instituto Agronômico de Campinas. Ca, S, P, Mg, K, Na – Método Metais: EPA-SW-846-3051, com determinação por ICP-AES, de acordo com EPA-SW-846-6010; N total – Método Kjeldahl; Corgânico – Digestão com dicromato e determinação volumétrica; Umidade – Perda de massa a 60 e 500°C; Sólidos Totais e Voláteis – Métodos descritos em "de Andrade, J.C.; de Abreu, M.F. Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais, Editora IAC, Campinas, 2006, 178p."; CTC – Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos (2014).

A quantidade total do fertilizante orgânico utilizada no experimento foi a de 32 toneladas. Como as dosagens dos tratamentos estão expressas em peso seco, foi considerado o teor de umidade do fertilizante orgânico (33,6% de umidade) para o cálculo da quantidade total a ser utilizada.

A aplicação do fertilizante orgânico na área experimental foi manual. Foram utilizados baldes de plástico com capacidade de 60 litros e colocados 30 Kg do composto em cada um, sendo este o referencial de peso do fertilizante orgânico. Para cada parcela do experimento, o total de fertilizante orgânico a ser aplicado foi dividido pelo número de entrelinhas do plantio e posteriormente, a quantidade de

cada entrelinha foi dividida por 30, referente aos 30 Kg de fertilizante orgânico que eram aplicados por vez. Após colocado a quantidade de 30 Kg de fertilizante orgânico nos baldes, estes eram vertidos em carriolas para o transporte até o local de aplicação.

O número de entrelinhas que receberam a aplicação fertilizante orgânico foram oito por parcela (não foram consideradas as entrelinhas da bordadura pois as plantas morreram) e a seguir, estão esquematizadas a quantidade de fertilizante orgânico que cada entrelinha de cada tratamento recebeu:

T4: 10 Mg ha^{-1} - 2 baldes de 30 Kg de fertilizante orgânico por entrelinha, nas 8 entrelinhas da parcela;

T5: 20 Mg ha^{-1} - 4 baldes de 30 Kg de fertilizante orgânico por entrelinha, nas 8 entrelinhas da parcela;

T6: 30 Mg ha^{-1} - 6 baldes de 30 Kg de fertilizante orgânico por entrelinha, nas 8 entrelinhas da parcela;

T7: 40 Mg ha^{-1} - 8 baldes de 30 Kg de fertilizante orgânico por entrelinha, nas 8 entrelinhas da parcela;

T8: 50 Mg ha^{-1} - 10 baldes de 30 Kg de fertilizante orgânico por entrelinha, nas 8 entrelinhas da parcela.

No momento da aplicação do fertilizante orgânico, foi retirada a serapilheira da área. Após a aplicação do fertilizante orgânico nas entrelinhas, este foi espalhado homogeneamente em faixas de largura de um metro. Em seguida, foi aplicado manualmente, sobre a faixa de fertilizante orgânico, a suplementação de potássio, usando o nutriente na forma de KCl (26 kg ha^{-1} de K_2O), totalizando 1 kg por parcela, 0,125 kg por entrelinha.

Nas parcelas que receberam adubação mineral, foram aplicados NPK na formulação 10 – 30 - 10 + 0,5% Boro + 0,5% Cobre + 0,5% Zinco, na quantidade de 260 kg ha^{-1}, totalizando 10 kg por parcela, 1,25 kg por entrelinha, também sobre a faixa de fertilizante orgânico. O tratamento que correspondeu apenas à suplementação com potássio, a quantidade aplicada foi a mesma do tratamento com

adubação mineral e das doses de fertilizante orgânico, 26 kg ha^{-1} de K_2O como fonte de KCl.

3.4. Avaliação do Fluxo de CO_2 a partir do Solo

Após a reaplicação dos tratamentos com fertilizante orgânico e adubação mineral, foram instaladas bases de PVC de 20 cm de diâmetro e 10 cm de altura, na profundidade de 3 cm no solo, sobre as quais a câmara do analisador automático (Automated Soil CO_2 Flux System, modelo LI-8100A, da LI-COR® Biosciences) é acoplada no momento da análise do fluxo de CO_2. As bases permaneceram fixas na área experimental até o final das avaliações sobre fluxo de CO_2 do solo. Foram instaladas 32 bases, uma em cada parcela do experimento. Leituras da temperatura e da umidade do solo foram realizadas simultaneamente à análise do fluxo de CO_2, por meio do equipamento Procheck e sensor 5TM colocado ao lado de cada base e a 5 cm de profundidade no solo.

Durante a mensuração, a concentração do CO_2 do ar no interior da câmara foi monitorada por meio de espectroscopia de absorção óptica, em um período de dois minutos, de modo que um dado de emissão era obtido por segundo, determinando-se o fluxo de CO_2 daquele ponto através da obtenção de 120 emissões.

O fluxo de CO_2 proveniente do solo foi quantificado de abril a julho de 2016, com as medições realizadas sempre no período da manhã. No primeiro mês, as determinações do fluxo de CO_2 do solo foram realizadas em dias alternados. No segundo mês, duas vezes por semana, seguido de uma vez na semana no terceiro mês. No quarto mês, as determinações do fluxo de CO_2 do solo foram realizadas a cada duas semanas, de acordo com procedimento adotado por Urzedo et al., (2013).

3.5. Coleta e Preparo das Amostras do Solo

As determinações analíticas da fertilidade, C orgânico total (COT) e densidade do solo foram realizadas antes e após 6 meses da reaplicação dos tratamentos. As análises prévias à reaplicação dos tratamentos foram feitas em outubro de 2014 e as amostras de solo foram coletadas nas linhas do plantio das

espécies nativas. Após seis meses da aplicação do fertilizante orgânico, as amostras de solo foram coletadas nas entrelinhas do plantio, onde receberam a reaplicação dos tratamentos.

O solo foi amostrado nas camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm de profundidade e coletadas 1 amostra composta (formada por 18 sub-amostras) a cada 20 cm de profundidade, até 1 metro em cada parcela, totalizando 160 amostras. Para a coleta das amostras de solo, foram utilizados trados de rosca de 1,5 metros e para a homogeneização das amostras, baldes plásticos referentes a cada profundidade e parcela. Após homogeneizadas, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, secas e passadas em peneira de 2 mm. Essas amostras foram divididas em quatro partes para a realização das seguintes análises: análise química básica do solo, teor de C orgânico total, fracionamento físico da MOS e fracionamento químico da MOS. As amostras destinadas à análise de C orgânico total foram ainda moídas por um moinho analítico de solo IKA (modelo A-11, da SP Labor).

Amostras indeformadas de solo foram coletadas no centro de cada parcela. Para tal, foram abertas trincheiras com dimensões aproximadas de 50 cm de largura, 50 cm de comprimento e 100 cm de profundidade. A amostragem foi efetuada no centro das camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, sendo coletadas 5 amostras em cada parcela, correspondente as cada camada de solos amostrada, totalizando 160 amostras.

Após a coleta dos anéis volumétricos, foi realizada a limpeza do excesso de solo conforme procedimentos descritos em Embrapa (1997). As amostras foram então transportadas ao laboratório de Análises Físicas do Departamento de Recursos Naturais da FCA.

3.6. Análises do Solo

3.6.1. Análise Química Básica

A análise química básica foi realizada no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Solos e Recursos Ambientais da FCA. Analisou-se o pH, teor da matéria orgânica do solo, fósforo, acidez potencial (H+Al), potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês, zinco e boro, bem como calculou-se a

soma de bases, capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases (V%), de acordo com as metodologias descritas por Raij et al., (2001).

3.6.2. Carbono Orgânico Total (COT) e Estoque de Carbono (EC) no Solo

As análises do COT foram realizadas no Laboratório de Relações Solo-Planta da FCA/UNESP, Botucatu, SP. Foram pesadas amostras de 10 mg de solo em uma balança analítica para posterior determinação no analisador elementar automático (modelo PE 2400 Series II, marca Perkin Elmer®). No analisador elementar a determinação é feita a partir de amostras sólidas, sem a utilização do cromo como oxidante, o que elimina a geração de resíduos altamente poluentes. O sistema é baseado na combustão completa da amostra, seguida por redução, separação cromatográfica e detecção dos produtos em detector de condutividade térmica.

Com a determinação da densidade e da concentração de C orgânico total (COT) do solo foi possível calcular o estoque de C orgânico nas diferentes camadas amostradas (JANZEN, 2005; MACHADO, 2005; SILVA et al., 2004), conforme a equação 1:

$$\text{Estoque C (Mg ha}^{-1}) = C \times d \times p \qquad (1)$$

Em que C é o teor do COT na camada (%), d é a densidade do solo na camada (g cm^{-3}) e p corresponde à espessura da camada de análise (cm).

O estoque de C orgânico no solo até 1 m de profundidade foi calculado pelo somatório do estoque de C orgânico em cada uma das camadas amostradas.

3.6.3. Fracionamentos Físico e Químico da MOS

Os fracionamentos químico e físico da MOS foram realizados no Laboratório de Pesquisa II do Departamento de Solos e Recursos Ambientais da FCA/UNESP, em Botucatu – SP.

Parte das amostras deformadas de solo coletadas após seis meses da reaplicação dos tratamentos foram utilizadas para a determinação do fracionamento físico da matéria orgânica.

Procedeu-se o fracionamento granulométrico, adaptado de Cambardella e Elliott (1992). O princípio do método consiste em separar o carbono orgânico do solo em duas frações: carbono orgânico particulado (COP), menos decomposto e mais recentemente depositado no solo, e carbono associado a minerais (COM), mais recalcitrante e humificado.

Foram pesados 20 g de solo seco ao ar, tamisados em malha de 2 mm, em copos de polietileno de 250 mL e adicionados 80 mL de solução dispersante de hexametafosfato de sódio 5 g L^{-1}. Em seguida, as amostras foram agitadas por 15 horas em agitador horizontal, passadas por peneira de malha de 0,053 mm (270 Mesh) e enxaguadas várias vezes com água destilada até remoção total da argila. O material particulado retido na peneira, ou fração particulada (FP), foi transferido para latas de alumínio, com auxílio de jatos de água, e seco em estufa de circulação forçada de ar a 50ºC até atingir massa constante. Após a secagem, o material foi pesado, determinando-se assim a massa da fração particulada (MFP), moído e homogeneizado com auxílio de um bastão de vidro, e submetido à determinação de C em analisador elementar automático (modelo PE 2400, Series II, marca Perkin Elmer®) obtendo-se o teor de carbono da fração particulada do solo (CFP), sendo possível calcular o teor de carbono orgânico particulado (COP) do solo, de acordo com a equação 2:

$$COP\ (g\ kg^{-1}) = CFP \times MFP / Ps \quad (2)$$

Em que CFP representa o teor de carbono da fração particulada, em g kg^{-1}; MFP representa a massa da fração particulada, em g; e Ps representa a massa da amostra inicial do solo, em g (20 g).

O teor de carbono associado a minerais (COM) foi calculado pela diferença entre o carbono orgânico total (COT) e o carbono orgânico particulado, conforme a equação 3:

$$COM\ (g\ kg^{-1}) = COT - COP \quad (3)$$

Em que COT representa o teor de carbono orgânico total do solo, em g kg^{-1} e COP representa o teor de carbono orgânico particulado do solo, em g kg^{-1}.

O fracionamento químico da MOS também foi realizado com parte das amostras de solo coletadas após seis meses da reaplicação dos tratamentos. Foram determinadas as frações carbono ligado aos ácidos fúlvicos (C-AF), carbono ligado aos ácidos húmicos (C-AH) e carbono ligado à humina (C-HU) da matéria orgânica do solo. A extração alcalina da matéria orgânica e a separação das frações húmicas foram realizadas conforme método descrito por Kumada (1987), enquanto a determinação dos AF e AH de acordo com a metodologia de Tatsukawa (1966).

As amostras de solo foram colocadas em tubos de centrífuga resistentes ao calor, previamente identificados. Adicionou-se 30 mL de solução de NaOH 0,1 M e os tubos foram aquecidos em banho maria a 100ºC durante 30 minutos. Logo após a retirada dos tubos do banho maria, acrescentou-se 1 g de Na_2SO_4 e deixou-se esfriar em cuba com gelo. Depois do resfriamento os tubos foram levados à centrifuga por 5 minutos a 3000 rotações por minuto. Após a centrifugação, o sobrenadante foi transferido para erlenmeyer de 250 mL, previamente identificados. Ao tubo contendo o material sedimentado, adicionou-se 20 mL de uma solução mista de Na_2SO_4 e NaOH (30,0 + 4,0 g L^{-1}, respectivamente), agitou-se com bastão de vidro para promover um melhor contato entre o sedimento e a solução. Centrifugou-se, novamente, sob o mesmo tempo e rotação da primeira centrifugação, e o sobrenadante transferido para o mesmo erlenmeyer. Repetiu-se o procedimento a partir da adição da solução mista mais uma vez. Ao extrato coletado no erlenmeyer, adicionou-se mais 10 mL da solução mista e, imediatamente, mais 0,8 mL de H_2SO_4 concentrado. Agitou-se bem, tampou-se, deixou-se descansar por 5 horas.

Decorrido o período de repouso, o extrato foi filtrado utilizando papel filtro qualitativo Whatman número 6, passando para balão volumétrico de 100 mL a fração solúvel em meio ácido, o C-AF e, ficando retidos no filtro os resíduos insolúveis em meio ácido correspondentes às frações C-AH e C-HU. Completou-se o volume do balão volumétrico contendo C-AF com solução 0,18 M de H_2SO_4. O filtro contendo os resíduos insolúveis em meio ácido foi colocado em copos de plástico de 250 mL, ao qual adicionou-se 80 mL de solução de NaOH 0,1 M, agitou-se bem e filtrou-se, novamente, passando o extrato para balão volumétrico de 100 mL. Completou-se o volume, obtendo-se dessa maneira, a fração C-AH.

Foi realizada a leitura em absorbância em espectrofotômetro a 645 nm de comprimento de onda. Com soluções de glicose (0, 50, 100, 250 e 500 ppm de C) construiu-se a curva padrão. Foram pipetados 1,5 mL de alíquota, tanto para os pontos da curva padrão, quanto para extratos contendo as frações C-AF e C-AH, transferiu-se para becker de vidro de 50 mL, adicionou-se 3 mL de H_2SO_4 + $K_2Cr_2O_7$ (3,175 g de $K_2Cr_2O_7$ em 500mL de H_2SO_4), aguardou-se desenvolver cor e diminuir a temperatura da amostra para proceder a leitura. A fração C-HU foi obtida pela diferença entre o COT e C-AF + C-AH.

3.6.4. Carbono da Biomassa Microbiana (Cmic) do Solo

Após doze meses da reaplicação dos tratamentos, foram coletadas as amostras da camada superficial do solo (0-20 cm) destinadas à análise de C microbiano, que foram transportadas em caixas de isopor e acondicionadas em refrigerador a 4ºC (WARDLE, 1994) no Laboratório de Pesquisa II do Departamento de Solos e Recursos Ambientais da FCA/UNESP, em Botucatu – SP.

As análises de C da biomassa microbiana (Cmic) foram realizadas seguindo-se o método de irradiação-extração (ISLAM & WEIL, 1998; MEDONÇA & MATOS, 2005), com adaptações feitas por Raphael, 2014. Esse método tem como princípio a irradiação das amostras de solo em forno de micro-ondas, proporcionando alta temperatura e pressão de vapor que afetam a permeabilidade e a estabilidade da membrana plasmática de células microbianas, provocando a sua ruptura e liberando vários metabólitos intracelulares (ISLAM & WEIL, 1998). Em seguida, as amostras foram submetidas a uma extração rápida, com K_2SO_4 0,5 mol L^{-1}, um extrator fraco, procedendo-se a determinação do C (BROOKES et al., 1985).

As amostras foram retiradas do congelador e mantidas a 25ºC por aproximadamente 2 horas até o equilíbrio com a temperatura ambiente. Foram então peneiradas em malha de 2 mm e submetidas à padronização de umidade, corrigidas para 80%. Para a escolha desse valor considerou-se a umidade das amostras no momento de coleta em cada área, os valores de umidade recomendados pelos métodos de análise, e a não necessidade de secagem das amostras antes de umedecê-las novamente, para evitar variações bruscas na população microbiana.

Após a padronização da umidade, as amostras foram vedadas em sacos plásticos e deixadas em repouso por 24 horas em ambiente a 25ºC, para homogeneização da umidade.

Após esse período, pesou-se o equivalente a 20 gramas de solo seco em copos de polipropileno de 150 mL resistentes à exposição a forno de micro-ondas. As amostras não irradiadas foram vedadas e permaneceram em repouso, enquanto as demais foram submetidas à irradiação. Utilizou-se um forno de micro-ondas da marca Brastemp, em potência real de 649,39 W, calculada a partir da variação da temperatura de 1L de água após 2 minutos de irradiação. Procedeu-se a irradiação de 4 amostras por vez e a escolha do tempo de irradiação foi baseada na recomendação de Islam e Weil (1998), de que a temperatura final após a irradiação permanecesse entre 80 e 88ºC. Ainda de acordo com esses autores, a amostra foi submetida à irradiação por metade do tempo de exposição determinado, que para o presente estudo foi de 49 segundos. Em seguida a amostra foi retirada do forno de micro-ondas, submetida a uma agitação manual leve e deixada em repouso até atingir temperatura ambiente. Finalmente a mostra foi submetida à segunda metade do tempo de exposição à irradiação no forno de micro-ondas (mais 49 segundos).

Após a irradiação, adicionou-se de 80 mL de solução de K_2SO_4 0,5 M às amostras (irradiadas e não irradiadas) e realizou-se a agitação em agitador horizontal a 220 rpm por 30 minutos. Decorrido o repouso por 60 minutos para permitir a sedimentação do solo, foi feita a filtragem dos extratos em papel filtro quantitativo e pipetados 10 mL do filtrado para a determinação do Cmic pelo método de oxidação de dicromato, descrito por Mendonça e Matos (2005). O carbono da biomassa microbiana (Cmic) foi calculado de acordo com a equação 4:

$$Cmic\ (mg\ kg^{-1}) = CI - CNI / kc \qquad (4)$$

Em que CI representa a quantidade de C recuperada na amostra irradiada, em mg kg^{-1}; CNI representa a quantidade de C recuperada na amostra não irradiada, em mg kg^{-1}; e kc é o fator de correção que representa a eficiência do extrator em extrair o C da biomassa microbiana do solo (adimensional). Utilizou-se o kc de 0,213 recomendado por Islam e Weil (1999), para solos de textura arenosa.

3.6.5. Atividade Enzimática

As avaliações das atividades das enzimas β-glicosidase, desidrogenase, fosfatase ácida e arilsulfatase foram realizadas após 14 meses da reaplicação dos tratamentos, no Laboratório de Pesquisa II do Departamento de Solos e Recursos Ambientais da FCA/UNESP, em Botucatu – SP. Foram coletadas amostras deformadas de solo da camada superficial (0-20 cm) e armazenadas em caixas térmicas a 4°C para o transporte até o laboratório, onde foram congeladas por até 3 dias para a realização das análises.

A atividade das enzimas arilsulfatase, β-glicosidase e fosfatase ácida foram determinadas pelo método proposto por Tabatabai (1994), por meio da determinação colorimétrica do p-nitrofenol, liberado pelas enzimas quando o solo é incubado com um substrato específico (p-nitrofenil sulfato, p-nitrofenil-β-D-glicopironosídeo e p-nitrofenil fosfato, respectivamente).

Foi pesada 1 grama de solo e colocados em erlenmeyer de 50 mL. Nas amostras destinadas à determinação da atividade da arilsulfatase, foram adicionados 4 mL da solução tampão de acetato de sódio 0,5 M mais 1 mL da solução de p-nitrofenil sulfato 0,05 M. Para a β-glicosidase, foram adicionados 4 mL da solução Tampão Universal Modificado (MUB pH 6,0) com 1 mL da solução de p-nitrofenil-β-glicosidase 0,05 M e nas amostras para determinação da fosfatase ácida, foram adicionados 4 mL da solução tampão MUB pH 6,5 com 1 mL da solução de p-nitrofenil fosfato 0,05 M. Em seguida, todas as amostras foram incubadas em banho maria a 37^{o} C por uma hora. Após o período de incubação, foi adicionado 1 mL da solução de $CaCl_2$ 0,5 M mais 4 mL da solução tampão THAM (Tris-hidroximetil-aminometano) 0,1 M em todas as amostras e, posteriormente, a suspensão referente a cada amostra foi filtrada em papel filtro quantitativo.

O teor de p-nitrofenol liberado pela atividade das enzimas foi quantificado através da leitura por espectrofotômetro de cor, no comprimento de onda de 420 nm, em μg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1}.

A atividade da desidrogenase no solo foi determinada segundo Casida et al. (1964). Foram pesados 3 g de solo seco em tubos Falcon, adicionado 0,03 g de carbonato de cálcio, 0,5 mL de cloreto de 2,3,5- trifeniltetrazolio (TTC) a 3% e 1,3

mL de água destilada. A mistura foi homogeneizada e incubada a banho maria a 37° C por 24 horas. Após incubação, foi adicionado 10 mL de metanol no tubos, agitados e filtrados em papel filtro Whatman 42. As concentrações de trifenilformazan (TPF) formado pela redução do TCC a TPF pela atividade da enzima foram calculados com auxílio de curva padrão com 0, 5, 10, 20, 30, 40 e 60 μg mL^{-1} de TPF e a intensidade da cor vermelha foi medida em espectrofotômetro com absorbância de 485 nm.

3.6.6. Análise Estatística dos Dados

Os dados foram tabulados e submetidos à análise de variância. Quando encontradas diferenças significativas (F), as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os resultados dos tratamentos com aplicação de doses de fertilizante orgânico foram submetidos à análise de regressão, sendo o modelo escolhido de acordo com a significância e valor de F da equação.

Os resultados de fluxo de CO_2 do solo foram ainda correlacionados (mediante análise de correlação de Pearson) com os resultados de umidade e temperatura do solo. A emissão acumulada de CO_2 durante todo o período de avaliação foi determinada por meio da integração de área sob a curva do fluxo, utilizando-se o programa Origin 7 (ORIGINLAB, 2002).

A atividade enzimática também foi correlacionada (correlação de Pearson) com o teor de carbono microbiano.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Fertilidade, Carbono orgânico Total (COT) e Estoque de Carbono (EC) do solo antes da reaplicação dos tratamentos

4.1.1. pH e Matéria Orgânica do Solo (MOS)

Após 9 anos da aplicação dos tratamentos em área degradada, observou-se efeito significativo sobre pH em todas as camadas de solo amostradas. Os valores médios de pH de cada tratamento e de cada camada de solo foram comparados pelo Teste de Tukey, a 5% de probabilidade e estão apresentados na Tabela 3.

Nas áreas que receberam adubação mineral NPK e complementação com K, o pH se manteve estável, e onde foi feita a aplicação do lodo de esgoto, ocorreu a acidificação do solo, em todas as camadas de solo amostradas. Esta acidificação pode ser explicada pelas reações de nitrificação, à provável oxidação de sulfitos e à produção de ácidos orgânicos produzidos durante a decomposição microbiológica da matéria orgânica presente no lodo (DOWDY et al., 1991; FRANCHINI et al., 2001; BROFAS et al., 2000). Esta diminuição do pH do solo tratado com lodo de esgoto foi também descrito por Bezerra et al. (2006), Kitamura et al. (2008), Simonete et al. (2003) e Boeira & Souza (2007). Resíduos tratados com cal antes da sua utilização proporcionaram o aumento do pH do solo (BARBOSA et al., 2002; GUEDES et al., 2006). Os estudos citados acima se restringem à avaliações das propriedades químicas dos solos em função dos tratamentos com lodo de esgoto apenas na camada superficial (0-20 cm de profundidade).

Os níveis de matéria orgânica (MO) foram influenciados positivamente pela aplicação dos tratamentos, exceto na camada 60-80 cm de profundidade. Os maiores valores de MO foram observados nas parcelas que receberam o resíduo, sendo que a camada superficial apresentou as maiores médias, quando comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade (Tabela 4).

O aumento do teor da MO do solo em função da aplicação das doses crescentes de lodo de esgoto também foi verificado por Simonete et al. (2003) e Barbosa et al. (2002), que estudaram o efeito da aplicação de doses de lodo de esgoto nas propriedades químicas de um Argissolo Vermelho-Amarelo, cultivado com *Eucaliptus sp*., e um Latossolo Vermelho Eutroférrico, cultivado com milho, respectivamente. Kitamura et al. (2008) obtiveram um incremento expressivo de MO

em um Latossolo Vermelho degradado tratado com *Brachiaria decumbens* + lodo de esgoto, quando comparado com os demais tratamentos (adubos verdes e cultivo de uma espécies arbóreas nativas do Cerrado).

Tabela 3 - Valores médios de pH ($CaCl_2$) em solo recuperado com lodo de esgoto (Mg ha^{-1}) e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos 9 anos após a aplicação dos tratamentos.

Tratamentos	Profundidade (cm)				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
0	3,98 b	4,18 bc	4,09 cd	4,10 b	4,13 ab
NPK	4,34 a	4,40 a	4,46 a	4,23 ab	4,28 a
K	4,34 a	4,37 ab	4,31 ab	4,34 a	4,29 a
2,5	4,03 b	4,06 c	4,25 bc	4,10 b	4,20 ab
5	3,97 b	4,11 c	4,01 d	4,06 b	4,05 b
10	3,98 b	4,01 c	4,12 bcd	3,97 bc	4,05 b
15	3,98 b	4,05 c	4,02 d	4,07 b	4,02 b
20	3,98 b	3,99 c	4,10 cd	3,99 bc	4,04 b

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade.

Tabela 4 - Valores médios da MO (g dm^{-3}) em solo recuperado com lodo de esgoto (Mg ha^{-1}) e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos 9 anos após a aplicação dos tratamentos.

Tratamentos	Profundidade (cm)				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
0	12,8 d	12,0 ab	10,0 b	10,5 ns	9,0 ab
NPK	14,8 cd	12,0 ab	12,0 abc	10,0 ns	8,0 b
K	14,8 cd	11,0 b	10,0 b	9,8 ns	8,0 b
2,5	16,3 cd	11,0 b	13,0 ab	10,5 ns	8,0 b
5	17,8 bc	12,0 ab	11,0 bc	9,2 ns	9,0 ab
10	18,0 bc	15,0 a	14,0 a	10,4 ns	11,0 a
15	20,8 ab	14,0 ab	11,0 bc	10,3 ns	10,0 ab
20	22,3 a	14,0 ab	12,0 abc	11,7 ns	10,0 ab

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade. ns – não significativo

4.1.2. Fósforo (P), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Potássio (K) e Enxofre (S)

Efeito não significativo da aplicação do resíduo sobre os níveis de fósforo (P) do solo foi verificado apenas nas camadas de 40-60 e 80-100 cm de profundidade. Os tratamentos com as maiores doses de lodo de esgoto (15 e 20 Mg ha^{-1}) proporcionaram os maiores valores de P no solo, nas camadas superficiais (Tabela 5).

Resultados semelhantes foram observados por Galdos et al. (2004), Kitamura et al. (2008) e Barbosa et al. (2002). Guedes et al. (2006), avaliando as propriedades químicas de um solo cultivado com eucalipto e tratado com lodo de esgoto, até a profundidade de 90 cm, constataram que o P foi o único elemento que não sofreu lixiviação pois, normalmente, esse elemento se movimenta pouco no perfil, podendo ter sido, em grande parte, adsorvido no solo.

Tabela 5 - Valores médios de fósforo (P_{resina} - mg dm^{-3}) em solo recuperado com lodo de esgoto (Mg ha^{-1}) e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos 9 anos após a aplicação dos tratamentos.

Tratamentos	Profundidade (cm)				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
0	5 c	4 b	5 ns	5 b	5 ns
NPK	5 c	5 b	5 ns	5 b	5 ns
K	5 c	5 b	5 ns	5 b	5 ns
2,5	5 c	5 b	5 ns	5 b	5 ns
5	5 c	6 b	5 ns	5 b	7 ns
10	6 bc	6 b	6 ns	5 b	5 ns
15	7 b	6 b	5 ns	5 b	5 ns
20	14 a	10 a	7 ns	7 a	7 ns

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade. ns – não significativo

Pela análise de variância, a aplicação de lodo de esgoto em solo degradado não proporcionou efeito significativo sobre os valores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) em nenhuma camada amostrada no solo. Seus valores variaram de 6,5 a 4,75 $mmol_c\ dm^{-3}$ para o Ca e de 2,5 a 2 $mmol_c\ dm^{-3}$ para o Mg.

O potássio (K) apresentou diferença significativa em seus valores somente na camada de 60-80 cm de profundidade (Tabela 6). Pelo teste de Tukey (5% de probabilidade), sua maior média (1,35 $mmol_c\ dm^{-3}$) foi obtida com a aplicação de 20 $Mg\ ha^{-1}$ do resíduo e a menor (1,03 $mmol_c\ dm^{-3}$) no tratamento controle. Os valores de enxofre (S) foram influenciados significativamente pela aplicação dos tratamentos em todas as profundidades amostradas (Tabela 7).

Tabela 6. Valores médios do teor de potássio (K - $mmol_c\ dm^{-3}$) em solo recuperado com lodo de esgoto ($Mg\ ha^{-1}$) e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos 9 anos após a aplicação dos tratamentos.

Tratamentos	Profundidade (cm)				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
0	0,95 ns	1,19 ns	1,23 ns	1,28 ab	1,25 ns
NPK	1,13 ns	1,25 ns	1,25 ns	1,33 a	1,31 ns
K	1,03 ns	1,25 ns	1,20 ns	1,05 c	1,30 ns
2,5	1,05 ns	1,20 ns	1,18 ns	1,13 c	1,28 ns
5	1,15 ns	1,25 ns	1,27 ns	1,33 a	1,33 ns
10	0,90 ns	1,23 ns	1,20 ns	1,20 b	1,25 ns
15	1,15 ns	1,28 ns	1,28 ns	1,08 c	1,33 ns
20	1,13 ns	1,25 ns	1,25 ns	1,35 a	1,30 ns

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade. ns – não significativo

Barbosa et al. (2002) encontraram resultados semelhantes para o K (0-20 cm de profundidade), que não foi influenciado significativamente pela adição de lodo de esgoto. Porém os mesmo autores verificaram efeito significativo sobre os valores de Ca e Mg na camada superficial do solo. Bezerra et al. (2006) verificaram efeito significativo sobre o Ca, Mg e K na camada superficial de um solo recuperado com lodo de esgoto, discordando com os resultados encontrados no presente estudo. Silva et al. (2001), em estudo da fertilidade de um solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar, verificaram maiores valores de S nos locais que receberam as maiores doses do resíduo, assim como no presente estudo.

Tabela 7 - Valores médios de enxofre (mg dm^{-3}) em solo recuperado com lodo de esgoto (Mg ha^{-1}) e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos 9 anos após a aplicação dos tratamentos.

Tratamentos	Profundidade (cm)				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
0	4 c	4 c	5 d	6 e	8 d
NPK	6 bc	5 c	5 d	6 e	11 d
K	5 c	5 c	4 d	7 e	8 d
2,5	6 bc	8 bc	9 c	14 d	18 c
5	9 bc	12 b	17 bc	22 c	18 c
10	12 a	16 a	23 b	27 c	22 c
15	11 abc	13 b	20 b	32 b	32 b
20	15 a	22 a	34 a	44 a	50 a

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade.

4.1.3. Acidez Potencial (H+Al), Soma de Bases (SB), Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e Saturação por Bases (V%)

A aplicação dos tratamentos influenciou significativamente a H+Al e CTC em todas as profundidades amostradas, e V% nas profundidades de 20-40, 40-60 e 80-100 cm (Tabela 8). A SB do solo não foi significativamente influenciada pela aplicação do resíduo, e seus valores variaram de 10 a 7 $mmol_c\ dm^{-3}$.

A H+Al e a CTC apresentaram variações semelhantes nos seus valores médios pelo teste de Tukey (p=0,05) na camada superficial do solo (0-20 cm). Os maiores valores foram observados nos tratamentos que receberam 15 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto, de 47,25 e 56,75 $mmol_c\ dm^{-3}$ para H+Al e CTC, respectivamente; e os menores, nos tratamentos controle, de 23,75 e 31,5 $mmol_c\ dm^{-3}$, respectivamente.

Bezerra et al. (2006), Galdos et al. (2004) e Barbosa et al. (2002) também verificaram aumento significativo na CTC do solo com a aplicação de lodo de esgoto. Este aumento da CTC pode ser explicado pelo aumento proporcional do conteúdo de MO, em função das doses de lodo. A maior influência da matéria orgânica nas propriedades químicas do solo está na alteração do seu complexo coloidal. Ela se

reflete, diretamente, na CTC e promove o aumento de cargas superficiais negativas e, consequentemente, a maior retenção de cátions (ABREU JUNIOR et al., 2001).

Tabela 8. Valores médios da acidez potencial (H + Al - $mmol_c\ dm^{-3}$, capacidade de troca catiônica (CTC - $mmol_c\ dm^{-3}$) e saturação por bases (V%) em solo recuperado com lodo de esgoto e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos 9 anos após a aplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
H + Al		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
$mmol_c\ dm^{-3}$	0	23,8 d	26,3 bcd	17,0 d	22,8 bc	22,0 c
	NPK	35,0 abcd	23,3 cd	28,5 abc	24,8 bc	25,5 abc
	K	29,3 cd	21,8 d	25,0 bc	22,0 c	23,0 bc
	2,5	32,8 bcd	32,5 abc	23,3 c	26,0 abc	25,5 abc
	5	42,8 ab	28,5 bcd	30,3 ab	27,0 abc	29,3 ab
	10	38,8 abc	36,0 ab	27,0 abc	30,5 ab	29,5 ab
	15	47,3 a	31,5 ab	33,3 a	27,8 abc	31,8 a
	20	41,0 abc	40,0 a	27,0 bc	33,0 a	32,0 a
CTC		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
$mmol_c\ dm^{-3}$	0	31,5 c	34,3 bc	25,8 c	30,8 b	31,3 b
	NPK	43,3 abc	31,5 c	35,8 ab	32,8 b	32,5 ab
	K	37,5 bc	31,3 c	34,8 ab	30,8 b	32,5 ab
	2,5	40,5 bc	42,0 abc	32,5 bc	34,8 ab	34,0 ab
	5	51,3 ab	36,8 bc	39,5 ab	35,3 ab	37,7 ab
	10	47,0 ab	44,5 ab	34,8 ab	39,0 ab	38,0 ab
	15	56,8 a	41,0 abc	41,5 a	36,0 ab	40,3 a
	20	49,5 ab	48,5 a	36,5 ab	42,0 a	39,8 a
V%		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
	0	19,3 ns	25,3 ab	21,0 c	24,3 ns	21,3 c
	NPK	21,8 ns	31,3 a	28,5 ab	29,0 ns	28,8 ab
	K	24,3 ns	23,0 ab	34,0 a	26,0 ns	29,0 a
	2,5	19,5 ns	23,3 ab	29,0 ab	24,8 ns	26,0 abc
	5	16,5 ns	22,8 ab	23,3 bc	23,8 ns	22,3 abc
	10	17,5 ns	19,8 b	23,0 bc	21,5 ns	22,0 bc
	15	17,3 ns	23,8 ab	20,0 c	23,8 ns	21,3 c
	20	16,3 ns	17,3 b	25,3 bc	22,0 ns	19,5 c

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade. ns – não significativo

Simonete et al. (2003) verificaram que a adição de lodo de esgoto em um argissolo cultivado com milho aumentou a H+Al, mais o V% praticamente não foi alterado, na camada superficial.

4.1.4. Micronutrientes

Os níveis de cobre, ferro e zinco foram influenciados significativamente pela aplicação dos tratamentos. De maneira geral, seus maiores valores foram observados nos tratamentos que receberam lodo de esgoto (Tabela 9).

Os valores de boro e manganês apresentaram efeito significativo apenas nas camadas profundas do solo (60-80 e 80-100 cm). Ao realizar o teste de Tukey, a 5% de probabilidade, as maiores médias dos valores de B e Mn foram obtidas nos locais que receberam a quantidade de 20 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto, sendo elas de 0,35 e 0,31 mg dm^{-3} para o B e 2,7 e 3 mg dm^{-3} para o Mn, nas camadas de 60-80 e 80-100 cm, respectivamente.

Resultados semelhantes foram observados por Vieira et al. (2005), em estudo de um solo adubado com lodo de esgoto e cultivado com soja, o qual apresentou aumento dos teores de Cu e Zn nos tratamentos com o resíduo. Araújo & Nascimento (2005) também verificaram aumentos nos teores totais de Zn em dois tipos de solos (Latossolo e Argissolo) incubados com lodo de esgoto e cultivados com milho. Nascimento et al. (2004) constataram um aumento nos níveis de Cu, Fe, Zn e Mn em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com milho e feijão.

Bezerra et al. (2006) constataram que os teores de Fe, Cu e Zn foram dependentes das doses crescentes de lodo, porém os teores de Mn mantiveram-se praticamente invariáveis, em uma área degradada recuperada com o resíduo. Vieira et al. (2005) não observaram diferenças significativas sobre os níveis de B no solo tratado com lodo de esgoto.

Tabela 9 - Valores médios do cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco (Zn) (mg dm^{-3}) em solo recuperado com lodo de esgoto (Mg ha^{-1}) e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos 9 anos após a aplicação dos tratamentos.

mg dm^{-3}	Tratamentos	Profundidade (cm)				
Cu		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
	0	0,48 c	0,35 c	0,43 c	0,35 b	0,38 b
	NPK	0,68 c	0,53 bc	0,50 c	0,45 b	0,40 b
	K	0,43 c	0,38 c	0,45 c	0,40 b	0,35 b
	2,5	1,10 c	0,68 bc	0,64 bc	0,51 b	0,40 b
	5	2,05 bc	1,30 c	1,13 bc	0,95 b	0,83 b
	10	3,20 b	1,58 bc	1,65 ab	1,23 b	1,15 b
	15	3,25 b	1,80 b	1,30 abc	1,23 b	1,20 b
	20	6,50 a	3,83 a	2,63 a	2,78 a	1,76 a
Fe		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
	0	53,75 c	45,25 c	42,75 c	37,50 b	43,50 b
	NPK	67,00 b	48,75 c	48,25 c	44,25 b	52,25 b
	K	50,25 c	46,50 c	46,50 c	40,00 b	44,25 b
	2,5	76,00 b	56,00 c	57,75 bc	48,25 b	36,50 b
	5	112,25 ab	85,00 bc	73,75 abc	63,00 b	58,75 ab
	10	127,00 a	99,00 ab	98,75 ab	82,75 ab	68,25 ab
	15	133,25 a	96,75 ab	83,25 abc	75,50 ab	72,50 ab
	20	136,75 a	131,0 a	117,50 a	115,0 a	107,75 a
Zn		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
	0	0,15 c	0,15 bc	0,15 c	0,10 b	0,10 b
	NPK	0,23 c	0,18 c	0,20 c	0,20 b	0,13 b
	K	0,15 c	0,13 bc	0,13 c	0,13 b	0,13 b
	2,5	0,63 bc	0,48 bc	0,42 c	0,41 ab	0,29 b
	5	0,65 abc	0,73 abc	0,70 bc	1,30 ab	0,83 ab
	10	0,98 ab	0,95 ab	1,30 ab	1,53 a	1,43 a
	15	1,35 a	1,08 ab	0,78 abc	1,73 a	1,38 a
	20	1,65 a	1,50 a	1,35 a	1,63 a	1,43 a

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade.

4.1.5. Carbono orgânico total (COT)

Após 9 anos, a aplicação dos tratamentos em solo degradado gerou efeito significativo sobre o COT em todas as profundidades amostradas.

Comparando as médias dos tratamentos pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, foi verificado que os maiores valores do COT foram observados nas parcelas que receberam 15 e 20 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto, em todas as profundidades amostradas, exceto para a camada de 80-100 cm, que apresentou a maior média de COT no tratamento com 10 Mg ha^{-1} do resíduo (Tabela 10).

Guedes et al. (2006), em estudo sobre as propriedades químicas de um solo com cultivo do eucalipto e fertilizado com doses de lodo de esgoto, também observaram valores significativamente mais elevados do C orgânico (11,7 e 15,1 g kg^{-1}), da camada superficial do solo, nas parcelas que receberam as doses de 80 e 160 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto.

Dias et al. (2007) verificou efeito linear positivo sobre o COT de um Latossolo Vermelho distroférrico, após a sexta aplicação de lodo e cultivo sucessivo de milho, apenas nas camadas superficiais do solo (0-10 e 10-20 cm), sendo que seus valores médios variaram de 19,12 a 33,5 g kg^{-1} de COT, no tratamento controle e na dose maior de lodo de esgoto (240 Mg ha^{-1}), respectivamente, na camada de 0-10 cm. Os autores atribuem a ausência de influência do lodo nos teores de C em profundidade, possivelmente, pelo fato de o resíduo ter sido aplicado na camada de aração, o que contribui para o maior acúmulo de matéria orgânica na camada superficial. Além disso, os compostos orgânicos, independentemente da origem, possuem baixa mobilidade, movimentando-se pouco no perfil do solo.

Tabela 10 - Valores médios do teor do carbono orgânico total (COT - g kg^{-1}) em solo recuperado com lodo de esgoto (Mg ha^{-1}) e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos 9 anos após a aplicação dos tratamentos.

COT	Tratamentos	Profundidade (cm)				
g kg^{-1}		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
	0	5,20 d	5,45 d	5,35 d	5,90 b	6,85 bc
	NPK	6,90 cd	6,33 cd	6,25 cd	5,73 b	4,53 d
	K	6,72 cd	7,08 bc	5,80 d	6,35 ab	5,83 cd
	2,5	8,00 bc	7,28 bc	7,80 abc	6,58 ab	6,83 bc
	5	9,17 b	8,05 ab	7,73 bc	6,00 ab	6,50 bc
	10	9,30 b	7,93 ab	9,40 ab	7,15 ab	8,95 a
	15	11,52 a	9,15 a	9,55 a	7,58 a	5,98 c
	20	11,52 a	8,13 ab	7,93 abc	6,63 ab	7,55 b

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade.

4.1.6. Densidade e Estoque de C do solo

A densidade do solo não apresentou diferenças significativas em função das doses de lodo de esgoto aplicadas em nenhuma profundidade amostrada e seus valores variaram de 1,4 a 1,53 kg dm^{-3}.

Sampaio et al. (2012), realizando a caracterização das condições do solo antes da aplicação dos tratamentos com lodo de esgoto cru, na mesma área do presente estudo, verificaram que a haste do penetrógrafo não conseguiu penetrar o solo até o limite de 35 kg cm^{-2}, indicando alto nível de compactação na área experimental. Ainda neste mesmo estudo, os autores avaliaram a porosidade do solo (macro, micro e total) após seis e 12 meses da aplicação do lodo de esgoto cru na área degrada e concluíram que elas foram aumentadas com as maiores doses do resíduo até seis meses após sua aplicação e apenas a microporosidade foi aumentada, aos 12 meses. Assim, pode-se observar a recuperação das qualidades físicas do solo degradado no local do presente estudo, a exemplo da densidade, em resposta à aplicação de lodo de esgoto cru.

O estoque de carbono do solo (EC) foi significativo à aplicação dos tratamentos em todas as camadas do solo amostradas. Pelo teste de Tukey, a

5% de probabilidade, todas as médias diferiram entre si. As maiores médias, para todas as profundidades, foram observadas nos tratamentos com 15 e 20 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto cru, e as menores, no tratamento controle (Tabela 11). Boeira & Souza et al. (2007), avaliando o efeito de aplicações consecutivas de lodo de esgoto sobre o acúmulo de C de um Latossolo, após três cultivos de milho, também verificaram aumento dos estoques de C camada superficial do solo (0–0,1 m), com a aplicação das maiores doses de lodo de esgoto (41,136 e 82,272 kg ha^{-1}). Porém, o estoque de C na camada entre 0,2 e 0,4 m não foi afetado com a aplicação das doses de lodo.

Dias et al. (2007), em estudo sobre o estoque de C orgânico de um Latossolo sucessivamente tratado com lodo de esgoto e cultivado com milho, verificaram efeito linear e quadrático apenas nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm, respectivamente. Nas camadas de 20-30 e 30-40 cm, o efeito das doses de lodo foi não significativo sobre o estoque de C.

Tabela 11 - Estoque de Carbono (Mg ha^{-1}) em solo recuperado com lodo de esgoto (Mg ha^{-1}) e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos 9 anos após a aplicação dos tratamentos.

E.C.	Tratamentos	Profundidade (cm)				
Mg ha^{-1}		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
	0	17,82 c	16,46 c	16,16 d	14,56 d	13,50 d
	NPK	20,29 bc	18,87 bc	19,13 cd	17,30 c	20,28 bc
	K	19,89 bc	21,38 ab	17,40 d	19,30 b	16,91 cd
	2,5	23,68 bc	21,40 ab	23,56 bc	20,00 b	19,94 bc
	5	26,04 ab	23,02 ab	23,65 bc	18,00 bc	19,37 bc
	10	27,34 ab	22,84 ab	26,88 bc	21,31 b	21,13 ab
	15	32,49 a	25,99 a	28,08 a	26,29 a	18,18 c
	20	32,26 a	23,09 ab	24,27 b	20,02 b	20,95 b

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade.

4.2. Avaliações após a reaplicação dos tratamentos

4.2.1 Fluxo de CO_2 do solo

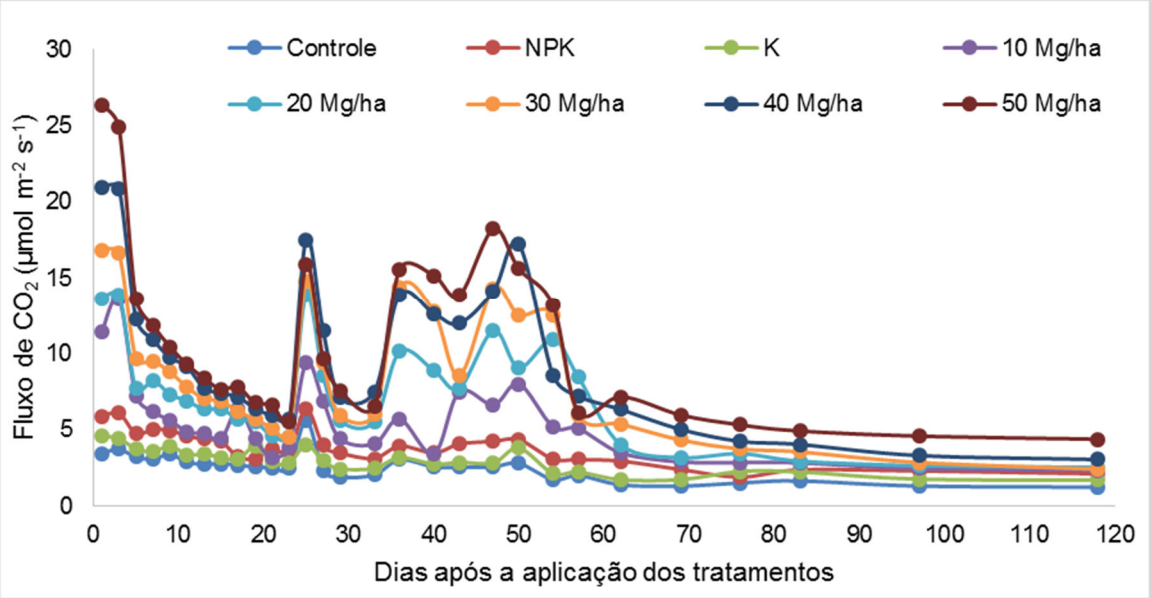
A reaplicação dos tratamentos com fertilizante orgânico proporcionaram efeito significativo sobre o fluxo de CO_2 do solo até os 60 dias após a instalação do experimento. Os picos de fluxo de CO_2 no primeiro dia após a aplicação de fertilizante orgânico (26,34 e 20,96 µmol m^{-2} s^{-1}) foram registrados nas parcelas que receberam 40 e 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico, respectivamente. O menor fluxo (3,72 µmol m^{-2} s^{-1}) foi obtido na parcelas do tratamento controle, no mesmo período. Com o decorrer dos dias, as emissões de CO_2 foram diminuindo em todas as parcelas e a partir do dia 60, as emissões não diferiram entre si em resposta à aplicação dos tratamentos (Figura 3).

Aos 25 e 47 dias após a reaplicação dos tratamentos, foram registrados novamente picos de fluxos de CO_2 em todas as parcelas do experimento. Os maiores valores do fluxo de CO_2, nestes dois períodos, foram obtidos nas parcelas do tratamento de 40 (17,5275 µmol m^{-2} s^{-1}) e 50 (18,2225 µmol m^{-2} s^{-1}) Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico. Esse fato pode ser explicado pela precipitação que ocorreu nestes dois períodos (25 e 47 dias após a aplicação do lodo de esgoto), após grande período de seca. No vigésimo quinto dia, a correlação entre o fluxo de CO_2 e a umidade do solo, nos locais que receberam o resíduo, foi significativa e positiva (r= 0,712*). Segundo Pinto-Júnior et al. (2009), o aumento do efluxo depois de uma chuva fora de época resulta no preenchimento dos poros do solo que estavam secos, ocasionando a expulsão do CO_2 acumulado nos espaços vazios, aumentando assim o seu efluxo.

Após os períodos chuvosos, as emissões de CO_2 foram diminuindo, sendo que no último dia da avaliação, o valor médio máximo foi de 4,38 µmol m^{-2} s^{-1} nas parcelas que receberam 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico e o mínimo, de 1,23 µmol m^{-2} s^{-1} no tratamento controle (Figura 3). Resultados semelhantes foram obtidos por Carmo et al. (2014), em um estudo sobre as emissões de CO_2 de um solo recuperado com lodo de esgoto, composto de lodo de esgoto, adubo mineral, ausência de adubação, juntamente com o plantio de Guanandi (*Calophyllum brasiliense C.*), verificaram maiores emissões de CO_2 logo após a aplicação do tratamento com composto de lodo de esgoto, nos primeiros dias das avaliações.

Também neste mesmo trabalho, foi constatada a correlação positiva entre temperatura e emissão de CO_2 nas parcelas que receberam a aplicação de composto de lodo de esgoto.

Figura 3 – Valores médios do fluxo de CO_2 do solo do período de abril a julho de 2016, em função da aplicação de fertilizante orgâmico e adubação química.



A correlação linear entre o fluxo de CO_2 e a umidade do solo (Figura 4A) e entre o fluxo de CO_2 e a temperatura do solo (Figura 4B) não foram significativas durante todo o período de avaliação. A variação da temperatura foi muito alta durante o período, o que pode ter prejudicado a sua correlação com a emissão de CO_2, visto que correlações positivas entre as emissões de CO_2 do solo e temperatura são comumente encontradas na literatura e os autores concluem que aumentos na temperatura do solo estimulam a atividade microbiana bem como aumentam a respiração das raízes das plantas. Além disso, dependendo das condições de umidade do solo e da disponibilidade de nutrientes e carbono lábil, podem também acelerar a decomposição da matéria orgânica do solo (JANSSENS et al., 2001; CARMO et al., 2014).

Quanto à emissão total de C-CO_2 durante o período de abril a julho de 2016, constatou-se diferença significativa entre os tratamentos, sendo que a menor emissão foi observada no tratamento controle (2136,74 Kg ha^{-1}) e a maior, na dose

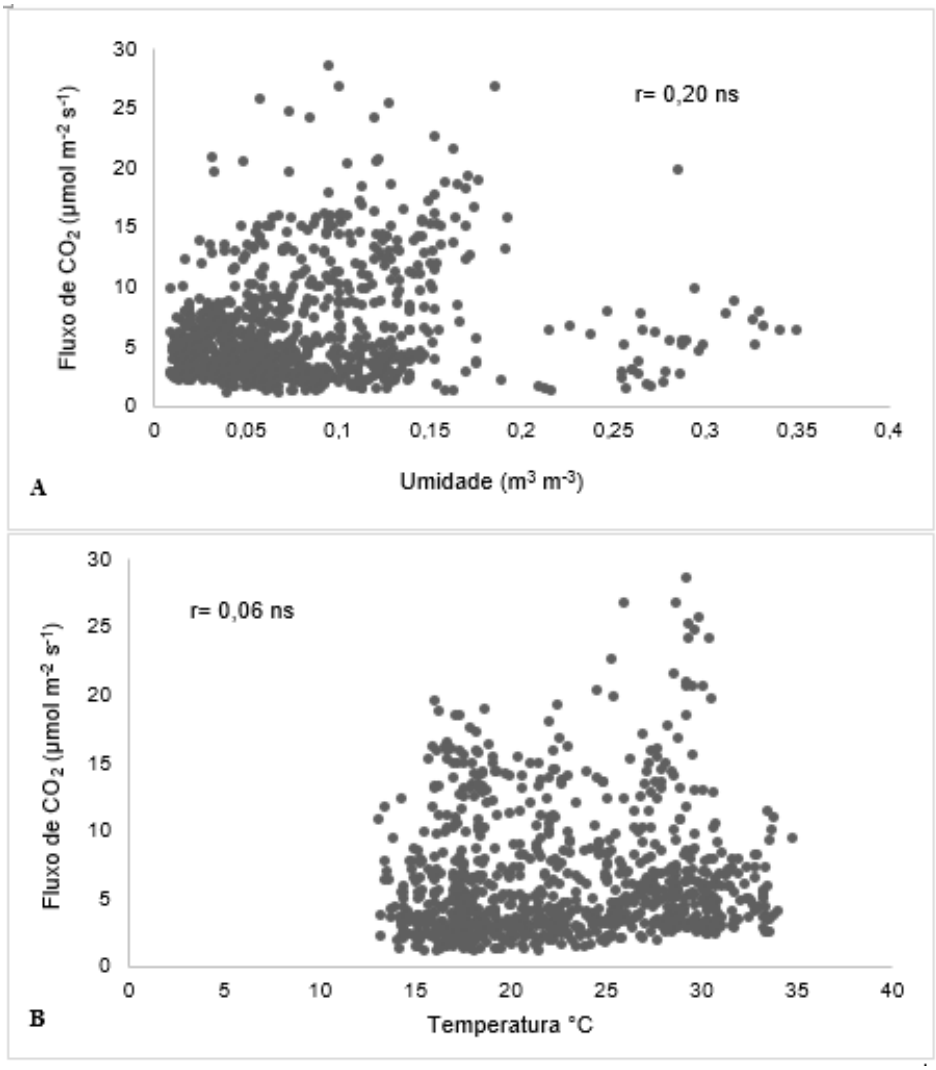
de 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (11388,16 Kg ha^{-1}). Comparando o total de C-CO_2 emitido com o total de C orgânico aplicado na forma de fertilizante orgânico (Tabela 12), pode-se observar uma alta emissão, sendo esta inferior ao C adicionado via fertilizante orgânico apenas nos locais que receberam 40 e 50 Mg ha^{-1} do composto.

Tabela 12. Total de C-CO_2 emitido e total de C orgânico aplicado nas parcelas que receberam o fertilizante orgânico, no período de abril a julho de 2016.

Tratamentos (fertilizante orgânico) Mg ha^{-1}	C orgânico adicionado Kg ha^{-1}	C-CO_2 emitido Kg ha^{-1}
0	0	2136,74
10	230	6022,36
20	4860	7571,54
30	7290	7678,90
40	9720	8729,50
50	12150	11388,16

Resultados semelhantes foram obtidos por Carmo et al. (2014) em estudo sobre a emissão de CO_2 em um pastagem degradada reflorestada e tratada com lodo de esgoto, no qual as maiores emissões de CO_2 foram obtidas nos tratamentos que receberam lodo de esgoto compostado, em comparação com a adubação mineral e a ausência de adubação.

Figura 4 - Correlação entre fluxo de CO_2 e umidade do solo (A) e fluxo de CO_2 e temperatura do solo (B), 118 dias após a aplicação dos tratamentos. * significativo a 5% de probabilidade, ns = não significativo



4.2.2. Fertilidade do solo após a reaplicação dos tratamentos

Após seis meses da reaplicação dos tratamentos, foram novamente coletados amostras de solo para análise química básica, micronutrientes e carbono orgânico total, conforme descrito no item 3.3.

4.2.2.1. pH, Acidez potencial (H+Al) e Alumínio (Al^{3+})

O pH do solo apresentou resposta significativa nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade e suas médias foram comparadas pelo teste de Tukey, a

5% de probabilidade (Tabela 13). Na camada superficial do solo, o menor valor de pH foi obtido no tratamento controle e os maiores, nos tratamentos com a dose máxima de fertilizante orgânico e com a aplicação de K. Nas camadas de 20-40 e 40-60 cm, o pH apresentou sua maior média nos locais onde ocorreu apenas a aplicação de K.

O H+Al apresentou efeito significativo à aplicação dos tratamentos nas camadas de 0-20, 20-40, 40-60 e 80-100 cm de profundidade. As médias de H+Al, quando comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, apresentaram seus maiores valores nas áreas onde ocorreram aplicação do fertilizante orgânico (Tabela 13).

Já o efeito sobre o Al^{3+} do solo foi observado apenas na camada de 20-40 cm. Quando comparado pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, as maiores médias foram observadas nos tratamentos com 20 e 30 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico, ambas apresentando 5 $mmol_c$ dm^{-3}. Já as menores médias foram obtidas nas áreas que receberam adubação mineral e apenas adubação potássica, 3 e 2 $mmol_c$ dm^{-3}, respectivamente. Os teores de Al^{3+} da camada 20-40 cm são considerados altos (RAIJ et al., 2001) e alguns dos efeitos tóxicos desta alta concentração são o engrossamento das raízes e diminuição das suas ramificações, o que prejudica a absorção de nutrientes e água (SOUSA et al., 2007).

Tabela 13 - Valores médios do pH e acidez potencial (H+Al - $mmol_c\ dm^{-3}$) em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
pH ($CaCl_2$)	0	3,92 b	3,78 b	3,83 b	3,73 ns	3,85 ns
	NPK	4,15 ab	3,92 ab	4,03 ab	3,93 ns	3,90 ns
	K	4,42 a	4,35 a	4,20 a	4,08 ns	4,13 ns
	10	4,12 ab	3,8 b	3,85 ab	3,90 ns	3,80 ns
	20	4,25 ab	3,78 b	3,80 b	3,75 ns	3,85 ns
	30	4,28 ab	3,88 ab	3,77 b	3,73 ns	3,83 ns
	40	4,35 ab	3,88 ab	3,85 ab	3,9 ns	3,93 ns
	50	4,47 a	3,82 b	3,93 ab	4,08 ns	3,95 ns
H+Al $mmol_c\ dm^{-3}$	0	21,25 ab	19,25 abc	16,75 abc	15,75 ns	17,50 a
	NPK	18,00 ab	18,25 bc	15,50 bc	16,00 ns	15,00 ab
	K	13,50 b	15,75 c	14,25 c	14,50 ns	13,75 b
	10	21,25 ab	20,50 ab	17,00 abc	15,50 ns	15,75 ab
	20	22,75 ab	23,75 a	17,75 ab	16,25 ns	15,50 ab
	30	24,50 a	20,75 ab	18,25 ab	16,25 ns	16,00 ab
	40	26,50 a	21,75 ab	15,75 bc	15,75 ns	17,00 ab
	50	22,50 b	23,50 a	19,00 a	15,00 ns	15,75 ab

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. ns – não significativo

4.2.2.2. Fósforo (P), Cálcio (Ca), Potássio (K), Magnésio (Mg) e Enxofre (S)

Após seis meses da reaplicação dos tratamentos, a análise de variância demonstrou efeito significativo da aplicação dos tratamentos sobre P, Ca, K, Mg e S nas camadas de 0-20 e 20-40 cm.

A aplicação do resíduo aumentou os teores de P nas camadas superficiais do solo, sendo que os valores máximos foram obtidos nas áreas que receberam 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm (Tabela 14). Nas camadas mais profundas do solo não houve diferenças significativas entre os teores de P. O aumento de P disponível no solo com a aplicação de composto lodo de esgoto foi demonstrado por vários trabalhos (KITAMURA et al., 2008; BERTON et

al., 1997, SILVA et al., 1998; BARBOSA et al., 2002; NASCIMENTO et al., 2004; GALDOS et al., 2004; GUEDES et al., 2006), fato atribuído à diminuição da adsorção do elemento ao solo, em razão do aumento de bases nos sítios ligantes (WHALEN E CHANG, 2002).

Tabela 14. Valores médios fósforo (P - mg dm^{-3}), cálcio (Ca - $mmol_c$ dm^{-3}) e magnésio (Mg - $mmol_c$ dm^{-3}) em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
P_{resina} mg dm^{-3}	0	4 d	3 bc	2 ns	2 ns	2 ns
	NPK	3 d	3 bc	2 ns	2 ns	2 ns
	K	5 d	3 bc	2 ns	3 ns	2 ns
	10	8 c	2 c	2 ns	2 ns	2 ns
	20	8 c	3 bc	2 ns	2 ns	2 ns
	30	12 b	3 bc	3 ns	2 ns	3 ns
	40	12 b	4 ab	3 ns	3 ns	3 ns
	50	16 a	5 a	3 ns	3 ns	2 ns
Ca $mmol_c$ dm^{-3}	0	3,75 e	1,75 bc	1,25 ns	1,25 ns	1,50 ns
	NPK	10,25 cd	3,00 bc	2,25 ns	1,50 ns	1,25 ns
	K	12,25 bc	5,45 a	3,00 ns	2,75 ns	1,75 ns
	10	7,25 de	2,25 bc	2,00 ns	1,75 ns	1,50 ns
	20	10,00 cd	1,45 c	1,75 ns	1,75 ns	1,25 ns
	30	16,25 ab	2,25bc	2,00 ns	2,25 ns	2,00 ns
	40	14,25 bc	3,00 bc	2,50 ns	2,50 ns	2,25 ns
	50	19,50 a	3,25 b	3,25 ns	3,25 ns	2,50 ns
Mg $mmol_c$ dm^{-3}	0	4,0 c	0,8 c	1,3 ns	1,0 ns	0,8 ns
	NPK	7,5 b	2,3 a	1,8 ns	1,0 ns	1,0 ns
	K	7,0 b	2,3 a	1,5 ns	1,0 ns	1,0 ns
	10	7,0 b	1,0 b	1,1 ns	1,0 ns	0,8 ns
	20	9,0 ab	0,8 c	1,0 ns	1,0 ns	0,8 ns
	30	9,3 ab	1,3 b	1,3 ns	1,3 ns	1,0 ns
	40	7,8 b	2,0 ab	1,3 ns	1,5 ns	1,3 ns
	50	11,0 a	2,0 ab	1,8 ns	1,5 ns	1,3 ns

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. ns – não significativo

Os teores de cálcio também foram influenciados pela aplicação dos tratamentos apenas nas camadas superficiais do solo (Tabela 14). Na profundidade de 0-20 cm, seu valor mais elevado foi obtido com a aplicação de 50 Mg ha^{-1} do composto e na camada de 20-40 cm, a aplicação de K proporcionou o teor mais elevado de Ca. Sendo assim, os teores desse elemento apresentados nesse estudo, nas camadas superficiais, estão altos (RAIJ et al., 2001). Este fato pode ser atribuído pela adição de cálcio via fertilizante orgânico no sistema (Tabela 2). No entanto, a disponibilidade dos nutrientes não está relacionada apenas com a concentração dos cátions no solo, mas também com as relações iônicas. Tais relações são também denominadas interações iônicas e podem influenciar na disponibilidade dos elementos (TISDALE et al., 1985). Por isso, se o equilíbrio Ca:Mg não for adequado, há condições para a deficiência induzida de um dos nutrientes, como conseqüência de antagonismos na absorção, como competição entre íons tipo antagonismo de cátions (MENGEL & KIRKBY, 1987).

O magnésio não teve seus teores influenciados pelos tratamentos aplicados nas camadas mais profundas do solo, 40-60, 60-80 e 80-100 cm (Tabela 14). Na camada superficial, o maior valor foi obtido com a aplicação de 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico, e o menor no tratamento controle. O aumento dos teores de Mg na camada superficial do solo com a aplicação de composto de lodo de esgoto tem sido demonstrado por diversos autores, como Barbosa et al., (2002), Kitamura et al., (2008), Nascimento et al., (2004), Ricci et al., (2010), Silva et al., (2001), Guedes et al., (2006).

Os teores de potássio e enxofre foram positivamente influenciados pela aplicação dos tratamentos em todas as camadas amostradas. Em ambos os elementos, as maiores médias foram observadas com a aplicação de 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (Tabela 15).

Tabela 15 - Valores médios do potássio (K - $mmol_c\ dm^{-3}$) e enxofre (S - $mg\ dm^{-3}$) em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
K $mmol_c\ dm^{-3}$	0	1,18 d	0,23 d	0,15 c	0,15 c	0,18 b
	NPK	1,25 cd	0,35 d	0,18 c	0,15 c	0,15 b
	K	1,33 cd	0,33 d	0,20 c	0,18 c	0,20 b
	10	1,65 bc	0,48 d	0,38 c	0,30 bc	0,28 b
	20	1,70 bc	0,75 cd	1,00 b	0,80 b	0,28 b
	30	2,00 b	0,85 cd	1,13 b	0,83 b	0,80 a
	40	1,95 b	1,68 b	1,30 b	1,55 a	0,80 a
	50	3,20 a	2,13 a	2,05 a	1,75 a	0,80 a
S $mg\ dm^{-3}$	0	8,75 e	3,75 d	4,00 d	3,75 d	3,25 d
	NPK	18,75 cd	3,75 d	3,50 d	3,50 d	4,50 d
	K	20,50 d	3,25 d	2,50 d	3,75 d	3,25 d
	10	16,00 d	7,25 cd	8,00 d	5,75 cd	5,50 d
	20	21,00 cd	12,25 bc	19,50 bc	12,50 bc	8,00 cd
	30	27,50 b	16,25 b	18,75 c	19,00 b	14,00 c
	40	24,00 bc	35,5 a	24,75 b	43,25 a	22,5 b
	50	34,00 a	38,00 a	49,00 a	49,00 a	35,75 a

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.2.2.3. Soma de Bases (SB), Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e Saturação por bases (V%)

A análise de variância demonstrou efeito significativo da reaplicação dos tratamentos sobre a SB, CTC e V% em todas as camadas amostradas. O teste de Tukey, ao comparar suas médias a 5% probabilidade, revelou que seus valores máximos foram atingidos com a aplicação de 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico, na camada superficial, sendo eles de 36,25 $mmol_c\ dm^{-3}$, 56,5 $mmol_c\ dm^{-3}$ e 64,16%, respectivamente (Tabela 16). Apenas as médias do V% e SB não diferiram entre si pelo teste de Tukey (p=0,05) na camada de 80-100 cm de profundidade (Tabela 16).

A CTC está diretamente relacionada com a matéria orgânica do solo e pode ser aumentada em sistemas de manejo que proporcionem o incremento de carbono orgânico, como a aplicação de lodo de esgoto compostado. Isso acontece porque as substâncias húmicas, especialmente os ácidos húmicos e ácidos fúlvicos, apresentam grupos funcionais com insuficiência de elétrons. Assim, as cargas negativas superficiais desses grupamentos são dependentes de pH e, com a elevação deste, ocorre dissociação dos grupamentos orgânicos, aumentando as cargas superficiais negativas das substâncias húmicas (SILVA & MENDONÇA, 2007).

A V% está diretamente relacionada ao pH de solos intemperizados. Isso porque, nesses solos, predominam minerais 1:1 e sesquióxidos de Fe e Al, de modo que as cargas negativas do solo são, em grande parte, dependentes de pH. Com o aumento do pH, há maior disponibilidade de Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^{+} no complexo de troca dos colóides, fazendo com que os valores de V% aumentem (RAIJ & QUAGGIO, 2000). Assim, como os maiores valores de pH do solo encontram-se nos locais que receberam a aplicação de fertilizante orgânico (Tabela 16), os maiores valores de V% também ocorreram em função da aplicação desse fertilizante.

Tabela 16 - Valores médios da SB, CTC, em $mmol_c\ dm^{-3}$, e V% em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
SB $mmol_c\ dm^{-3}$	0	3,25 e	2,50 d	1,50 b	1,75 c	2,25 b
	NPK	3,50 e	5,50 abc	4,25 ab	2,50 c	2,25 b
	K	3,50 e	8,00 a	4,50 ab	3,75 bc	2,75 ab
	10	5,75 e	3,75 cd	3,50 ab	3,00 c	2,50 ab
	20	13,00 d	3,25 cd	3,75 ab	3,75 bc	2,00 b
	30	31,00 b	4,50 bcd	4,50 ab	4,50 abc	3,75 ab
	40	26,75 c	6,75 ab	5,25 ab	6,00 ab	4,25 ab
	50	36,25 a	7,50 a	7,25 a	7,00 a	5,25 a
CTC $mmol_c\ dm^{-3}$	0	30,00 d	21,75 d	18,25 b	17,50 c	19,75 ns
	NPK	36,75 cd	23,75 cd	19,75 b	18,50 bc	17,25 ns
	K	34,00 cd	23,75 cd	18,75 b	18,25 bc	16,50 ns
	10	37,25 cd	24,25 cd	20,50 b	18,50 bc	18,25 ns
	20	47,75 bc	27,00 bc	21,50 ab	20,00 abc	17,50 ns
	30	52,00 bc	25,25 bcd	22,75 ab	20,75 ab	19,75 ns
	40	50,50 ab	28,50 ab	21,00 b	21,75 a	21,25 ns
	50	56,50 a	31,00 a	26,25 a	22,00 a	21,00 ns
V%	0	10,83 de	11,49 d	8,22 b	10,00 d	11,39 ns
	NPK	9,52 e	23,16 b	21,52 ab	13,51 d	13,04 ns
	K	10,29 de	33,68 a	24,00 a	20,55 c	16,60 ns
	10	15,44 d	15,46 c	17,07 ab	16,22 cd	13,70 ns
	20	27,23 c	12,04 d	17,44 ab	18,75 c	11,43 ns
	30	59,62 ab	17,82 c	19,78 ab	21,69 c	18,99 ns
	40	52,97 b	23,68 b	25,00 a	27,59 b	20,00 ns
	50	64,16 a	24,19 b	27,62 a	31,82 a	25,00 ns

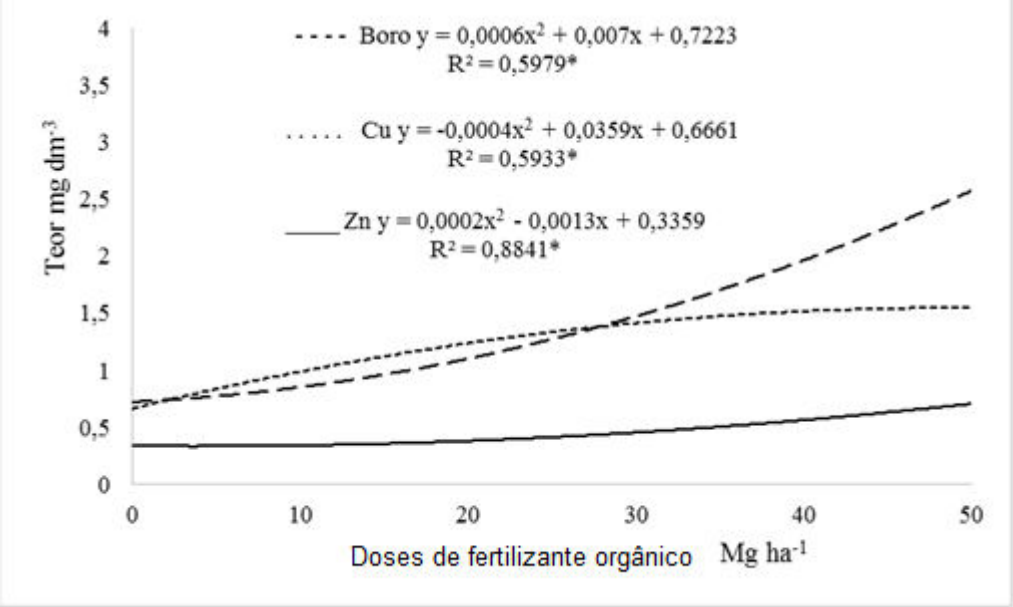
Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. ns – não significativo

4.2.2.4. Micronutrientes

Os teores de boro (B), cobre (Cu) e zinco (Zn) foram influenciados pela aplicação dos tratamentos apenas nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de

profundidade, sendo que suas maiores médias (0,7; 2,7 e 1,7 mg dm^{-3}, respectivamente) foram obtidas com a aplicação de 50 Mg ha^{-1} do fertilizante orgânico. Com o ajuste da equação da regressão, foi possível obter a função quadrática de B, Cu e Zn, da camada superficial do solo (Figura 5).

Figura 5 - Teores de B, Cu e Zn (mg dm^{-3}), em função das doses de fertilizante orgânico, aos seis meses da reaplicação dos tratamentos. * significativo a 5% de probabilidade



A adsorção de B no solo é altamente influenciada pelo pH, aumentando à medida que o pH aumenta. Assim, como o B está ligado à MO do solo e os compostos de lodo de esgoto apresentarem alto teor de MO, o aumento da quantidade de lodo aplicada elevou o pH do solo (Tabela 13) e, consequentemente, os teores de B no solo (BARROW, 1989).

Ao contrário do B, o aumento do pH do solo promove a diminuição da disponibilidade dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn (ABREU et al., 1998). Porém, os teores destes nutrientes não foram altamente influenciados pelo pH, pois na composição do fertilizante orgânico há uma alto teor destes elementos e isso foi o fator principal para explicar o aumento desses micronutrientes onde ocorreram as maiores aplicação do composto.

O ferro (Fe) e o manganês (Mn) foram influenciados significativamente em todas as camadas do solo amostradas e suas médias foram comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade (Tabela 17). O Mn apresentou suas maiores médias no tratamento controle (Tabela 17), NPK e apenas complementação de K na camada superficial, fato que pode ser explicado pelo não aumento brusco de pH nestas áreas.

Tabela 17 - Valores médios do Fe e Mn (mg dm^{-3}) em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
Fe mg dm^{-3}	0	58,00 d	23,50 de	16,25 cd	13,00 ab	16,00 ab
	NPK	32,50 e	19,75 ef	17,00 bcd	14,75 ab	12,00 ab
	K	32,75 e	18,25 f	15,00 d	11,25 b	9,75 b
	10	92,75 c	30,75 bc	19,50 abc	14,25 ab	11,50 ab
	20	87,00 c	27,75 cd	17,75 bcd	14,75 ab	12,50 ab
	30	101,75 bc	35,00 b	20,50 abc	16,00 a	14,75 ab
	40	116,50 b	40,25 a	22,50 a	16,00 a	18,50 a
	50	145,25 a	41,25 a	21,25 ab	14,50 ab	13,50 ab
Mn mg dm^{-3}	0	3,93 a	0,73 ab	0,58 bc	0,63 d	0,98 ab
	NPK	3,85 a	0,70 b	0,53 c	0,68 cd	0,78 ab
	K	4,23 a	1,00 ab	0,63 bc	0,66 cd	0,63 b
	10	2,75 b	1,13 ab	0,80 abc	0,70 bcd	0,73 ab
	20	4,00 a	1,08 ab	0,90 ab	0,90 abcd	0,78 ab
	30	2,48 b	1,13 ab	0,98 a	1,05 ab	0,88 ab
	40	2,68 b	1,18 a	1,05 a	1,00 abc	1,05 a
	50	3,60 a	1,15 ab	1,08 a	1,15 a	0,98 ab

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.2.3. Carbono orgânico total (COT)

Pela análise de variância, a reaplicação dos tratamentos proporcionou efeito significativo sobre o COT apenas nas camadas de 0-20 e 20-40 cm de profundidade. As maiores médias de COT, quando comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, foram obtidas com a aplicação de 40 e 50 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico, com valores de 9,27 g kg^{-1} na camada superficial do solo e 3,74 g kg^{-1} na camada de 20-40 cm, respectivamente (Tabela 18).

Não houve diferenças significativas para os teores de COT nas camadas abaixo de 40 cm, provavelmente pelo fato de os tratamentos terem sido aplicados em superfície e sem incorporação, o que contribui para o maior acúmulo de matéria orgânica na camada superficial. Além disso, os compostos orgânicos, independentemente da sua origem, possuem baixa mobilidade, movimentando-se pouco no perfil do solo (DIAS et al., 2007). Ainda segundo o mesmo autor, a rápida mineralização do C do resíduo nas camadas superficiais de solos de regiões tropicais, sem que haja tempo para maior movimentação do C no perfil do solo, é outra possível explicação para a ausência de aumento do teor de C orgânico total nas camadas abaixo de 40 cm do solo.

Em estudo avaliando o teor de COT após seis aplicações de lodo de esgoto (0, 30, 60, 120 e 240 Mg ha^{-1}) em Latossolo Vermelho cultivado com milho, Soares et al. (2008) verificaram aumento nos teores de COT na camada superficial, que variou de 20 a 32 g kg^{-1}, valores superiores ao constatado no presente estudo (9,27 a 5,98 g kg^{-1} na camada de 0-20 cm), provavelmente em função das altas doses utilizadas.

O teor de COT depende, essencialmente, do aporte e do processo de decomposição/mineralização da MOS. Concomitantemente ao processo de degradação ocorre o processo de preservação, com alterações nos resíduos orgânicos que originam compostos coloidais estáveis, as substâncias húmicas (SH), as quais contribuem com 85 a 90% do COT e representam o estádio final do processo de humificação (NOVAIS et al., 2007).

Tabela 18 - Valores médios do COT (g kg^{-1}) em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
COT g kg^{-1}	0	5,98 b	2,34 b	2,18 ns	1,85 ns	1,59 ns
	NPK	8,20 ab	3,21 ab	2,62 ns	2,27 ns	1,91 ns
	K	7,40 ab	2,97 ab	2,49 ns	2,05 ns	1,99 ns
	10	6,78 ab	3,56 a	2,35 ns	1,99 ns	2,20 ns
	20	6,97 ab	3,49 a	2,47 ns	2,05 ns	1,91 ns
	30	7,30 ab	3,16 ab	2,27 ns	2,08 ns	2,12 ns
	40	9,27 a	3,64 a	2,37 ns	2,22 ns	2,10 ns
	50	9,06 ab	3,74 a	2,93 ns	2,20 ns	2,06 ns

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.2.4. Densidade do solo

Após seis meses da reaplicação dos tratamentos, a densidade foi influenciada significativamente em todas as camadas do solo amostradas. Ao comparar os valores médios dos tratamentos pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, foi constatado que não houve diferenças significativas na camada superficial (Tabela 19). Na profundidade de 20-40 cm, o maior valor foi obtido no tratamento controle e na dosagem de 30 Mg ha^{-1}, ambos com 1,59 kg dm^{-3}, e a menor média (1,5 kg dm^{-3}) no tratamento de 20 Mg ha^{-1}. Na camada de 40-60 cm, a maior média que diferiu estatisticamente das demais foi a de 1,54 kg dm^{-3}, obtida no tratamento de 30 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico e a menor, de 1,43 kg dm^{-3} na dose de 40 Mg ha^{-1}.

A matéria orgânica presente nos fertilizantes orgânicos melhora o estado de agregação das partículas do solo, diminui sua densidade e aumenta a aeração (MELO & MARQUES, 2000). A influência da sua aplicação sobre a densidade do solo ocorre porque a matéria orgânica e os cátions presentes promovem a agregação de partículas e determinam aumento no volume do solo, causando redução na sua densidade (BARBOSA et al., 2002; MELO & MARQUES, 2000).

Tabela 19 - Valores médios da densidade em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
Dens. kg dm^{-3}	0	1,47 ns	1,59 a	1,49 bc	1,53 ab	1,49 ab
	NPK	1,47 ns	1,51 ab	1,47 cd	1,57 a	1,41 b
	K	1,45 ns	1,51 ab	1,50 b	1,47 bcd	1,48 ab
	10	1,47 ns	1,56 ab	1,44 d	1,48 cd	1,46 ab
	20	1,44 ns	1,50 b	1,45 d	1,44 cd	1,54 a
	30	1,42 ns	1,59 a	1,54 a	1,50 bc	1,52 a
	40	1,41 ns	1,51 ab	1,43 d	1,44 cd	1,46 ab
	50	1,42 ns	1,52 ab	1,47 bcd	1,41 d	1,49 ab

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. ns – não significativo

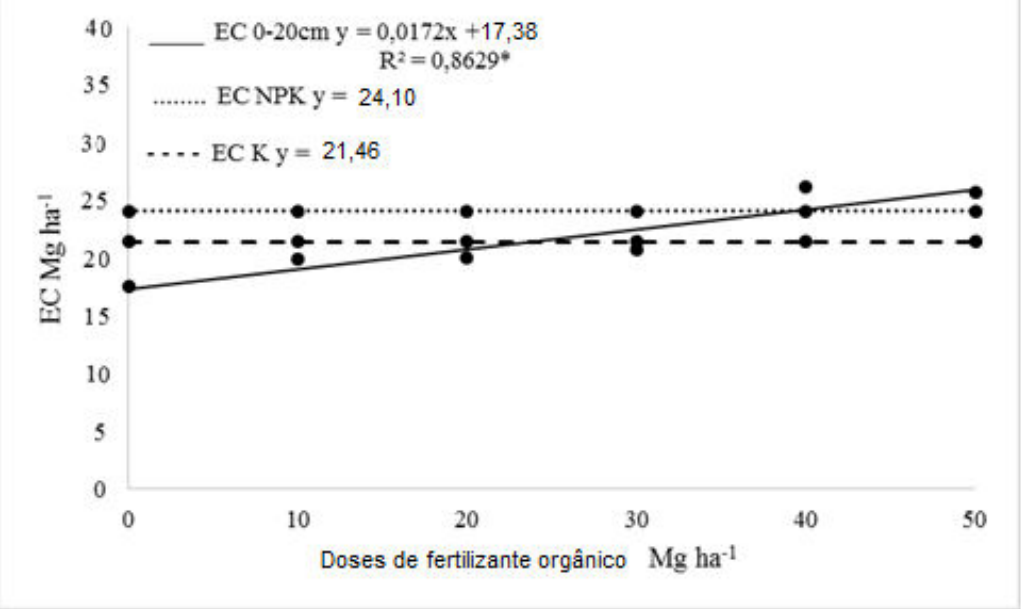
4.2.5. Estoque de carbono no solo

Com os dados do COT e da densidade do solo, foi possível calcular o estoque de carbono do solo (EC) até a profundidade de 100 cm, multiplicando-se o teor de C orgânico total pelo volume e densidade do solo de cada camada amostrada do sistema.

A reaplicação dos tratamentos proporcionou efeito significativo sobre o EC apenas na camada de 0-20 cm de profundidade. O ajuste da equação da regressão evidenciou o efeito linear positivo do EC em função das doses de fertilizante orgânico (Figura 6). Nas camadas 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, a média de estoque final de C foi, respectivamente, de 80, 58, 49 e 47 Mg ha^{-1}. Boeira & Souza (2007) também verificaram aumentos no EC de um Latossolo que recebeu três aplicações de lodo de esgoto apenas na camada superficial do solo.

O potencial de fixação e estocagem de C no solo é determinado, dentre outros fatores, pelas condições climáticas locais, relevo, tipo e manejo de solo e sistema de produção adotado (FALLOON et al., 2007). A quantidade e qualidade dos resíduos vegetais também atuam como controladores da velocidade das mudanças nos teores e qualidade da MOS (SILVA et al., 2004; CARVALHO et al., 2009). Assim, diversos trabalhos destacam a importância da aplicação de resíduos vegetais no sistema quando se visa ao acúmulo de C no solo (BAYER et al., 2006; COSTA et al., 2008).

Figura 6 - Estoque de Carbono (EC, Mg ha^{-1}) do solo, da camada de 0-20 cm, em função da reaplicação das doses de fertilizante orgânico, seis meses após a reaplicação dos tratamentos. * significativo a 5% de probabilidade



4.2.6. Fracionamento físico da MOS

A reaplicação dos tratamentos proporcionou efeito significativo sobre o carbono orgânico particulado (COP) em todas as camadas de solo amostradas. Comparando as médias pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, constatou-se

que as maiores frações de COP foram obtidas na áreas onde se aplicou 30 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (Tabela 120).

O carbono orgânico associado à minerais (COM) foi influenciado significativamente pela aplicação dos tratamentos apenas nas camadas 0-20 e 20-40 cm de profundidade. Na camada superficial, as doses do composto orgânico aplicadas gerou um aumento linear no COM do solo, ao passo que na camada de 20-40, esse aumento foi quadrático (Figura 7). Nas camadas mais profundas do solo, seu teor variou de 0,51 a 0,18 g kg^{-1}.

A contribuição das frações COP e COM no COT do solo é variada. Em camadas superficiais, a fração COP da MOS pode contribuir com até 40% do total do C presente no solo (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992), mas comumente, essa contribuição chega a 20% (BAYER et al., 2004). No presente estudo, entretanto, o teor de COP contribuiu com pequena porcentagem do total do C, aproximadamente 7% do COT. Isso provavelmente ocorreu porque o composto de lodo de esgoto é constituído por diferentes grupos orgânicos, entre eles as SH, que como já mencionado, são consideradas o estádio final da evolução dos compostos de C no solo (STEVENSON, 1994), representando um grupo de substâncias mais estáveis e de difícil degradação do ponto vista químico, e que se associam às partículas minerais do solo. No entanto, caso o solo não disponha de MO lábil em quantidade suficiente para suprir suas necessidades, os processos de oxidação da MOS resultarão em redução do estoque de C, o que dará início ao processo de perda de qualidade e degradação do solo (CAUSARANO et al., 2008).

De modo geral, os estoques de C orgânico total do solo são compostos em mais de 80% pela fração COM (BAYER et al., 2004), como verificado no presente estudo. Isso acontece porque o COM participa de interação com a fração mineral do solo e formação de compostos organominerais que promovem estabilização química e recalcitrância bioquímica (CHRISTENSEN, 1996), acarretando em pouca sensibilidade ao manejo pela sua ciclagem mais lenta (BAYER et al., 2004).

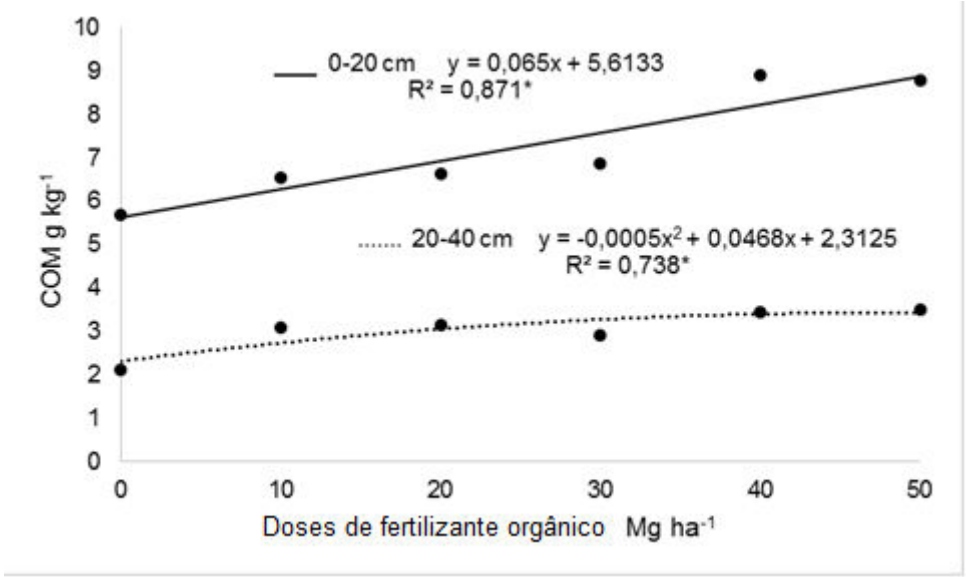
Tabela 20 - Valores médios do carbono orgânico particulado (COP, g kg^{-1}) em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
COP g kg^{-1}	0	0,27 ab	0,24 ab	0,16 b	0,27 ab	0,18 b
	NPK	0,26 ab	0,21 b	0,27 b	0,21 abc	0,26 ab
	K	0,18 b	0,22 b	0,15 b	0,18 bc	0,24 b
	10	0,25 ab	0,46 a	0,20 b	0,15 c	0,22 b
	20	0,33 ab	0,34 ab	0,27 b	0,22 abc	0,30 ab
	30	0,41 a	0,27 ab	0,46 a	0,27 ab	0,25 b
	40	0,37 a	0,19 b	0,25 b	0,24 abc	0,45 a
	50	0,28 ab	0,25 ab	0,22 b	0,32 a	0,20 b

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Soares et al. (2008) avaliaram os teores de COM após seis aplicações de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho cultivado com milho. Esses autores utilizaram altas doses acumuladas do resíduo (0, 30, 60, 120 e 240 Mg ha^{-1}) e também verificaram aumento linear no teor de COM na camada superficial do solo, que variou de 9,75 a 16,8 g kg^{-1}, valores superiores ao constatado no presente estudo (5,6 a 8,9 g kg^{-1}). A partir dessa comparação, pode se constatar que além da dose de lodo aplicada, o tempo após a sua aplicação também é importante, de modo que o material orgânico possa ser transformado e associado a frações de minerais de argila, e então, apresentar maior estabilidade e recalcitrância (BUYANOVSKY et al., 1994). Quanto mais recalcitrante, ou de difícil decomposição for o componente orgânico, maior será o tempo de seqüestro do C no solo (MILORI et al., 2006).

Figura 7 - Carbono associado aos minerais do solo (COM, g kg^{-1}), da camada de 0-20 e 20-40 cm, em função da aplicação das doses de fertilizante orgânico, seis meses após a reaplicação dos tratamentos. * significativo a 5% de probabilidade



4.2.7. Fracionamento químico da MOS

4.2.7.1 Carbono da Fração Ácido Fúlvico (C-AF)

O C-AF foi significativo à reaplicação dos tratamentos apenas nas camadas mais profundas do solo (Tabela 21). Suas maiores médias, de 0,53 g kg^{-1} na camada de 60-80 cm e 0,69 g kg^{-1} na camada de 80-100 cm, quando comparadas pelo teste de Tukey (5% de probabilidade), foram obtidas com a aplicação de 10 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico. Já as menores médias foram observadas nos tratamentos com NPK (0,073 g kg^{-1} na camada de 60-80 cm) e 30 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (0,065 g kg^{-1} na camada de 80-100 cm de profundidade). Nas camadas superficiais do solo (0-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade), a contribuição do C-AF no C orgânico total destas camadas foi de 17,12; 29,46 e 15,56%, respectivamente.

Tabela 21 - Valores médios do carbono da fração ácido fúlvico (C-AF, g kg^{-1}) em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
C-AF g kg^{-1}	0	1,29 ns	0,85 ns	0,27 ns	0,08 b	0,08 b
	NPK	1,56 ns	0,89 ns	0,48 ns	0,08 b	0,62 a
	K	1,25 ns	1,14 ns	0,59 ns	0,07 b	0,67 a
	10	1,53 ns	0,84 ns	0,47 ns	0,53 a	0,69 a
	20	1,34 ns	0,97 ns	0,62 ns	0,42 a	0,07 b
	30	1,10 ns	0,90 ns	0,27 ns	0,50 a	0,14 b
	40	1,04 ns	1,15 ns	0,31 ns	0,40 a	0,07 b
	50	1,12 ns	1,05 ns	0,24 ns	0,22 ab	0,07 b

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. ns – não significativo

Os ácidos fúlvicos são solúveis tanto em solução ácida, como em solução alcalina (STEVENSON, 1994; SILVA & MENDONÇA, 2007), e isso ajuda a explicar o fato dos AF representarem a fração mais lábil dentre as frações húmicas do solo, e também a alta mobilidade dos AF no solo, que tendem a formar complexos com cátions metálicos (BENITES et al., 2003). São constituídos por polissacarídeos, aminoácidos e compostos fenólicos e a quantidade expressiva de grupamentos funcionais oxigenados explica a maior reatividade dos AF em relação às outras duas frações (CANELLAS et al., 2001).

O baixo teor do C dos ácidos fúlvicos neste estudo, em relação as outras substâncias húmicas, pode ser explicado pelo fato de que as frações C-FAF e C-FAH apresentam menor estabilidade e podem ser polimerizadas ou mineralizadas, diminuindo assim seu teor no solo (FONTANA et al., 2006).

4.2.7.2. Carbono da Fração Ácido Húmico (C-AH)

O C-AH foi significativo à reaplicação dos tratamentos em todas as camadas amostradas. Ao comparar as médias dos teores pelo teste de Tukey (5% de

probabilidade), contatou-se que os valores máximos, de todas as camadas amostradas, foram obtidos com a aplicação de elevadas doses de fertilizante orgânico (40 e 50 Mg ha^{-1}). Já as menores médias foram obtidas nos tratamentos que não receberam o composto (Tabela 22). Resultado semelhante foi observado por Santos et al., (2009), ao avaliarem os efeitos do uso de lodo de esgoto em um Neossolo Quartzarênico órtico típico sobre a atividade microbiana e o conteúdo de matéria orgânica, onde a aplicação do resíduo aumentou o conteúdo de carbono orgânico do solo, principalmente na fração ácido húmico.

A contribuição do C-AH no teor total de C orgânico do solo foi superior à do C-AF, variando de 18,24 a 24,62%, indicando assim que o processo de humificação encontra-se em estágio um pouco mais avançado que o inicial, pois o C-AH representa a fração intermediária entre a estabilização dos compostos pela interação com a matéria mineral (HU), e a ocorrência de ácidos orgânicos oxidados livres na solução do solo (C-AF). São, portanto, um marcador natural do processo de humificação, e refletem como tal, tanto a condição de gênese, como de manejo do solo (CANELLAS et al., 2003).

Tabela 22 - Valores médios do carbono da fração ácido húmico (C-AH, em g kg^{-1}) em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) e espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, após seis meses da reaplicação dos tratamentos.

Tratamentos	Profundidade (cm)				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
0	2,07 a	0,07 d	0,03 c	0,05 c	0,06 c
NPK	1,42 ab	0,27 d	0,05 c	0,04 c	0,05 c
K	0,96 b	0,62 c	0,20 c	0,05 c	0,04 c
10	2,09 a	0,98 ab	0,25 b	0,55 b	0,43 b
20	1,07 b	0,74 bc	0,50 a	0,62 ab	0,73 ab
30	1,09 b	0,68 bc	0,88 a	0,54 b	0,82 a
40	1,62 ab	0,94 ab	0,91 a	0,71 ab	0,91 a
50	2,09 a	1,06 a	0,78 a	0,80 a	0,93 a

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade.

4.2.7.3. Carbono da fração humina (C-HU)

O teor do C-HU foi influenciado pela aplicação dos tratamentos apenas nas camadas de 0-20, 40-60 e 60-80 cm de profundidade do solo (Tabela 23). Na camada superficial, o teor máximo de C-HU (6,6 g kg^{-1}) foi obtido com a aplicação de 40 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico. Nas camadas de 40-60 e 60-80 cm, os valores máximos de 2,09 e 2,15 g kg^{-1} respectivamente, foram encontrados nas parcelas que receberam adubação mineral, sugerindo que o processo de humificação já estaria mais avançado nos locais que não receberam a aplicação do composto.

Tabela 23 - Valores médios do carbono da fração humina (C-HU, g kg^{-1}) em solo tratado com fertilizante orgânico (Mg ha^{-1}) sob espécies nativas da Mata Atlântica, até 100 cm de profundidade, aos seis meses após a reaplicação dos tratamentos.

	Tratamentos	Profundidade (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
C-HU g kg^{-1}	0	2,63 b	1,43 ns	2,08 a	1,72 b	1,45 ns
	NPK	5,03 ab	2,05 ns	2,09 a	2,15 a	1,02 ns
	K	5,20 ab	1,21 ns	1,61 b	1,98 ab	1,27 ns
	10	3,16 ab	1,84 ns	1,62 b	0,91 c	1,18 ns
	20	4,56 ab	1,79 ns	1,25 c	1,02 c	1,11 ns
	30	5,11 ab	1,58 ns	1,32 c	1,05 c	1,24 ns
	40	6,61 a	1,55 ns	1,15 c	1,12 c	1,06 ns
	50	5,85 ab	1,64 ns	1,92 ab	1,19 c	1,30 ns

Médias seguidas de letras minúsculas iguais não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. ns – não significativo

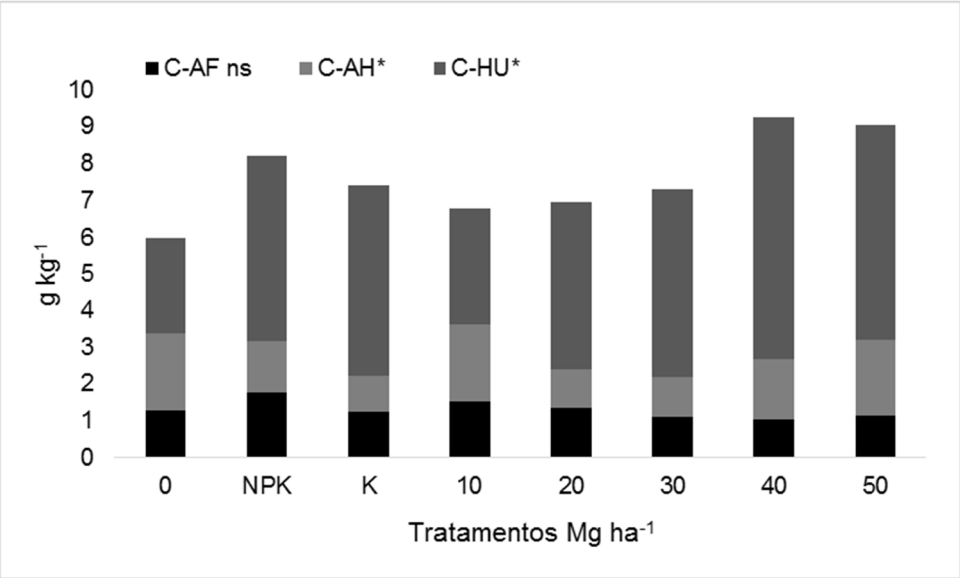
Em todas as camadas do solo amostradas, a fração humina representou a maior contribuição no total do C orgânico, variando de 50,15 a 66,38% (Figura 8). Em diversos estudos em solos tropicais também se observou predomínio do carbono da fração humina em relação às outras frações (ASSIS et al. 2006). As huminas são substâncias altamente desenvolvidas e resistentes à degradação microbiana, fortemente combinada à fração mineral do solo. Assim, o elevados valores de C-HU podem estar relacionados ao tamanho das moléculas e ao maior grau de estabilidade desta fração. (STEVENSON, 1994).

Ao avaliar o uso da terra e propriedades físicas e químicas de Argissolo Amarelo distrófico na Amazônia ocidental, Araújo et al. (2004) constataram maiores valores de carbono na fração C-HU em detrimento das frações C-FAF e C-FAH, corroborando aos resultados deste estudo. Os autores verificaram ainda que as maiores variações relativamente às três frações ocorrem nos primeiros centímetros do solo.

Dias et al. (2007), ao estudar estoques de carbono e quantificação de substâncias húmicas em Latossolo submetido à aplicação contínua de lodo de esgoto, verificaram maior teor da fração humina em detrimento das frações ácido fúlvico e ácido húmico. Os autores atribuem essa maior presença de humina do solo à estabilidade da ligação que existe entre esse componente e a fase mineral do solo, assim como devido à maior resistência à decomposição dessa fração húmica (STEVENSON, 1994). Barreto et al. (2008) também verificaram, em estudos de fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos, que o maior percentual de C orgânico foi observado na fração humina em todos os sistemas estudados.

Em estudo sobre o estoque total de carbono orgânico e seus compartimentos em um Argissolo sob floresta e milho cultivado com adubação mineral e orgânica, Rosales et al. (1999) verificaram maiores valores de C-HU em todos os sistemas de produção, atribuindo esse resultado ao tamanho das moléculas e ao longo tempo de implantação do experimento. Também foi constatada que a fração C-HU constitui cerca de 60% do COT, resultados que corroboram com os encontrados nesse estudo. Benites et al., (2001) também verificaram que a fração humina é a que mais contribui com o estoque de C em diversos tipos de solos analisados (Neossolo Litólico, Espodossolo Ferrocárbico, Cambissolo Húmico e Latossolo Vermelho-Amarelo), por ser mais resistente à biodegradação em decorrência da estabilidade da sua ligação com a fase mineral do solo. O presente trabalho concorda com essa hipótese, pois o fracionamento físico evidenciou que o C esteve mais associado à fração mineral do solo.

Figura 8 - Valores médios do C (g kg^{-1}) das frações ácido fúlvico (C-AF), ácido húmico (C-AH) e humina (C-HU), na camada de 0-20 cm de profundidade, seis meses após a reaplicação dos tratamentos. * significativo a 5% de probabilidade, ^{ns} não significativo.



4.2.7.4. Relação AH/AF

A relação entre ácido húmico e ácido fúlvico representa a relação entre os teores de carbono na forma de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos e indica o grau de conversão do carbono orgânico insolúvel presente no solo em frações solúveis (MARTINS et al., 2009). Ainda segundo os autores, em geral os solos mais arenosos apresentam valores superiores para a relação AH/AF, o que significa a perda seletiva da fração mais solúvel (AF). Esta relação, quanto mais próxima de 1,0, é indicativo de maior atividade biológica, a qual promove a síntese de substâncias mais condensadas (CANELLAS et al., 2001).

Neste estudo, a relação C-AH/C-AF não foi significativa na camada superficial do solo (0-20 cm), na de 40-60 cm e na de 80-100 cm de profundidade, e apresentaram valores médios variando de 0,78 a 2,25; 0,27 a 10,41 e 0,06 a 17,66, respectivamente.

Na camada do solo de 20-40 cm, ao comparar suas médias pelo teste de Tukey (5% de probabilidade), observou-se o maior valor médio (1,34) nos locais que receberam 10 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico, e o menor valor (0,08) foi obtido no tratamento controle. Na camada de 60-80 cm de profundidade, os valores variaram de 6,04 nos locais que receberam a dosagem máxima do composto (50 Mg ha^{-1}), a

0,51 nas áreas que receberam adubação mineral NPK. Esses valores sugerem que nos locais que receberam a aplicação de fertilizante orgânico, ocorreu perda seletiva da fração mais solúvel do solo, a fração AF. Já os valores muito abaixo de “1” indicam maior degradação ou a não formação da fração mais estável do solo, a fração humina (FONTANA et al., 2006).

4.2.8. Carbono da Biomassa Microbiana (Cmic) do Solo

Após doze meses da reaplicação dos tratamentos, foi observado efeito significativo sobre o teor de C da biomassa microbiana (Cmic) na camada superficial do solo (0-20 cm).

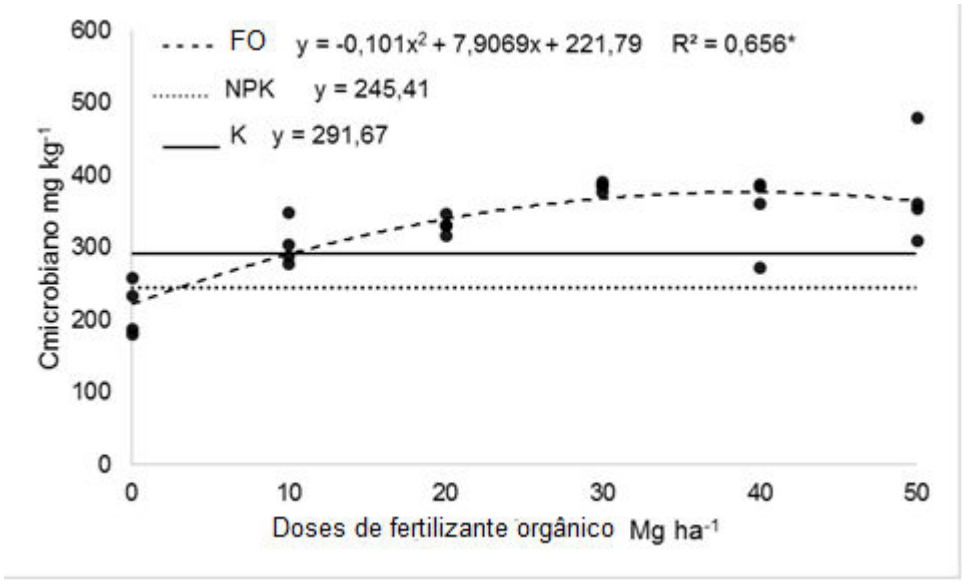
O maior teor de C microbiano foi observado com a aplicação das doses mais altas de fertilizante orgânico, que proporcionou efeito quadrático sobre o Cmic (Figura 9). Pela equação de regressão ajustada, foi possível calcular a dose máxima do composto na qual o teor de Cmic foi maior, que foi de 39,14 Mg ha^{-1} e 376,53 mg kg^{-1}, respectivamente. A partir da aplicação de 10 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico, o teor de Cmic supera os teores médios obtidos pela aplicação da adubação mineral (NPK) e K (Figura 9). Estes resultados explicam melhor a alta taxa de emissão de CO_2 (Item 4.2.) nos locais que receberam a adição do composto, que refletem a alta atividade microbiana e consequentemente, o maior teor de C microbiano no solo.

Resultados semelhantes a este estudo foram obtidos por Colodro et al., (2007), ao avaliarem as ações do lodo de esgoto na recuperação de um Latossolo degradado, também verificaram um aumento do C microbiano do solo nas áreas que receberam o resíduo. Também a aplicação de lodo de esgoto proporcionou o aumento do C microbiano no solo em estudos realizados por Santos et al., (2009) e Hojati e Nourbakhsh (2006).

A atividade da biomassa microbiana do solo é de suma importância na decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos, pois utiliza tais materiais como fonte de nutrientes e energia para a formação e o desenvolvimento de suas células, bem como para síntese de substâncias orgânicas no solo. Assim, os microrganismos imobilizam temporariamente os nutrientes e o C, que após sua morte e decomposição, são liberados e podem se tornar disponíveis às plantas

(GAMA-RODRIGUES e GAMA-RODRIGUES, 2008). Assim, a biomassa microbiana e sua atividade têm sido apontadas como as características mais sensíveis às alterações na qualidade do solo, causadas por mudanças de uso e práticas de manejo (TRANNIN et al., 2007).

Figura 9 - Carbono da biomassa microbiana na camada superficial do solo (0-20 cm) em função de doses de fertilizante orgânico (FO), doze meses após a reaplicação dos tratamentos. * significativo a 5% de probabilidade.



4.2.9. Atividade Enzimática do Solo

4.2.9.1. Arilsulfatase

A atividade da enzima arilsulfatase apresentou diferenças significativas quatorze meses após a reaplicação dos tratamentos, na camada superficial do solo (0-20 cm).

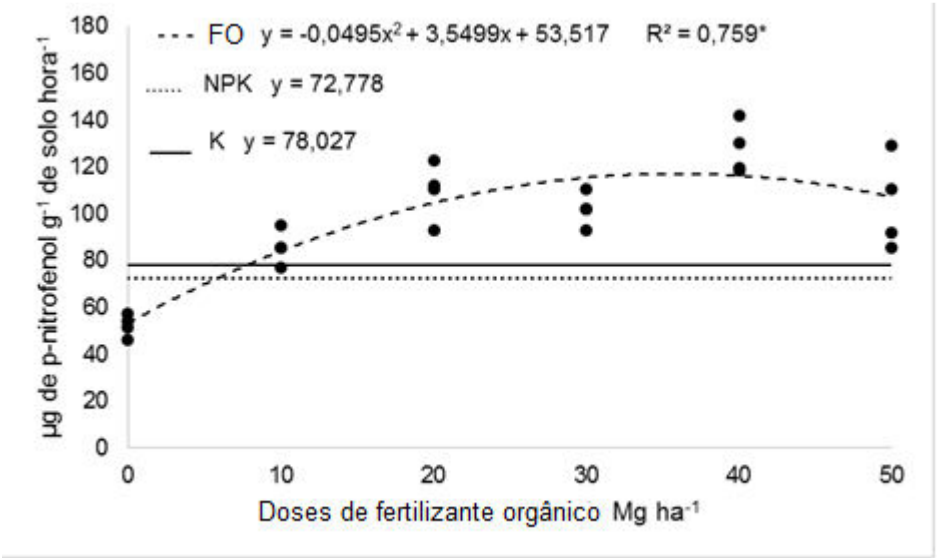
Efeito quadrático sobre a atividade da enzima foi proporcionado pela aplicação do fertilizante orgânico, e seu maior valor foi observado no tratamentos com as maiores doses do composto (Figura 10). Pela equação de regressão ajustada, foi possível calcular a dose máxima do composto na qual a atividade da arilsulfatase foi maior, que foi de 35,86 Mg ha^{-1} e 117,16 µg de p-nitrofenol g^{-1} de solo $hora^{-1}$, respectivamente. Ao aplicar a correlação de Pearson entre arilsulfatase e o teor de C microbiano deste mesmo estudo, foi constatado correlação significativa e

positiva (r = 0,774; p < 0,005), pois ambos apresentaram aumento em função da aplicação das doses de fertilizante orgânico. Correlações significativas entre o teor de C microbiano e as enzimas do solo têm sido reportadas em vários estudos (CHAER & TÓTOLA, 2007; TAYLOR et al., 2002) e refletem o papel da biomassa microbiana na ciclagem dos nutrientes no solo. Os microrganismos participam da estruturação do solo, na solubilização dos nutrientes, produzem hormônios e substâncias inibidoras de crescimentos de plantas e outros microrganismos, além das enzimas e outros compostos de efeitos variados no solo (CHAER & TÓTOLA, 2007).

A enzima arilsulfatase atua no metabolismo do enxofre (S) e catalisa a hidrólise de ésteres de sulfato, uma das formas orgânicas do S, sendo assim responsável pela mineralização da forma orgânica (sulfato) assimilada pelas plantas (SCHINNER et al., 1996).

Hojati e Nourbakhsh (2006) avaliando os efeitos da aplicação de esterco bovino, lodo de esgoto e adubação mineral em solo arenoso cultivado com milho sobre o C microbiano e enzimas do solo, verificaram também a maior atividade das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase nos locais que receberam os resíduos orgânicos.

Figura 10 - Atividade da enzima arilsulfatase na camada superficial do solo, em função das doses de fertilizante orgânico (FO), quatorze meses após a reaplicação dos tratamentos. * significativo a 5% de probabilidade



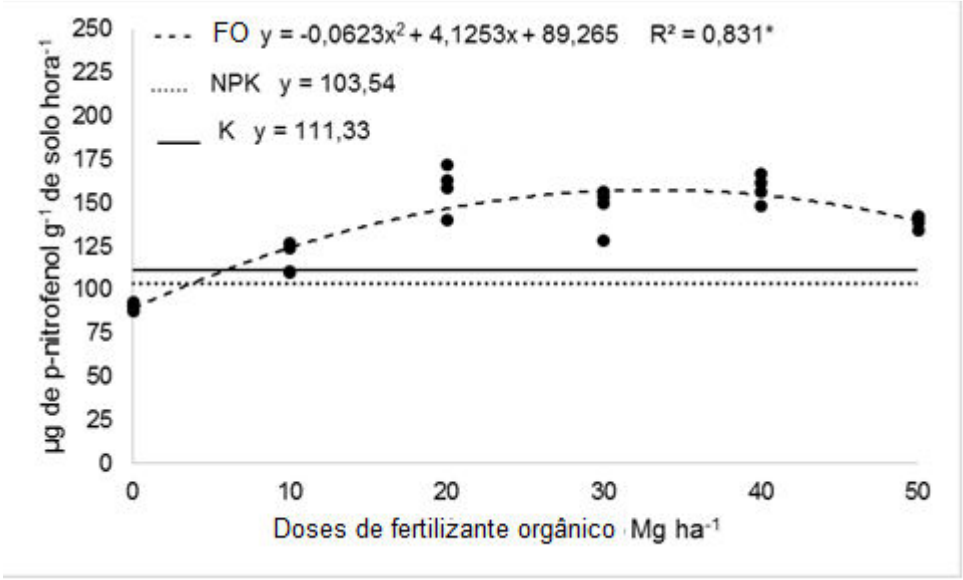
4.2.9.2. β – glicosidase

A β-glicosidase está associada ao ciclo do carbono e atua na etapa final do processo de decomposição da celulose. Essa enzima é responsável pela hidrólise dos resíduos de celobiose formando o açúcar simples β-D-glucose (TABATABAI, 1994; PAUL & CLARK, 1996). Sendo a celobiose um dissacarídeo de rápida decomposição no solo, sua presença explica a relação entre os teores elevados de atividade da β-glicosidase e os teores de C prontamente mineralizável (MATSUOKA et al., 2003).

A intensificação da atividade desta enzima no solo foi observada nos locais que receberam 20 e 40 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico, enquanto a menor atividade foi obtida no tratamento controle. A aplicação do composto gerou um efeito quadrático sobre a β-glicosidase, e sua atividade máxima (157,56 µg de p-nitrofenol g^{-1} de solo $hora^{-1}$) foi obtida com a dose de 33,11 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico (Figura 11). Quanto à correlação com o teor de C microbiano, ela também foi significativa e positiva ($r = 0,677$; $p < 0,005$).

Resultados diferentes dos encontrados neste estudo foram obtidos por Souza et al., (2009), ao avaliar a aplicação do lodo de esgoto em um Latossolo Vermelho de Cerrado cultivado com soja sobre seus atributos biológicos. Os autores não encontraram diferenças significativas da aplicação do resíduo sobre a atividade das enzimas β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida do solo e atribuíram o fato à baixa quantidade de lodo de esgoto aplicado, que foi de 1,5 a 6 Mg ha^{-1}. Sabe-se que o tipo de resposta dos atributos biológicos do solo em relação à aplicação do lodo de esgoto está associado à qualidade e à quantidade do material aplicado. Efeitos negativos sobre esses atributos em função da utilização de doses de lodo contaminado com metais pesados são reportados na literatura (KIZILKAYA & BAYRAKLI, 2005) e evidenciam os impactos nocivos desses elementos químicos nas comunidades microbianas.

Figura 11 - Atividade da enzima β-glicosidase na camada superficial do solo, em função das doses de fertilizante orgânico (FO), quatorze meses após a reaplicação dos tratamentos. * significativo a 5% de probabilidade



4.2.9.3. Fosfatase Ácida

A enzima fosfatase ácida é catalisadora de reações envolvidas nas transformações biogeoquímicas no ciclo do fósforo (P). A produção desta enzima, como também de fitases, feita por certos microrganismos, catalisam a hidrólise de ésteres e anidridos de H_2PO_4, disponibilizando fontes de P inorgânicas para as plantas, formando assim um reservatório lábil deste nutriente, como também representando importante função nos processos de mineralização e solubilização deste elemento (MENDES & REIS JÚNIOR, 2003).

A atividade da fosfatase ácida, nesse estudo, não foi influenciada significativamente pela aplicação dos tratamentos, na camada superficial do solo. Seus valores variaram de 122 a 137,26 µg de p-nitrofenol g^{-1} de solo $hora^{-1}$. Também a correlação da atividade da fosfatase ácida com o teor de C microbiano não foi significativa.

Resultados contrastantes à este estudo foram obtidos por Armenta et al., (2012), ao avaliarem os efeitos da aplicação do composto de lodo de esgoto sobre as propriedades microbiológicas de um solo agrícola arenoso no México. Os autores verificaram forte influência da aplicação do lodo de esgoto sobre a atividade das enzimas fosfatases ácida e alcalina, porém os valores máximos obtidos para a

fosfatase ácida (32,5 e 32,1 µg de p-nitrofenol g^{-1} de solo $hora^{-1}$ nas dosagens de 18 e 36 Mg ha^{-1} do resíduo, respectivamente) foram bem menores que no presente estudo. Este fato pode ser explicado pela menor quantidade de lodo de esgoto utilizado no estudo acima citado em relação ao presente estudo, e também pela maior disponibilidade de P solúvel no solo agrícola devido aos fertilizantes minerais, o que inibe a ação da fosfatase ácida (TABATABAI, 1994).

4.2.9.4. Desidrogenase

A atividade da enzima desidrogenase foi significativamente influenciada pela aplicação dos tratamentos na camada superficial do solo. Ao comparar os valores médios dos tratamentos pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, verificou-se atividade mais alta da enzima (35,29 µg g^{-1} h^{-1} de TPF) nos locais que receberam 20 Mg ha^{-1} de fertilizante orgânico e a menor (15,15 µg g^{-1} h^{-1} de TPF) nos locais que receberam dose máxima do composto (50 Mg ha^{-1}). Este resultado corrobora com os de Araújo et al. (2009), que verificaram aumento da atividade da desidrogenase em um Argissolo Vermelho-Amarelo distroférrico em função da aplicação de doses de lodo de esgoto. Não foi verificado correlação da desidrogenase com o C microbiano deste mesmo estudo.

A atividade da desidrogenase do solo reflete a capacidade oxidativa total da microbiota, atuando como indicador da atividade microbiana do solo (ANDRADE & SILVEIRA, 2004), bem como um marcador capaz de indicar mudanças na atividade microbiana total em resposta a mudanças impostas pelo uso ou manejo do solo (ROLDÁN et al., 2005).

5. CONCLUSÕES

A aplicação de lodo de esgoto na dose de 20 Mg ha^{-1} em longa data no solo promove aumento do teor de macro e micronutrientes, favorece os atributos de fertilidade do solo, aumenta o carbono orgânico total e estoque de carbono do solo e diminuiu o seu pH.

A reaplicação do fertilizante orgânico composto em sua maior dose (50 Mg ha^{-1}) aumenta o teor de macro e micronutrientes no solo, aumenta os teores de C orgânico total, do estoque de C na camada superficial, do C da fração particulada e C associado a minerais somente na camada superficial do solo. Também proporciona altos níveis de C orgânico associado aos minerais (em média com 93% do teor de C orgânico total) e consequentemente, eleva a contribuição das substâncias húmicas com o estoque de C no solo (cerca de 60% do COT).

A utilização do composto favorece a atividade dos microrganismos do solo, acarretando um maior teor de C da biomassa microbiana, potencializa a atividade enzimática no solo, com exceção da fosfatase ácida, promove o avanço no processo de transformação das frações AF e AH, eleva a decomposição da matéria orgânica e, consequentemente, aumenta a emissão de CO_2 para atmosfera, porém com uma quantidade menor de C-CO_2 emitido se comparado com o total de C adicionado ao solo via fertilizante orgânico.

Assim, o uso de lodo de esgoto e de fertilizante orgânico composto é recomendado para recuperar características físicas, químicas e biológicas dos solos em áreas degradadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; RAIJ, B.; BATAGLIA, O. C.; ANDRADE, J. C. Extraction of boron from soil by microwave heating for ICP-AES determination. **Plant Production Science**, Tokyo, v.1, p. 96-103, 1998.

ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**, v.58, p.813-824, 2001.

AJWA, H. A.; TABATABAI, M. A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 18, p. 175-182, 1994.

ALBIACH, R.; CARNET, R.; POMARES, F.; INGELMO, F. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. **Bioresource Technology**, v. 77, p. 109-114, 2001.

ANDRADE, C. A. **Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um latossolo cultivado com eucalipto**. 2004. 135f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

ANDRADE, S.A.L.; SILVEIRA, A.P.D. Biomassa e atividade microbianas do solo sob influência de chumbo e da rizosfera da soja micorrizada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v. 39, n. 12, p. 1191-1198, 2004.

ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Qualidade da matéria orgânica e estoques de carbono e nitrogênio em Latossolo tratado com biossólido e cultivado com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, n.5, p.803-816, 2005.

ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Degradation kinetics of biosolids organic matter after soil application and its relationship with initial chemical composition. **Bragantia,** Campinas, v. 65, p.659-668, 2006.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S. Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: CNPMA, 2000. p. 281-312.

ARAÚJO, A.E.; LANI, J.L.; AMARAL, E.A.; GUERRA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de Argissolo Amarelo Distrófico na Amazônia ocidental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.307-315, 2004.

ARAÚJO, J. C. T. & NASCIMENTO, C. W. A. Fracionamento e disponibilidade de zinco por diferentes extratores em solos incubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 29:977-985, 2005.

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

ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. S. Produção e decomposição de serrapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.5, p.715-721, 2003.

ARMENTA, R.; VACA, R.; LUGO, J.; DEL AGUILA, P. Microbiological and biochemical properties of an agricultural Mexican soil amended with sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 36: 1646-1655, 2012.

ASSIS, C.P.; JUCKSCH, I.; SÁ MENDONÇA, E.; NEVES, J.C.L. Carbono e nitrogênio em agregados de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p.1541-1550, 2006.

BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. V.; DICK, R. P. Microbial biomass in soils under different tillage and crop rotation systems. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 38, p. 15-20, 2004.

BARBOSA, G.M.C.; TAVARES FILHO, J. & FONSECA, I.C.B. Avaliações de propriedades físicas de um Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto por dois anos consecutivos. **Sanare**, 17:94-101, 2002.

BARRETO, A. C.; FREIRE, M. B. G. S.; NACIF, P. G. S.; ARAÚJO, Q. R., FREIRE, F. J.; INÁCIO, E. S. B. Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 471-1478, 2008.

BARROW, N. J. Testing a mechanistic model. X. The effect of pH and electrolyte concentration on borate sorption by a soil. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 40, p. 427435, 1989.

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

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P.R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil**. Plant and Soil**, The Hague, v. 238, p.133-140, 2002.

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

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, p. 237-245, 2006.

BENITES, V. M.; MOUTTA, R. O.; COUTINHO, H. L. C.; BALIEIRO, F. C. Análise discriminante de solos sob diferentes usos em área de Mata Atlântica a partir de atributos da matéria orgânica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, p. 685-690, 2010.

BERNOUX, M., CARVALHO, M.S., VOLKOFF, B., CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Scien Soc Am J**. 66:888-896, 2002.

BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. S.; CAMARGO, O. A. BATAGLIA, O. C. Peletização de biossólidos e adição de CaCO3 na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 685-691, 1997.

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**, 41:469-476, 2006.

BHATI, J. S.; PRESTON, C. M. Carbon dynamics in forest and petland ecosystems. **Canadian Journal of Soil Science**, v.86, n.2, p.155-158. 2006.

BOEIRA, R.C. & SOUZA, M.D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31:581590, 2007.

BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. S. **Sequestro de carbono em solos sob sistemas agropecuários produtivos**. Seropédica: EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa de Agrobiologia, 2004. 4p.

BOYD, S. A.; SOMMERS, L. E.; NELSON, D. W. Changes in the humic acid fraction of soil resulting from sludge application. **Soil Science Society of America Journal,** v.44, p.1179-1186, 1980.

BROFAS, G.; MICHOPOULOS, P.; ALIFRAGIS, D. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. **Journal of Environment Quality**, v.29, p.811-816, 2000.

BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 20, p. 837842, 1985.

BROSSARD, M. Estoques de carbono em solos sob diferentes fisionomias de cerrados. In: LEITE, L. L.; SAITO, C. H. (Eds). **Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado.** Brasília, DF: UnB, 1997. p. 272-277.

BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A. & DE MARIA, I. C. R. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated

with successive applications of sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 35:1461-1470, 2011.

BUYANOVSKY, G. A.; ASLAM, M. WARGNER, G. H. Carbon turnover in soil physical fractios. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 1167-1173. 1994.

CALDEIRA, M. V. W.; WATZLAWICK, L. F.; SCHUMACHER, M. V.; BALBINOT, R.; SANQUETTA, C. R. Carbono orgânico em solos florestais. In: SANQUETTA, C. R. ; WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R.; ZILIOTTO, M. A. B.; GOMES, F. dos S. (Eds.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: UFPR/Ecoplan, 2002. p. 191-213.

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

CAMPOS, F.S. & ALVES, M.C. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:1389-1397, 2008.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G.

P.; RUMJANEK, V. M.; RESENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhiço e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa v. 27, p. 935944, 2003.

CARMO, C.A.F. de S.; ARAUJO, W.S. de; BERNARDI, A.C. de C.; SALDANHA, M.F.C. **Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 41p. (Circular Técnica, 6).

CARMO, J.B; DE URZEDO, D.I; FERREIRA FILHO, P.D.; PEREIRA, E.A.; PITOMBO, L.M. Emissão de CO_2 do solo após reflorestamento e aplicação de lodo de esgoto. **Bragantia**, Campinas, 2014.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, p. 342-349, 2009.

CASIDA, L. E.; KLEIN, D. A.; SANTORO, T. S. Soil dehydrogenasase activity. In: WEARVER R.W. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis: microbilogical and biochemical properties**. Madison: ASA/SSA, 1964. p. 775-883.

CAUSARANO, H. J.; FRANZLUEBBERS, A.J.; SHAW, J. N.; REEVES, D. W.; RAPER, R. L.; WOOD, C. W. Soil organic carbon fractions and aggregation in the Southern Piedmont and coastal plain. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 221-230, 2008.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. **Agricultura e aquecimento global.** Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.23, p.40-44, 2007.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1381-1396, 2007.

CHRISTENSEN, B. T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (Eds.). **Structure and organic matter storage in agricultural soils.** Boca Raton: CRC Lewis, 1996, p. 97-165.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Ministério do Meio Ambiente, 2006. 32p.

COLODRO, G. & ESPINDOLA, C.R. Alterações na fertilidade de um Latossolo degradado em resposta à aplicação de lodo de esgoto. **Acta Scientiae Agricola**, 28:1-15, 2006.

COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, v.36, n.2, p.693-700, 2006.

COSTA, F. S. et al. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil**. Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n.32, n.1, p.323-332, 2008.

DAVIDSON, E. A.; SAVAGE, K.; VERCHOT, L. V.; NAVARRO, R. Minimizing artifacts and bases in chamber-based measurement of soil respiration. **Agricultural and Forest Meterology**, v.113, p.21-37, 2002.

DIAS, B.O.; SILVA, C.A.; SOARES, E. M. B. & BETTIOLW. Estoque de carbono e quantificação de substâncias húmicas em Latossolo submetido a aplicação contínua de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31:701-711, 2007.

DICK, D.P.; FERRANTI, E.M. & SANTOS, J.H. Chemical characterization and infrared spectroscopy of soil organic matter from two southern Brazilian soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27:29-39, 2003.

DOWDY, R.H.; LATTERELL, J.J.; HINESLY, T.D.; GROSSMAN, R.B. & SULLIVAN, D.L. Trace metal movement in an Aeric Ochraqualf following 14 years of annual sludge applications. **Journal of Environmental Quality**, 20:119-123, 1991.

DUDA, G.P.; CAMPELLO, E.F.C.; MENDONÇA, E.S.; LOURES, J.L.; DOMINGOS, M. Avaliação de frações de matéria orgânica do solo para a caracterização de áreas degradadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.723-728, 1999.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos - CNPS. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, Embrapa-SPI/Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2006. 306p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos-CNPS. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 1997. 212p.

ESTEFANOUS, A.N.; MIKHAEEL, F.T.; ANTOUN, G.G. Effect of mycorrhizal inoculation and organic fertilization on microbial activity and nutrient release in soil. **Bulletin of the Faculty of Agriculture**, University of Cairo, v.48, p.187-200, 1997.

ESWARAN, H.; BERG, E. van den; REICH, P. Organic carbon in soils of the world. **Soil Science Society of America Journa**l. v.57, n.1, p.192-194, 1993.

FALLOON, P.; JONES, C. D.; CERRI, C. E.; AL-ADAMAT, R.; KAMONI, P.; BHATTACHARYYA, T.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; MILNE, E. Climate change and its impact on soil and vegetation carbon storage in Kenya, Jordan, India and Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 122, p. 114-124, 2007.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma,** Amsterdam, v. 79, p. 69-116, 1997.

FERNANDES, F. Estabilização e higienização de biossólidos. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A., eds. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.45-67.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, J. M. R. F. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v. 31, n.1, p.177-185, 2007.

FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; CUNHA, T. J. F.; SALTON, J. C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v. 41, p. 847-853, 2006.

FRANCHINI, J.C.; GONZALEZ-VILA, F.J.; CABRERA, F.; MIYAZAWA, M. & PAVAN, M.A. Rapid transformations of plant water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. **Plant Soil,** 231:55-63, 2001.

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**, 28:569-577, 2004.

GAMA-RODRIGUES, E.F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo – Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Genesis, 1999. 491p.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; BARROS, N.F.; GAMARODRIGUES, A.C. & SANTOS, G.A. Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. R. Bras. Ci. Solo, 29:893-901, 2005.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O., (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais.** 2. ed., Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 159-170.

GIL-SOTRES, F.; TRASAR-CEPEDA, C.; LEIROS, M.C.; SEOANE, S. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. **Soil Biology and Biochemistry**, v 37, p 877-887, 2005.

GONÇALVES, R.F.; LUDUVICE, M. Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.25- 44.

GONÇALVES, J. L. M.; NOGUEIRA JÚNIOR, L. R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Eds.) Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p.111-163.

GONÇALVES, J. L. M.; RAIJ, B. van; GONÇALVES, J. C. Florestais. In: RAIJ, B. van et al. (Eds.) Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agronômico e Fundação, 1996. p.247-259.

GUEDES, C. M.; 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**, 30:267-280, 2006.

GUERRINI, I. A.; TRIGUEIRO, R. M. Atributos físicos e químicos de substratos compostos por biossólidos e casca de arroz carbonizada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.6, p.1069-1076, 2004.

HARIDASAN, M. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia**, v.12, n.1, p.54-64, 2000.

HARRISON, R. B. et al. Longterm effects of heavy applications of biosolids on organic matter and nutrient content of a coarse-texture forest soil. **Forest Ecology and Management**, v.66, n.1-3, p.165-177, 1994.

HENRY, C. L.; COLE, D. W.; HARRISON, R. B. Use of municipal sludge to restore and improve site productivity in forest: the pack forest sludge research program. **Forest Ecology and Management**, v.66, v.1-3, p.137-149, 1994.

IAKIMENKO, O. et al. Dynamic transformation of sewage sludge and farmyard manure components. 1. Content for humic substances and mineralization of organic carbon and nitrogen in incubated soils. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v.58, p.121-126, 1996.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 27, p. 408-416, 1998.

JANZEN, H. H. Soil carbon: a measure of ecosystem response in a changing world? **Canadian Journal of Soil Science**, v. 85, p. 467-480, 2005.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. **Soil Biology Biochemistry**, v.8, p.209-213, 1976.

JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological Applications**, v.10, p.423-436, 2000.

JORBA, M.; ANDRÉS, P. Effects of sewage sludge on the establishment of the herbaceous ground cover after soil restoration. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.55, p.322-327, 2000.

KERN, J. S.; JOHNSON, M.G. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. **Soil Science Society of America Journal**, v.57, p.200-210, 1993

KITAMURA, A.E.; ALVES, M.C.; SUZUKI, L.G.A.S. & GONZALEZ, A.P. Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:405-416, 2008.

KIZILKAYA, R.; BAYRAKLI, B. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. **Applied Soil Ecology**, v. 30, p. 192-202, 2005.

KUMADA, N. Soil organic matter analysis method. **Chemistry of soil organic matter**, Tokyo: Japan Scientific Societies Press, 1987. p. 95-97.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, v.123, p.1-22, 2004.

LA SCALA Jr.; MARQUES, J.; PEREIRA, G. T.; CORA, J. E. Carbon dioxide emission related to chemical properties of a tropical bare soil**. Soil Biology and Biochemistry**, v.32, p.1469-1473, 2000.

LI-COR Biosciences, Inc. LI-8110A Automated Soil CO2 Flux System & LI-8150 Multiplexer Instruction Manual. Lincoln: LI-COR, Inc., 2010, 397p.

LISBOA, B. B.; VARGAS, L. K.; SILVEIRA, A. O.; MARTINS, A. F.; SELBACH, P. A. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.36, n.1, p.45-55, 2012.

LORENZ, K.; LAL, R. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. Advances in Agronomy, v.88, n.5, p.35-66, 2005.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C., VEZZANI, F. Adições de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 175-187, 2004.

MACHADO, P. L. O. A. Carbono no solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v.149, p. 84-91, 2009.

MARTINS, E. L.; CORINGA, J. E. S.; WEBER, O. L. S. Carbono orgânico nas frações granulométricas e substâncias húmicas de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico- LVAd sob diferentes agrossistemas. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, p. 655-660, 2009.

MARTINS, P. D.; GUERRINI. I. A. **Análise nutricional de algumas espécies nativas da Mata Atlântica: I. Espécies pioneiras e secundárias**. Botucatu: UNESP/FCA/ Depto. de Recursos Naturais/Ciências do Solo, 2001. 28p. (Relatório PIBIC/CNPq, dados não publicados).

MARX, D.H.; BERRY, C.R.; KORMANIK, P.P. Application of municipal sewage sludge in forest and degraded land. In: SYMPOSIUM SPONSORED BY DIVISIONS S-6 AND S-7 OF THE SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA AND A-5 OF THE AMERICAN SOCIETY OF AGRONOMY, 1993, Cincinnati, Ohio. **Agricultural utilization of urban and industrial byproducts: proceedings.** Madison: American Society of Agronomy: Crop Science Society of America: Soil Science Society of America, 1995. p.275-295. (ASA special publication, 58). Editors, D. L. Karlen, R. J. Wright, and W. D. Kemper.

MATIAS, M. I. A. S. et al. **Frações granulométricas da matéria orgânica em solo coeso dos tabuleiros costeiros sob diferentes coberturas vegetais**. In: FERTBIO, 25. 2002. Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: SBCS/SBM. 2002. CD-ROM.

MATSUOKA, M.; MENDES, I.C.; LOUREIRO, M.F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.425-433, 2003.

MELE, P.M. & CARTER, M.R. Effect of climatic factors on the use of microbial biomass as an indicator of changes in soil organic matter. In: MULONGOY, K. & MERCKX, R. **Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture.** Chichester, Jonh Wiley, 1993. 392p

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A., (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: CNPMA, 2000. p.109-141.

MELO WJ, MELO GMP, ARAUJO ASF, MELO VP. Avaliação da atividade enzimática em amostras de solo. In: FIGUEIREDO MBV, BURITY HA, OLIVEIRA JP, SANTOS CERS, Stanford NP, editores. **Biotecnologia aplicada à agricultura: Textos de apoio e protocolos experimentais.** Brasília/Recife: Embrapa Informação Tecnológica/ Instituto Agronômico de Pernambuco; 2010. p.153-87

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. 1. Ed. Viçosa: UFV, 2005. 107 p.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. Bern: International Potash Institute, 1987. 687 p.

MENDES, I. C. & REIS JUNIOR, F. B. **Microorganismos e disponibilidade de fósforo (P) nos solos: uma análise crítica.** EMBRAPA - Cerrados, Planaltina, DF. 26p. 2004.

MILORI, D. M. P. B.; GALETI, H. V. A.; LADISLAU MARTIN-NETO, DIECKOW, J.; GONZÁLEZ-PÉREZ,M.; BAYER; C.; SALTON, J. Organic matter study of whole soil samples using laser-induced fluorescence spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 70, p. 57-63, 2006.

MIRANDA, C. C.; CANELLAS, L. P.; NASCIMENTO, M. T. Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos de mata atlântica e em plantios abandonados de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 905-916, 2007.

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**, 28:385-392, 2004.

NASCIMENTO, P. C.; LANI, J. L.; MENDONÇA, E. S.; ZOFFOLI, H. J. O.; PEIXOTO, H. T. M. Teores e características da matéria orgânica de solos hidromórficos do Espírito Santo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 339-348, 2010.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B. NEVES, J. C. L. **Fertilidade do Solo.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 276-374.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p.505-519, 2002.

ORIGINLAB. Scientific graphing and Analysis Software. Version 7. OriginLab: Corporation, Northampton, 2002.

PAUL, E. A. **Soil microbiology, ecology and biochemistry**, Third edition. Burlington, USA: Academic Press, 2007, 532p.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego, Academic Press, 1996. 340 p.

PEREIRA, M. F. S.; NOVO JUNIOR, J.; SÁ, J. R.; LINHARES, P. C. F.; BEZERRA NETO, F.; PINTO, J. R. S. Ciclagem do carbono do solo nos sistemas de plantio

direto e convencional. Revista Agropecuária Científica no Semiárido, V. 9, n. 2, p. 21- 32, 2013.

PINTO-JUNIOR, O. B.; SANCHES, L.; DALMOLIN, A. C.; NOGUEIRA, J. S. Efluxo de CO2 do solo em floresta de transição Amazônia Cerrado e em área de pastagem. Acta Amazonica, vol. 39(4): 813 – 82, 2009.

PULROLNIK, K.; BARROS, N. F.; SILVA, I. R.; NOVAIS, R. F., BRANDANI, C. B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. R. Bras. Ci. Solo, 33:1125-1136, 2009.

RAIJ, B.van; De ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J.A., eds. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas, Instituto Agronômico, 2001. 284p.

RAIJ, B.; QUAGGIO, J. A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade.** Campinas, Instituto Agronômico, 1983. 31 p. (Boletim Técnico, 81).

RAPHAEL, J. P. A. **Matéria orgânica do solo em rotações de culturas sob sistema semeadura direta.** 2014. 101f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2014.

REICHERT, J.M.; REINERT, D.J. & BRAIDA, J.A. Qualidade do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Revista Ciência Ambiental**, 27:29-48, 2003.

RICCI, A.B.; PADOVANI, V.C.R. & PAULA JÚNIOR, D.R. Uso de lodo de esgoto estabilizado em um solo decapitado. I – Atributos físicos e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34:535542, 2010.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Eds.) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p.203-215.

ROLDÁN, A.; CARAVACA, F.; HERNÁNDEZ; GARCCÍA, C.; SÁNCHEZ-BRITO, C.; VELÁSQUEZ, M.; TISCAREÑO, M. No-tillage, crop residue additions, and legume cover cropping effects on soil quality characteristics under maize in Patzcuaro watershed (Mexico). **Soil and Tillage research**, v. 72, p. 65-73, 2003.

ROSALES, M.A.; OLIVEIRA, O.S.; MOURA, M.A. & LOURES, E.G. Influência das adubações orgânica e mineral contínuas sobre as características das frações das substâncias húmicas do solo. **Revista Ceres**, 46:67-81, 1999.

ROSSELLI, W.; KELLER, C.; BOSCHI, K. Phytoextraction capacity of trees growing on metal contaminated soil. **Plant and Soil**, v.256, n.2, p.265-272, 2003.

SAMPAIO, T. F.; GUERRINI, I. A.; BACKES, C.; HELIODORO, J. C. A.; RONCHI, H. S.; TANGANELLI, K. M.; CARVALHO, N. C. & OLIVEIRA, F. C. Lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 36:1637-1645, 2012.

SANTOS, D.S.; ANDRADE; C.A. & MATTIAZZO, M.E.**Degradação da fração orgânica de lodos de esgotos após aplicação no solo**. In: FERTBIO, Rio de Janeiro, 2002. Anais. Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. CD-ROM

SANTOS. J. A. SANTOS, V. B.; ARAUJO, A. S. F. Alterações na atividade microbiana e na matéria orgânica do solo após aplicação de lodo de esgoto. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 25, n. 2, p. 17 – 23, 2009.

SCHINNER, F.; ÖHLINGER, R.; KANDELER, E.; MARGESIN, R. Enzymes involved in intracellular metabolism. In: SCHINNER, F. **Methods in soil biology.** Berlim: SpringerVerlag, 1996. cap. 15, p. 235-243.

SCHUMACHER, M. V.; KONIG, F. G.; KLEINPAUL, J. J. Quantificação do carbono orgânico na serrapilheira, sub-bosque e solo de uma floresta de Pinus elliottii Engelm. aos 36 anos, em Santa Maria, RS. In: SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R.; ZILIOTTO, M. A. B. (Eds.). **Fixação de Carbono: atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba: Imprensa Universitária - UFPR, 2004, p.125-132.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A. & BERNARDES, E. M. Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo VermelhoAmarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 36:831-840, 2001.

SILVA, F. C.; BOARATTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEIXE, C. A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, p. 1-8, 1998.

SILVA, I. R. da; MENDONÇA, E. de S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Coord.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the “Cerrado” region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 357-363, 2004.

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**, 38:1187-1195, 2003.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; GRISI, B. M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R. S. **Microrganismos e processos biológicos dos solo: perspectiva ambiental**. Brasília: EMBRAPA/CNPAF, 1994. 142 p. (Documentos, 45)

ISLAM, K. R. **Organic carbon content assessment methods**. In: LAL,R. (Ed.). Encyclopedia of Soil Science. 2. ed. New York: Taylor & Francis Group, 2006. v. 2, p. 1164-1168.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 27, p. 408-416, 1998.

SOARES, E. M. B. **Impacto de aplicações sucessivas de lodo de esgoto sobre os compartimentos de carbono orgânico em Latossolo cultivado com milho.** 2005. 84f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

SOARES, E. M. B.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O, BETTIOL, W.; BELIZÁRIO, M. H. Frações da matéria orgânica de Latossolo sob influência de doses de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v. 43, p.1231-1240, 2008.

SOPPER, W. E. **Municipal sludge use in land reclamation**. New York: Lewis, 1993.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F. de; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Eds.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 205-274.

SOUZA, E.D. et al. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavourapecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 33, p. 1829-1836, 2009.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford, Academic Press, 1989, 227 p.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2. ed. New York: John Willey,1994. 496 p.

STROO, H. F.; JENCKS, E. M. Effect of sewage sludge on microbial activity in an old, abandoned minesoil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.14, n.3, p.301-304,1985.

TATSUKAWA, T. Determination of fulvic and humic acid by Tatsukawa´s method. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Valdivia, v. 37, p. 28-33. 1966

TABATABAI MA, BREMNER JM. Arylsulfatase activity of soils. **Soil Sci Soc Am J.** 1970; 34:225-9.

TABATABAI MA. Soil enzymes. In: Weaver RW, Angle JS, Bottomley PS, editors. Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties. Madison: **Soil Science Society of America;** 1994. p.775-883.

TAYLOR, J. P.; WILSON, M.; MILLS, S.; BURNS, R. G. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 387-401, 2002.

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil fertility and fertilizers**. 4. ed. New York: MacMilan Publishers, 1985. 754p.

THORNE, M.E.; ZAMORA, B.A. ; KENNEDY, A.C. Sewage sludge and mycorrhizal effects on secar bluebunch wheatgrass in mine spoil. **Journal of Environmental Quality,** v.27, p.1228-1233, 1998.

TRANNIN, I.C.B.; MOREIRA, F.M. de S.; SIQUEIRA, J.O. Crescimento e nodulação de Acacia mangium, Enterolobium contortisiliquum e Sesbania virgata em solo contaminado com metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.743-753, 2001.

TRIGUEIRO, R. M.; GUERRINI, I. A. Uso de biossólido como substrato para produção de mudas de eucalipto. **Scientia Forestalis**, v.64, p.150-162, 2003.

TRINDADE, A.V.; DIAS, A.C. de P.; JUCKSCH, I. Efeito de resíduos urbanos e de fungos micorrízicos arbusculares no crescimento de capim-gordura Melinis minutiflora e cedro Cedrela fissilis em rejeito de mineração. **Revista Árvore**, v.21, p.575-582, 1997.

TSUTYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.) **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.69-106.

TSUTIYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Biossólidos na Agricultura**. 1ª Ed. São Paulo: SABESP, 468 p. 2001

URZEDO, D. I.; FRANCO, M. P.; PITOMBO, L. M.; CARMO, J. B. Effects of organic and inorganic fertilizers on greenhouse gás (GHG) emissions in tropical forestry. **Forest Ecology and Management**, vol. 310, p. 37-44, 2013.

TOLEDO, M.A.S. **Efeito da aplicação de lodo de esgoto compostado na fertilidade do solo e no crescimento inicial de pinus e eucalipto.** 2013. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

VAZ, L. M. S.; GONÇALVES, J. L. M. Uso de biossólidos em povoamento de Eucalyptus grandis: Efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, n.3, p.747-758, 2002.

VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, S. M.; PÉREZ, D. V. & SILVA, C. M. M. S. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em

solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, n.9, p. 919-926, 2000.

VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, M. S., PEREZ, D. V.; SOUSA SILVA, C. M. M. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 40, 2005.

WARDLE, D. A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. (Eds.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**.Brasília Embrapa-CNPAF; Embrapa-CNPSo, 1994. p.419-436.

WHALEN, J. K.; CHANG, C. Phosphorus sorption capacities of calcareous soils receiving cattle manure applications for 25 years. **Communications in Soil Science and Plant Analysis,** New York, v. 33, p. 1011-1026, 2002.

ZECH, W. et al. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, v.79, n.1-4, p.117-161, 1997.