

Tese de Doutoramento

**RECUPERAÇÃO DE UM SOLO DEGRADADO APÓS A UTILIZAÇÃO
DE COMPOSTO PRODUZIDO COM RESÍDUOS DA EXTRAÇÃO
DE CELULOSE E PLANTIO DE ESPÉCIES ARBÓREAS**

Rômulo Guimarães Giácomo
Xullo 2013

TESE DE DOUTORADO

Recuperação de um solo degradado após a utilização de composto produzido com resíduos da extração de celulose e plantio de espécies arbóreas

Apresentada por:

Rômulo Guimarães Giácomo

A Coruña, Julho de 2013



Dn. Jorge Paz Ferreiro, Investigador del programa “Juan de la Cierva” en el departamento de Edafología de la Universidad Politécnica de Madrid (UMP),

CERTIFICA:

Que la presente Memoria titulada **“Recuperação de um solo degradado após a utilização de composto produzido com resíduos da extração de celulose e plantio de espécies arbóreas”**, que para optar al grado de Doctor por la Universidade da Coruña presenta **Dn Rômulo Guimarães Giácomo**, Ingneriero Forestal y Máster en Ciencias por la Universidad Federal Rural de Río de Janeiro (Brasil) ha sido realizada bajo mi dirección y supervisión.

Considerando que constituye trabajo de *Tesis Doctoral*, autorizo su presentación en la Universidad de A Coruña.

Y para que así conste, expido el presente certificado en Madrid, a 3 de Julio de 2013

Fdo.

Jorge Paz Ferreiro

OFEREÇO

A Deus, por me permitir chegar até aqui

DEDICO

À minha família, principalmente meu pai (Sérgio), às minhas duas mães (Helena e Makie), minhas avós (Zilda e Beatriz) e (*in memoriam*) meus avôs (José Elias e Carlos). À minha irmã Simone, minha sobrinha Letícia e ao meu grande amigo e irmão Samoel.

AGRADECIMENTOS

A toda minha família, em especial meus pais e meus avós, pelo apoio, confiança e carinho fornecidos em todos os momentos da minha vida.

Agradeço à grande amiga Dra. Luciana Duque, pelo convite para estágio em Ilha Solteira.

Às pessoas que me apoiaram e acreditaram, principalmente no momento em que pensei em desistir de tudo.

Agradeço em especial, Makie Oda, Rita Brauna, Samoel Serra, aos professores Drs. Mário Moraes, Enes Furlani e Alexandre Sebben pelos conselhos e orientações.

À professora Dra. Marlene Cristina Alves, por ter acreditado e estendido as mãos no momento em que mais precisei e por ser essa pessoa fantástica.

Ao grande amigo professor Dr. Marcos Gervasio Pereira, por estar sempre ali como um anjo me orientando em minhas decisões.

Ao Dr. Jorge Paz Ferreira pela orientação do estágio no exterior (via convênio Capes: Brasil-Espanha) e pelo convite para a realização do doutorado na Espanha.

À Universidade da Coruña, ao professor Dr. Antonio Paz González e a todos os funcionários e técnicos envolvidos na análise dos dados, em especial, Juan, Alba, Manoel e Ana.

Aos Drs. Mário Luiz Teixeira de Moraes, Enes Furlani Junior, Eduardo Vinícius da Silva e Luis Eduardo Akiyoshi Sanches Suzuki, pelas sugestões e contribuições teóricas que foram acatadas para a confecção final da primeira versão deste estudo.

À Makie, por toda ajuda, pelas pizzas aos domingos, pelos saborosos almoços, pelos momentos alegres, tornando minha estada em Ilha Solteira mais divertida.

Aos grandes amigos Otton Arruda e Sebastião Souto, por todo companheirismo e ajuda fornecida durante o desenvolvimento do experimento.

A todos os estagiários e estagiárias da UFRRJ e da UNESP em algum momento me ajudaram de alguma forma no desenvolvimento do experimento, em especial, Sr. Valdivino, Luana e Gisele que foram fundamentais para a conclusão desta pesquisa.

Aos órgãos de fomento Fapesp (processo número: 2009/10159-1) e Capes (PROPG e processo Bex 1830/10-4) pelo fornecimento de bolsas de estudo no Brasil e no Exterior, que foram fundamentais para minha manutenção.

Ao grupo Ambitec pela doação do composto orgânico e à Fibria e à Cesp pela doação das mudas.

À UNESP Ilha Solteira e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, em especial à Onilda e à Márcia pela dedicação, seriedade e eficiência.

A todos os funcionários do “cerrado” e da “bovino” em especial, Manoel, Cunhado e Cícero pelo auxílio na implantação e manutenção do experimento.

A todos os amigos e pessoas que fizeram parte da minha vida nos momentos de festas e de seriedade.

RECUPERAÇÃO DE UM SOLO DEGRADADO APÓS A UTILIZAÇÃO DE COMPOSTO PRODUZIDO COM RESÍDUOS DA EXTRAÇÃO DE CELULOSE E PLANTIO DE ESPÉCIES ARBÓREAS

RESUMO

No intuito de retornar com subprodutos advindos da extração da celulose, de forma sustentável à natureza, o objetivo desse trabalho foi testar a eficácia de um composto orgânico formado com estes resíduos, na recuperação de um solo degradado, a partir do plantio das espécies arbóreas *Mabea fistulifera* Mart. e *Eucalyptus urograndis*. O experimento foi implantado em fevereiro de 2010 na Fazenda de Ensino e Pesquisa, Campus de Ilha Solteira (UNESP), localizada no município de Selvíria-MS. O delineamento experimental utilizado foi o de parcelas subdivididas em blocos ao acaso, com esquema em faixa, com 6 tratamentos e 4 repetições. Os 2 tratamentos nas parcelas principais foram representados pelos plantios do híbrido *Eucalyptus urograndis* (eucalipto - espécie exótica) e *Mabea fistulifera* (canudo-de-pito - espécie nativa). Nas subparcelas foram testadas doses do composto e também a comparação com adução mineral, sendo 6 tratamentos (SI – área sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹ do composto); D₁₅ e D₂₀ (respectivamente 15 e 20 Mg ha⁻¹ do composto). Foram analisados no laboratório alguns atributos físicos, químicos e biológicos do solo, o desenvolvimento das espécies arbóreas, o aporte mensal de serapilheira e a devolução de nutrientes ao solo. Os resultados foram analisados efetuando-se a análise de variância, correlação simples, teste de Scott-Knott para comparação de médias e análise de regressão entre as doses. Foram detectadas melhorias na infiltração de água no solo e resistência à penetração do solo. Os maiores valores de nutrientes foram observados na dose de 20 Mg ha⁻¹, porém, foi observada uma elevação acentuada nos valores de pH. O maior desenvolvimento dos vegetais foi na área onde foi realizada a adubação mineral e a dose de 10 Mg ha⁻¹ foi a mais promissora no desenvolvimento dos mesmos. O aporte de serapilheira, nutrientes e atividade da fauna epígea aumentaram significativamente.

Palavras Chave: *Eucalyptus urograndis*. *Mabea fistulifera*. Qualidade do solo.

RECUPERACIÓN DUN SOLO DEGRADADO DESPOIS DA UTILIZACIÓN DE COMPOST PRODUCIDO CON RESIDUOS DA EXTRACCIÓN DE CELULOSA E PLANTACIÓN DE ESPECIES ARBÓREAS

RESUMO

Baseado na idea de reciclar os subprodutos de extracción de celulosa dun xeito sostible para a natureza, o obxectivo deste estudo foi avaliar a eficacia dun composto orgánico, obtido a partir destes residuos, na recuperación de un solo degradado no que se plantaron dúas especies de árbores: *Mabea fistulifera* Mart. e *Eucalyptus urograndis*. Realizouse un estudo de campo na “Fazenda de Ensino e Pesquisa, Campus de Ilha Solteira” (UNESP), situada no municipio de Selvíria-MS, Brasil. O delineamento experimental foi en bloques aleatorios e subdivididos, seguindo un esquema en faixa, con seis tratamentos e catro repeticións. Os dous tratamentos das parcelas principais incluíron plantacións do híbrido *Eucalypto urograndis* (unha especie exótica de eucalipto) e *Mabea fistulifera* (especie nativa). Nas subparcelas foron probadas diferentes doses de compost, que tamén foron comparadas con fertilizante mineral. Os seis tratamentos estudados foron os seguintes: SI, área testemuña, sen intervención; D₀ sen adubo; D_{AM}, adubo mineral segundo o prescrito para a especie cultivada; D₀, D₁₅ e D₂₀ adubado con compost utilizando doses de 10, 15 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente. Foron analizadas no campo ou no laboratorio algunhas propiedades físicas, químicas e biolóxicas do solo; tamén se estudou o desenvolvemento das especies arbóreas e a achega mensual de follas e outros produtos forestais ao solo. Os resultados foron analizados a través da análise de varianza, a correlación lineal, a proba de Scott-Knott para comparación de medias e a análise de regresión entre as doses. Detectáronse melloras na infiltración de auga do solo e a resistencia á penetración tras a utilización de compost. Os valores máis elevados de nutrientes no solo foron observados para o tratamento con 20 Mg ha⁻¹ de compost, no que tamén se detectou un aumento acentuado no valor do pH. O maior desenvolvemento das plantacións, nembargantes, tivo lugar nas parcelas con fertilización mineral, mentres que nos tratamentos con compost a dose de 10 Mg ha⁻¹ mostrouse máis eficiente. O aporte de follaxe, nutrientes e a actividade da fauna epígea aumentaron significativamente coa dose de compost.

Palavras Chave: *Eucalyptus urograndis*. *Mabea fistulifera*. Calidade do solo.

**RECUPERACIÓN DE UN SUELO DEGRADADO TRAS LA UTILIZACIÓN DE
COMPOST PRODUCIDO A PARTIR DE RESÍDUOS DE EXTRACCIÓN DE
CELULOSA Y LA PLANTACIÓN DE ESPECIES ARBÓREAS
RESUMEN**

Basándose en la idea de reciclar de forma sustentable para la naturaleza subproductos derivados de la extracción de celulosa, el objetivo de este trabajo fue examinar la eficacia de un compuesto orgánico obtenido a partir de dichos residuos en la recuperación de un suelo degradado en el que se plantaron dos especies arbóreas: *Mabea fistulifera* Mart. y *Eucalyptus urograndis*. Para ello se llevó a cabo un ensayo de campo en la “Fazenda de Ensino e Pesquisa, Campus de Ilha Solteira” (UNESP), localizada en el municipio de Selvíria-MS, Brasil. El diseño experimental empleado consistió en parcelas distribuidas en bloques al azar y subdivididos, que se dispusieron según un esquema en faja, con 6 tratamientos y 4 repeticiones. Los dos tratamientos ensayados en las parcelas principales estuvieron representados por plantaciones del híbrido *Eucalyptus urograndis* (una especie exótica de eucalipto) y *Mabea fistulifera* (especie nativa). En las subparcelas se ensayaron diversas dosis de compost, que también fueron comparadas con el abonado mineral. Los seis tratamientos estudiados fueron: SI, área testigo, sin intervención; D₀, sin abonado; D_{AM}, abonado mineral según lo prescrito para la especie cultivada; D₀, D₁₅ y D₂₀ abonado con compost empleando dosis de 10, 15 y 20 Mg ha⁻¹, respectivamente. Se analizaron en el campo o el laboratorio algunas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo; también se estudió el desarrollo de las especies arbóreas, el aporte mensual de hojarasca y otros productos forestales y la devolución de nutrientes al suelo. Los resultados se analizaron empleando el análisis de varianza, la correlación lineal, el test de Scott-Knott para comparación de medias y el análisis de regresión entre dosis. Se detectaron mejoras en la infiltración del agua del suelo y la resistencia a la penetración del suelo tras el empleo de compost. Los valores más altos de nutrientes en el suelo se observaron para el tratamiento con 20 Mg ha⁻¹ de compost, en el que también se detectó un incremento acentuado del valor de pH. El mayor desarrollo de las plantaciones, sin embargo, ocurrió en las parcelas en las que se realizó abonado mineral, mientras que en los tratamientos con compost la dosis de 10 Mg ha⁻¹ resultó ser más prometedora. El aporte de hojarasca nutrientes y actividad de la fauna epígea aumentaron significativamente con la dosis de compost.

Palavras Clave: *Eucalyptus urograndis*. *Mabea fistulifera*. Calidad del suelo.

RECOVERY OF A DEGRADED SOIL AFTER USE OF COMPOSITE PRODUCED WITH WASTE EXTRACTION OF PULP AND PLANTING TREE SPECIES

ABSTRACT

In order to allow recycling with byproducts arising from the extraction of cellulose, in a sustainable manner for the natural world, the objective of this study was to test the effectiveness of an organic compound formed with these wastes, the recovery of a degraded soil from the planting of tree species *Mabea fistulifera* Mart. and *Eucalyptus urograndis*. The experiment was carried in 2010, February out at the Teaching and Research Farm, Ilha Solteira Campus (UNESP), located in Selvíria-MS. The experimental design was used split plots in blocks, with layout on track, with 6 treatments and 4 replications. The 2 treatments in main plots were represented by plantations of *Eucalyptus urograndis* hybrid (Eucalyptus - exotic species) and *Mabea fistulifera* (locally called “Canudo-de-pito” – a native species). Subplots were tested doses of the compound and also the comparison with mineral water supply, with 6 treatments (SI - area without intervention; D₀ - without fertilization; D_{AM} - mineral fertilizer according to crop need; D₁₀ - composted manure according the crop needs (10 Mg ha⁻¹ of compost); D₁₅ and D₂₀ (15 and 20 Mg ha⁻¹ of compost, respectively). Were analyzed in the laboratory soil physical, chemical and biological attributes, the development of tree species, the contribution monthly litter and returning nutrients to the soil. Results were analyzed by performing the analysis of variance single correlation Scott-Knott test for comparison of means and the regression analysis between the doses. Were detected improvements in infiltration of ground water and soil penetration resistance. The highest values of nutrients were observed at a dose of 20 Mg ha⁻¹, however, there was a sharp increase in pH. The most important development of the planted trees was in the area where the mineral fertilization was performed and the dose of 10 Mg ha⁻¹ was the most promising in their development. Inputs of nutrients, litter and epigeal fauna activity increased significantly.

Key words: *Eucalyptus urograndis*. *Mabea fistulifera*. Soil quality.

RECUPERACIÓN DE UN SUELO DEGRADADO TRAS LA UTILIZACIÓN DE COMPOST PRODUCIDO A PARTIR DE RESÍDUOS DE EXTRACCIÓN DE CELULOSA Y LA PLANTACIÓN DE ESPECIES ARBÓREAS

(Recuperação de um Solo Degradado após a Utilização de Composto Produzido com Resíduos da Extração de Celulose e Plantio de Espécies Arbóreas)

RESUMEN EXTENSO

1.- Introducción y contexto general

En la década de los 60 se construyeron en Brasil grandes embalses para aprovechamiento hidroeléctrico e instalaciones anexas. En estas obras se emplearon volúmenes importantes de materiales extraídos de terrenos próximos y como consecuencia se originaron áreas importantes con suelos decapitados, cuyos horizontes inferiores quedaron expuestos a la intemperie.

La intensa perturbación llevó al abandono de estas áreas degradadas. Los suelos de dichas áreas perdieron la capacidad de regenerarse de forma natural, caracterizándose por la ausencia de vegetación, y propiedades como elevada acidez, bajo contenido en nutrientes y materia orgánica, excesiva compactación y resistencia a la penetración, y baja capacidad de infiltración y de retención de agua.

El suelo es uno de los recursos naturales más importantes para la calidad ambiental. Ello es debido a que posee múltiples funciones entre las que cabe citar el almacenamiento de nutrientes y la retención de agua, así como para la sustentabilidad de los sistemas naturales. En este sentido, el suelo es esencial para las especies forestales y uno de los factores de más relevancia para determinar la tipología forestal.

Como consecuencia de la degradación del suelo por extracción de materiales para su uso en obras públicas, no solo se elimina la vegetación nativa, sino que también se destruye la fauna del suelo, se pierden los horizontes más fértiles y se altera la calidad y el caudal de las aguas superficiales y subterráneas. Después de un proceso de intensa degradación, no existe la posibilidad de regeneración natural espontánea, es decir se pierde la capacidad de revertir al estado original.

Se ha reconocido que el gran reto durante la recuperación de áreas degradadas por decapitación del suelo tras la extracción de materiales es el establecimiento de un nuevo

horizonte A, caracterizado por un nivel suficiente de materia orgánica para favorecer la disponibilidad de nutrientes y restablecer los microorganismos del suelo y la comunidad vegetal. Dicha reposición puede ser estimulada aplicando enmiendas orgánicas, dado que dichas enmiendas contribuyen a la mejora de las propiedades químicas físicas y biológicas del suelo e influyen positivamente en el desarrollo de las especies plantadas.

Por otro lado, para evaluar el grado de restablecimiento de las propiedades originales del suelo durante período de recuperación del mismo es conveniente emplear la noción de calidad, definida como la capacidad de uso del suelo y su potencial para llevar a cabo determinadas funciones tales como las de crear un medio favorable para el crecimiento y desarrollo de las plantas, regular el flujo de agua y el balance hídrico, sostener las poblaciones de microorganismos o amortiguar el impacto de compuestos nocivos que puedan ser añadidos al suelo.

Una fuente alternativa de materia orgánica puede ser el uso de compost obtenido a partir de residuos de celulosa. Por cada 100 Mg de celulosa producida se generan en torno de 48 Mg de residuos cuyo destino, en general depara problemas de orden ambiental. La opción del manejo de dichos residuos por aterrado es inviable desde el punto de vista económico por sus elevados costes de realización y de manutención, existiendo el riesgo de contaminación ambiental.

Por otro lado, la cobertura vegetal protege al suelo de los agentes climáticos, mantiene o aumenta el contenido en materia orgánica del suelo, favorece la actividad biológica del suelo, moviliza y recicla los nutrientes, y, asimismo, la acción mecánica del sistema radicular favorece la agregación. Además, la vegetación constituye una defensa eficiente frente a la acción erosiva del agua.

Se reconocen dos tipos principales de residuos o lodos obtenidos durante la obtención de celulosa y de papel. El lodo primario está formado por fibras de madera residuales y posee un contenido elevado en carbono y bajo en nutrientes, por lo que potencialmente puede actuar como consumidor de nitrógeno, y el lodo secundario que es rico en biomasa microbiana y puede liberar nutrientes durante su descomposición en el suelo. Dada la elevada relación carbono/nitrógeno de estos residuos es necesaria la descomposición total de los mismos antes de ser usado como fertilizante orgánico y/o acondicionador del suelo. El proceso de descomposición de residuos puede ser realizado de forma natural o mediante la inoculación de agentes que aceleran la descomposición; dado que el primero de estos métodos todavía no

está estandarizado, el más empleado es el segundo, que supone inoculación seguida de almacenaje durante un largo período para la descomposición de los residuos.

El compost obtenido a partir de subproductos originados durante la extracción de celulosa posee determinadas características favorables, y algunos autores han puesto de manifiesto que pueden crear condiciones favorables para la producción forestal; en este sentido los principales efectos beneficiosos de este tipo de compost sobre el suelo son: a) aumento del pH con el consiguiente aumento de la disponibilidad de determinados nutrientes, en particular fósforo y micronutrientes, b) aumento de la capacidad de intercambio catiónico y c) mejora de atributos físicos como la capacidad de retención de agua y disminución de la densidad del suelo. Además, también se ha comprobado que la aplicación de compost procedente de residuos de celulosa aumenta la actividad biológica del suelo, acelerando la descomposición de la hojarasca y el reciclado de nutrientes. Dependiendo de la dosis, tipo de residuo y época de aplicación, parece posible la substitución completa de los fertilizantes químicos por productos derivados de residuos orgánicos.

La especie arbórea *Mabea fistulifera* Mart, presenta una altura de 4 a 8 m y es una decidua característica de formaciones secundarias sobre terrenos arenosos tanto en el “cerrado” como en las zonas de transición del mismo a bosque semideciduo. La especie *Eucalyptus urograndis* es un híbrido de *Eucalyptus urophylla*, Blake y *Eucalyptus grandis*, Hill. Se trata de un árbol con tronco circular y rectilíneo y escaso follaje, limitado a la parte superior de la estructura.

En este trabajo se llevaron a cabo ensayos de campo para estudiar la eficacia de la utilización de compost procedente de residuos de celulosa en la recuperación de un Oxisol (Latossolo Vermelho, según la terminología del Sistema Brasileño de Ciencia del Suelo) degradado, mediante la plantación de la especie de eucalipto híbrida *Eucalyptus urograndis* y de *Mabea fistulifera* Mart. Se considera que ambas especies presentan un elevado potencial para la recuperación de áreas degradadas.

2.- Objetivos e hipótesis

2.1.- Objetivos generales y específicos

El objetivo general de este trabajo se centra en ensayar la eficacia en la utilización de compost procedente de subproductos formados durante el proceso de obtención de celulosa en

nuevas plantaciones de *Mabea fistulifera* y *Eucalyptus urograndis* efectuadas sobre un Oxisol (Latosolo Vermelho) decapitado para la recuperación de dicho suelo.

Los objetivos específicos de este trabajo son los siguientes:

1) Determinar propiedades físicas como intensidad de infiltración, resistencia a la penetración, densidad real, densidad aparente y porosidad, entre otras.

2) Analizar las propiedades químicas generales del suelo, en particular, pH, contenido en materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico, entre otras..

3) Evaluar el desarrollo de las especies y los aportes de restos de las mismas y de nutrientes al suelo y

4) Evaluar la importancia de la fauna epigea del suelo y el efecto del compost sobre la misma.

2.2.- Hipótesis de trabajo

1) El compost procedente de los residuos originados en la extracción de celulosa es eficaz para la recuperación de las propiedades físicas, químicas y la fauna epigea del área degradada por extracción de materiales durante la construcción de presas.

2) La aplicación de compost influye positivamente en el desarrollo de las especies arbóreas nativas y exóticas, dada su composición química y contenido en nutrientes.

3. Material y Métodos

El ensayo de campo se llevó a cabo en la “Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão”, adscrita a la Facultad de Ingeniería de la Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Ilha Solteira y localizada en el municipio de Selvíria, MS, es decir en la margen derecha del Río Paraná. Las coordenadas geográficas de esta área son 51° 22’ de longitud oeste y 20° 22’ de latitud sur.

El tipo de clima, de acuerdo con Köppen, es Aw, es decir, tropical húmedo, con una estación lluviosa durante el verano austral, es decir entre octubre y mayo, y otra seca en invierno. La precipitación media anual asciende a 1.370 mm y la temperatura media anual a 23.5 °C, siendo la humedad relativa de 70% a 80%. La vegetación natural corresponde al “cerrado” brasileño.

En el área degradada estudiada se había retirado durante la década de 1960 un espesor medio de 8,60 m de suelo que fue usada para construir terraplenes y para obras de cimentación de la presa de Ilha Solteira en el Río Paraná. Tras la decapitación profunda del

perfil original todavía podía reconocerse un horizonte B remanente. La textura del suelo expuesto es franco-arcillo-arenosa, con un contenido en arcilla variable, que osciló entre 200–350 g kg⁻¹.

El diseño experimental empleado consistió en parcelas distribuidas en bloques al azar y subdivididos, que se dispusieron según un esquema en faja, con 6 tratamientos y 4 repeticiones. Los dos tratamientos ensayados en las parcelas principales estuvieron representados por plantaciones del híbrido *Eucalyptus urograndis* y *Mabea fistulifera*. Cada parcela se dividió en subparcelas en las que se ensayaron diversas dosis de compost, que también fueron comparadas con el abonado mineral. Los seis tratamientos estudiados fueron: SI, área testigo, sin intervención; D₀, sin abonado; D_{AM}, abonado mineral según lo prescrito para la especie cultivada; D₁₀, D₁₅ y D₂₀ abonado con compost empleando dosis de 10, 15 y 20 Mg ha⁻¹, respectivamente.

En cada bloque se plantaron 200 árboles de *Eucalyptus urograndis* y 200 árboles de *Mabea fistulifera*, siendo el espaciamiento de 3,0 x 1,5 m (entre líneas x línea). Las divisiones entre bloques eran de 3 m y entre parcelas principales de 2m. Se consideraron útiles las tres hileras centrales con 18 plantas en cada parcela, considerando como borde las restantes hileras.

El muestreo del suelo se llevó a cabo a las profundidades de 0,00–0,05, 0,05–0,10, 0,10–0,20 e de 0,20–0,40 m en dos momentos diferentes: antes de iniciarse la experiencia y una vez implantada la misma. Para la determinación de densidad aparente se tomaron muestras inalteradas. Para el análisis de las propiedades químicas se tomaron de forma aleatoria cinco muestras cada parcela, a partir de las cuales se obtuvo una muestra compuesta. Los muestreos se efectuaron en tres años sucesivos: 2010, 2011 y 2012 a todas las profundidades estudiadas. Las muestras fueron tamizadas a 2mm.

Se determinaron en laboratorio la densidad aparente y la densidad real, lo que permitió evaluar la porosidad total. También se determinó la textura del suelo empleando el método de la pipeta. En el campo se determinaron la infiltración de agua mediante un mini infiltrómetro de disco y la resistencia a la penetración usando un penetrómetro de cono, acoplado a un sistema de registro automático.

Los análisis químicos de las propiedades generales del suelo se llevaron a cabo en el laboratorio de “Fertilidade do Solo”, de la Faculdade de Engenharia (UNESP), Campus de Ilha Solteira, SP. El pH se determinó en una suspensión de cloruro de calcio. La acidez

potencial (H^+ Al) se midió a $pH = 7$. El contenido en fósforo, potasio, magnesio y calcio se determinó por el método de extracción con resina de intercambio iónico. En cuanto al contenido en materia orgánica se determinó por el método colorimétrico. Se calcularon la suma de bases ($SB = Ca + Mg + K$), la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el porcentaje de saturación en bases (V).

Por otro lado se llevaron a cabo análisis adicionales de las muestras tomadas en 2010 en el laboratorio de Análisis Estructural de los Servicios de Apoyo a la Investigación de la Universidad de A Coruña (UDC). En dichas muestras se determinó carbono y nitrógeno mediante un analizador elemental. Por otro lado se determinaron elementos totales mediante dos métodos diferentes: análisis semicuantitativo mediante Fluorescencia de Rayos X (FRX) y extracción ácida, con HNO_3 , seguida de determinación por ICP-MS.

El desarrollo de las especies arbóreas fue evaluado cada tres meses, entre febrero de 2000 y febrero de 2012, tras la plantación de las mismas. Se midió la altura total, la dimensión media de las copas, el diámetro del tallo a la altura del suelo y la tasa de supervivencia en todas las plantas del área útil de cada parcela. Se instalaron colectores en la línea central de cada tratamiento para evaluar el aporte de materiales orgánicos a la superficie del terreno; el material recogido en estos colectores se pesó mensualmente.

La determinación de elementos nutritivos aportados al suelo por la vegetación se llevó a cabo en muestras del material recogido en los colectores. Las muestras trituradas y homogeneizadas fueron sometidas a digestión con sulfúrico y se determinaron en el extracto N, P y K por fotometría de llama.

Para obtener muestras de fauna del suelo se emplearon trampas del tipo “*pitt fall*”, que se situaron en la interfase entre el suelo y el colector de materiales vegetales durante períodos de semanales. La fauna capturada fue transferida a un recipiente con alcohol al 70%, para su almacenaje y preservación. La identificación se llevó a cabo con ayuda de una lupa, de modo que se cuantificó el número total de individuos, los grupos funcionales y la actividad. A partir de los datos obtenidos se calcularon índices de diversidad como el índice de Shannon y la riqueza de grupos.

Los resultados se analizaron estadísticamente, para lo que se empleó el análisis de varianza, homogeneidad de la varianza y test de Skott-Knott para comparar las medias a un nivel de probabilidad del 5%. También se compararon los resultados del tratamiento control y los tratamientos con 10, 15 e 20 $Mg\ ha^{-1}$ de compost.

4.- Resultados y discusión

Los resultados se presentan en cuatro capítulos que corresponde a las propiedades físicas, las propiedades químicas, el desarrollo de la plantación, así como el aporte de restos orgánicos y de nutrientes al suelo y la composición y evolución de la fauna epigea del suelo.

En cuanto a las propiedades físicas, la densidad aparente y la densidad real del suelo en las dos plantaciones se determinaron tanto en 2011 como en 2012. A partir de la densidad real y la densidad aparente se obtuvo la porosidad. Bajo *M. fistulifera*, los valores de densidad real oscilaron entre a 1,52 a 1,70 Mg m⁻³ en 2011 y entre 1,48 a 1,77 kg dm⁻³ en 2012, considerando los diferentes tratamientos y los sucesivos niveles de muestreo; valores de densidad real del mismo orden de magnitud se midieron bajo *E. urograndis*. Asimismo, estos resultados son del mismo orden de magnitud que los encontrados por otros autores que estudiaron suelos degradados.

Paralelamente, los valores de macroporosidad bajo *M. fistulifera*, en 2011, oscilaron desde 0,39 hasta 0,33 m³ m⁻³; no se apreciaron diferencias significativas entre tratamientos en ninguno de los niveles estudiados. Bajo la misma especie forestal, la porosidad total osciló entre 0,41 y 0,34 m³ m⁻³ en 2012; sin embargo durante este año, se apreciaron diferencias para el nivel de 0,20 a 0,30 m entre los tratamientos D₀ y D₁₅, en los que se verificaron menores valores de porosidad total. En la plantación de *E. urograndis* se observaron intervalos de porosidad próximos a los medidos bajo *M. fistulifera*, si bien se observaron patrones diferentes cuando se confrontaron entre sí los distintos tratamientos estudiados. En general no se observaron diferencias importantes de porosidad total cuando se compararon las dos especies de árboles, ni los dos períodos estudiados entre sí. Ello no obstante se apreció una tendencia al aumento de porosidad en las capas más superficiales del suelo entre 2011 y 2012.

En 2011 la tasa de infiltración del suelo varió de 16,39 a 27,04 cm h⁻¹ en la plantación de *M. fistulifera* y de 13,08 a 28,93 cm h⁻¹ en la plantación de *E. urograndis*. La tasa de infiltración en 2012 osciló entre 22,75 y 37,73 cm h⁻¹ bajo *M. fistulifera*, mientras que durante este año en uno de los tratamientos de la plantación de *E. urograndis* se observó el valor máximo de infiltración con 39,55 cm h⁻¹. Se observaron en ambos años diferencias significativas entre algunos de los tratamientos estudiados. En general, se observó que hubo una tendencia a la mejora en la infiltración entre los años 2011 y 2012, sobre todo en el área

plantada con *M. fistulifera* en donde el incremento medio ascendió al 58%. El aumento de la tasa infiltración parece estar más relacionado con la especie arbórea que con la adición de materia orgánica.

Bajo *M. fistulifera* la resistencia a la penetración en 2011 osciló entre 0,33 a 4,52 MPa, mientras que en 2012 dicho rango varió entre 0,50 MPa y 7,74 MPa. Los valores de resistencia a la penetración bajo *E. urograndis* oscilaron entre 0,41 y 0,99 MPa en 2011 y lo hicieron entre 0,55 y 7,74 MPa en 2012. El contenido de humedad del suelo durante la medida de la resistencia a la penetración fue más elevado en 2011 en comparación con 2012. Al comparar entre si el suelo de las dos plantaciones se observaron diferencias significativas para las sucesivas capas estudiadas. En general se observó una mayor resistencia a la penetración en 2012 que en 2011. Este resultado puede ser explicado en parte por las diferencias en cuanto al contenido hídrico del suelo, que era inferior en 2012, pero también está motivado en parte por el incremento de la compactación en función del tiempo transcurrido tras el laboreo. Por otra parte el alto contenido en sodio del compost, que actúa agente dispersante, pudo haber contribuido a la formación de capas compactas.

En términos generales la plantación de especies arbóreas en el área degradada mejoró sensiblemente la tasa de infiltración de agua en el suelo y la resistencia a la penetración. Las modificaciones observadas de las propiedades físicas pueden ser atribuidas sobre todo a la acción del laboreo del suelo, si bien a esta acción se puede sumar el efecto del desarrollo de las especies arbóreas; las diferentes dosis de compost actuaron de forma semejante sobre las propiedades físicas del suelo.

Tanto en 2011 como en 2012 se analizaron las siguientes propiedades químicas: pH, materia orgánica, fósforo, potasio, calcio y magnesio. En el área plantada con *M. fistulifera* el pH del suelo varió entre 5,3 y 7, 5 en 2011 y entre 5,3 y 7,2 en 2012, mientras que bajo *E. urograndis* el rango de oscilación de esta variable fue de un orden de magnitud similar. En general el rango de oscilación del pH fue mayor en superficie. Se considera que valores de pH superiores a 5,9 son muy elevados en suelos de “cerrado”. Los excesivos valores de pH registrados en algunos de los horizontes superficiales se deben a la alcalinidad del compost de celulosa, que a su vez viene determinado por la composición de los residuos, ricos en sodio y carbonatos. El aumento del pH hasta valores próximos a 7,0 proporciona una mayor disponibilidad de macro- y micronutrientes.

El contenido en materia orgánica presentó un aumento lineal con la cantidad de compost aplicado, como cabe esperar. Sin embargo no se observaron diferencias significativas de materia orgánica entre las dos plantaciones para ninguno de los tratamientos estudiados. El testigo sin laboreo presentó valores elevados de materia orgánica durante 2011 y 2012, lo que puede ser debido a la presencia de vegetación espontánea en la que predominaba *Brachiaria*, así como a la ausencia de labranza. La adición de compost aumentó el contenido en materia orgánica sobre todo en las capas 0.00-0.05 y 0.05-0.10. En cada una de las plantaciones y a las distintas profundidades estudiadas, el contenido en materia orgánica tendió a ser más elevado en 2012 que en 2011, lo que indica un aumento del contenido en materia orgánica en paralelo al desarrollo de las especies arbóreas.

Los contenidos en fósforo variaron de muy bajos (0 a 5 mg dm⁻³) a normales (15 a 20 mg dm⁻³); se pudo comprobar que la adición de compost elevó el contenido en fósforo en las capas más superficiales, hasta 0,10 m de profundidad. Los contenidos en K oscilaron de bajos (inferiores a 15 mmol_c dm⁻³) a medios (16 a 30 mmol_c dm⁻³); la adición de compost aumentó el contenido en potasio del suelo, y no se observaron diferencias entre las dos plantaciones ni entre los dos años en cuanto al contenido en K para ninguno de los tratamientos estudiados. Los contenidos en calcio oscilaron entre bajos y muy bajos (menores de 15 mmol_c dm⁻³) a altos (mayores de 70 mmol_c dm⁻³); los tratamientos que recibieron compost presentaron un intervalo adecuado de valores de calcio.

Los análisis efectuados tras la aplicación de compost elaborado con subproductos de la fabricación de celulosa por FRX e ICP-MS, tras extracción ácida, pusieron de manifiesto que no se detectaron aumentos significativos en el contenido de metales pesados, ni tan siquiera con la dosis de 20 Mg ha⁻¹. Sin embargo los contenidos en sodio detectados deben de ser considerados como relevantes.

El seguimiento del desarrollo de la vegetación arbórea puso de manifiesto que puso de manifiesto que *M. fistulifera* estaba mejor adaptada para el crecimiento en suelos degradados *E. urograndis*. Por otro lado, el aporte de biomasa vegetal y de nutrientes al suelo se fue incrementando de forma significativa a lo largo del período estudiado, de modo que los aportes de la primera de las especies arbóreas fueron mayores que los de la segunda. En conjunto, el tratamiento con una dosis de compost de 10 Mg ha⁻¹ fué el que proporcionó resultados más prometedores en cuanto al desarrollo de las plantaciones estudiadas y al aporte de materiales orgánicos al suelo.

Del mismo modo la actividad de la fauna epigea se vio favorecido por la implantación de especies arbóreas y por el uso de compost procedente de residuos de la fabricación de celulosa.

5.- Conclusiones

Bajo las dos especies arbóreas estudiadas, se observaron indicios de mejoría del comportamiento físico del suelo 24 meses después de la plantación. En efecto, se constató una disminución de la resistencia a la penetración, un aumento de la infiltración y una disminución de la densidad aparente del suelo. Las dos especies presentaron un efecto similar sobre las propiedades físicas estudiadas. Las diferencias de estas propiedades observadas entre las parcelas testigo y las parcelas plantadas pueden ser atribuidas a la interacción entre el efecto del laboreo diferenciado del suelo y el efecto del desarrollo del sistema radicular de las masas arbóreas.

El compost obtenido de subproductos de la extracción de celulosas produjo una mejoría de las propiedades químicas del área degradada estudiada. Cabe mencionar el aumento de los contenidos en P, K, Ca y de los valores de suma de bases (SB), capacidad de intercambio catiónico (CIC), y porcentaje de saturación (V).

Con todo, en las capas de 0,0-0,05 y 0,05-0,10 m, se observó un incremento muy acentuado de los valores de pH en el tratamiento que recibió 20 Mg ha⁻¹ de compost (D₂₀), lo que pudo influir negativamente sobre el desarrollo de las especies arbóreas. Estos resultados indican que se pueden emplear dosis inferiores a 20 Mg ha⁻¹, en suelos de composición similar, ya que no se produjeron aumentos tan notables de pH, ni tampoco se observaron aumentos significativos del contenido en metales pesados.; sin embargo conviene prestar atención al aumento de los contenidos en sodio.

La especie arbórea *Mabea fistulifera* resultó estar mejor adaptada al desarrollo en suelos degradados en comparación con *Eucalyptus urograndis*.

A lo largo del período estudiado el material orgánico depositado en el suelo, formado por ramas, corteza y hojarasca presentó diferencias significativas entre las dos especies y los distintos tratamientos estudiados, en cuanto al patrón de deposición temporal, y la cantidad de material y de nutrientes aportados al suelo. La plantación de *Mabea fistulifera* aportó un volumen menor de nutrientes que la plantación de *Eucalyptus urograndis*.

La actividad de la fauna epigea, analizada trimestralmente en ambas plantaciones fue más elevada en los tratamientos que recibieron composta como fuente de nutrientes. Teniendo en cuenta los datos crecientes de de número de individuos, de la actividad de la fauna y de la riqueza de grupos, a lo largo del período estudiado, en el suelo en fase de recuperación se puede concluir que la capacidad de soporte del suelo degradado ha ido en aumento a medida que se fue avanzando el desarrollo de las especies arbóreas.

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO GERAL	1
2	CONTEXTUALIZAÇÃO GERAL	2
3	OBJETIVO GERAL	8
4	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
5	HIPÓTESES DO TRABALHO	10
6	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL	11
6.1	Localização.....	11
6.2	Delineamento experimental e tratamentos	13
6.3	Dados de precipitação e temperatura.....	19
6.4	Informações Complementares	20
	Referências	21
	CAPÍTULO 1 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO	25
	Resumo	25
	Abstract	26
1.1	Introdução.....	27
1.2	Revisão de Literatura.....	28
1.3	Material e Métodos.....	32
1.3.1.2	Infiltração de água no solo	32
1.3.1.3	Resistência do solo à penetração	33
1.3.2	Análise física do solo realizada na Espanha.....	34
	Densidade de partículas.....	34
1.3.3	Análise dos resultados	35
1.4	Resultados e Discussão	36

1.4.1	Porosidade (macroporos, microporos e porosidade total) e densidade do solo.....	36
1.4.2	Infiltração de água no solo	46
1.4.3	Resistência do solo à penetração	55
1.4.4	Densidade das partículas	68
1.5	Conclusões.....	70
	Referências	71
	CAPÍTULO 2 ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO	76
	Resumo	76
	Abstract	77
2.1	Introdução.....	78
2.2	Revisão de Literatura.....	79
2.3	Material e Métodos.....	82
2.3.1	Análises químicas do solo realizadas no Brasil.....	82
2.3.2	Análises químicas do solo realizadas na Espanha.....	82
2.3.2.1	Pré-tratamento das amostras.....	82
2.3.2.2	Quantificação do conteúdo de elementos no solo por fluorescência.....	84
2.3.2.3	Quantificação do conteúdo de elementos no solo por ICP - MS.....	85
2.3.2.4	Carbono e nitrogênio totais	85
2.4	Análise Estatística	86
2.5	Resultados e Discussão	87
2.5.1	Atributos químicos do solo.....	87
2.5.1.1	Fósforo (P).....	87
2.5.1.2	Potássio (K)	94
2.5.1.3	Cálcio (Ca)	98
2.5.1.4	Magnésio (Mg).....	104
2.5.1.5	Matéria orgânica (MO).....	109

2.5.1.6	Potencial Hidrogeniônico (pH)	112
2.5.1.7	Acidez Trocável (Al).....	118
2.5.1.8	Acidez Potencial (H + Al).....	118
2.5.1.9	Soma de Bases (SB)	122
2.5.1.10	Capacidade de Troca Catiônica (CTC).....	127
2.5.1.11	Saturação por Bases (V%).....	132
2.5.2	Teores de elementos totais determinados por fluorescência	139
2.5.3	Teor de elementos no solo determinados por ICP – MS e carbono e nitrogênio no solo	143
2.6	Conclusões.....	150
	Referências	151
	CAPÍTULO 3 DESENVOLVIMENTO DA VEGETAÇÃO, APORTES DE SERAPILHEIRA E NUTRIENTES	155
	Resumo	155
	Abstract	156
3.1	Introdução.....	157
3.2	Revisão de Literatura.....	158
3.2.1	Cobertura vegetal	158
3.2.2	Ciclagem de nutrientes	159
3.3	Material e Métodos.....	163
3.3.1	Avaliação do desenvolvimento das espécies.....	163
3.3.2	Aporte de serapilheira e nutrientes	163
3.3.3	Análises estatísticas	164
3.4	Resultados e Discussão	165
3.4.1	Desenvolvimento das espécies	165
3.4.2	Aporte de serapilheira	173
3.4.3	Aporte de Nutrientes pelas Plantas.....	180

3.5	Conclusões.....	187
	Referências	188
	CAPÍTULO 4 FAUNA EPÍGEA DO SOLO	194
	Resumo	194
	Abstract	195
4.1	Introdução.....	196
4.2	Revisão da Literatura.....	197
4.3	Material e Métodos.....	200
4.3.1	Fauna do solo.....	200
4.3.2	Análises estatísticas	201
4.4	Resultados e Discussão	202
4.5	Conclusões.....	216
	Referências.....	217
7	CONCLUSÕES FINAIS	217
8	SUGESTÕES PARA PRÓXIMOS TRABALHOS	222

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Localização da área degradada (A) e camada média de solo decapitado (B), na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão da Faculdade de Engenharia, Campus Ilha Solteira.	11
Figura 2	Coleta de solo em diferentes camadas.....	12
Figura 3	Coleta de amostras de solo com sua estrutura preservada com o auxílio do anel de Kopeck.	13
Figura 4	Croqui do experimento implantado na Fazenda de Ensino e Pesquisa, da Faculdade de Engenharia, Selvíria, MS.	14
Figura 5	Composto advindo da compostagem de resíduos da fabricação da celulose utilizado no experimento implantado, Selvíria, MS.....	15
Figura 6	Subsolagem cruzada (A) e a área após a gradagem leve (B), Selvíria, MS, 2009.....	16
Figura 7	Composto distribuído manualmente em área total da parcela (A) e incorporação do mesmo ao solo grade leve (B), Selvíria, MS, 2010.....	16
Figura 8	Subsolador com uma única haste de 0,50 m utilizado na linha de plantio, Selvíria, MS, 2010.....	17
Figura 9	Plantio de <i>Mabea fistulifera</i> (A); <i>Mabea Fistulifera</i> 18 meses após o plantio (B), Selvíria, MS.	19
Figura 10	Valores médios de temperatura (Temp.) e precipitação (Ppt) nos períodos de 01/01/1992 a 31/12/2011; de 01/01/2010 a 31/12/2010; de 01/01/2011 a 31/05/2011 e de 01/01/2012 a 31/03/2012, na Estação Meteorológica de Ilha Solteira.	19
Figura 11	Mini infiltrômetro de disco.	32
Figura 12	Detalhe do penetrômetro eletrônico modelo FALKER PenetroLog.....	33
Figura 13	Picnômetro AccuPyc II 1340 – Micromeritics.....	34
Figura 14	Terra fina seca ao ar e recipiente de análises de sólidos do picnômetro AccuPyc II 1340 (A); balança analítica com precisão de 4 casas decimais (B).....	35
Figura 15	Macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (Ds) nas diferentes camadas, nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2011.....	37

Figura 16	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro) e densidade do solo (DS), em 2011, Selvíria, MS.....	38
Figura 17	Macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (Ds) nas diferentes camadas, nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2012.....	39
Figura 18	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de macroporosidade (Macro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (DS), em 2012, Selvíria, MS.....	40
Figura 19	Macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (DS) nas diferentes camadas no plantio de <i>Mabea fistulifera</i> , nos anos de 2011 e 2012.....	42
Figura 20	Macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (DS) nas diferentes camadas no plantio de <i>E. urograndis</i> , nos anos de 2011 e 2012.....	43
Figura 21	Taxa constante de infiltração de água no solo nos diferentes tratamentos , para as espécies <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> em 2011.	46
Figura 22	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para a taxa constante de infiltração, nos anos de 2011 e 2012, Selvíria, MS.....	47
Figura 23	Correlação de Pearson dos valores de infiltração no plantio de <i>Mabea fistulifera</i> com valores médios até a camada de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2011.....	48
Figura 24	Correlação de Pearson dos valores de infiltração no plantio de <i>Eucalyptus urograndis</i> com valores médios até a camada de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2011.....	49
Figura 25	Taxa constante de infiltração de água no solo nos diferentes para as espécies <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> em 2012.....	50
Figura 26	Taxa constante de infiltração de água no solo nos diferentes tratamentos e anos de avaliação para as espécies <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> nos anos de 2011 e 2012.	51
Figura 27	Correlação de Pearson dos valores de infiltração no plantio de <i>Mabea fistulifera</i> com valores médios até a camada de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total),	

	altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2012.....	52
Figura 28	Correlação de Pearson dos valores de infiltração no plantio de <i>Eucalyptus urograndis</i> com valores médios até a camada de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2012.....	53
Figura 29	Taxa média de infiltração acumulada no plantio de <i>Mabea fistulifera</i>	54
Figura 30	Taxa média de infiltração acumulada no plantio de <i>E. urograndis</i>	55
Figura 31	Resistência do solo à penetração (Resistência) e umidade do solo (Ug) nas camadas, tratamentos e plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2011.....	56
Figura 32	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para a resistência do solo à penetração, em 2011, Selvíria, MS.....	57
Figura 33	Correlação de Pearson dos valores médios até a camada de 0,40 m de resistência à penetração do solo no plantio de <i>Mabea fistulifera</i> com valores médios de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2011.....	59
Figura 34	Correlação de Pearson dos valores médios até a camada de 0,40 m de resistência à penetração do solo no plantio de <i>Eucalyptus urograndis</i> com valores médios de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2011.....	60
Figura 35	Resistência do solo à penetração (Resistência) e umidade do solo (Ug) nas camadas, tratamentos e plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2012.....	61
Figura 36	- Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para a resistência do solo à penetração, em 2012, Selvíria, MS.....	62
Figura 37	Correlação de Pearson dos valores médios até a camada de 0,40 m de resistência à penetração do solo no plantio de <i>Mabea fistulifera</i> com valores médios de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2012.....	64
Figura 38	Correlação de Pearson dos valores médios até a camada de 0,40 m de resistência à penetração do solo no plantio de <i>Eucalyptus urograndis</i> com	

	valores médios de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2012.....	65
Figura 39	- Resistência do solo à penetração e umidade do solo (Ug) nas camadas, tratamentos e plantios de <i>Mabea fistulifera</i> , nos anos de 2011 e 2012, Selvíria – MS.....	66
Figura 40	Resistência do solo à penetração e umidade do solo (Ug) nas camadas, tratamentos e plantios de <i>Eucalyptus urograndis</i> , nos anos de 2011 e 2012, Selvíria – MS.....	67
Figura 41	Moinho de bolas Retsch, modelo PM 400 (A); visão interna do moinho de bolas Retsch, modelo PM 400 (B); recipiente de moagem (C); detalhe do recipiente com as bolas de moagem (D); solo peneirado à 125 µm (E); solo peneirado, homogeneizado e identificado (F).....	83
Figura 42	10 g de solo + 2,5 g de cera C de Hoechst (A); Prensa Herzog (B); Pastilhas de solo e recipientes do espectrômetro de fluorescência (C); espectrômetro de fluorescência X Bruker S4 Pioneer (D).....	84
Figura 43	Extrator + tubos de teflon Ultraclave (A); equipamento para quantificação de elementos químicos TermoFinnigan – Element 2 (B).....	85
Figura 44	Microbalança MX-5 (Mettler-Tolledo) com precisão de 1 µg (A); analisador elemental Flash EA 1112 (ThermoFinnigan) (B).	86
Figura 45	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses do composto, para os teores de fósforo (P), em 2011, Selvíria, MS.....	90
Figura 46	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses do composto, para os teores de fósforo (P), em 2012, Selvíria, MS.....	92
Figura 47	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses do composto, para os teores de potássio (K), em 2011, Selvíria, MS.....	97
Figura 48	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses do composto, para os teores de potássio (K), em 2012, Selvíria, MS.....	98
Figura 49	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de cálcio do solo (Ca), em 2011, Selvíria, MS.....	102
Figura 50	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de cálcio do solo (Ca), em 2012, Selvíria, MS.....	103
Figura 51	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de magnésio no solo (Mg), em 2011, Selvíria, MS. .	107

Figura 52	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de magnésio no solo (Mg), em 2012, Selvíria, MS. .	108
Figura 53	Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de matéria orgânica no solo (MO), em 2012, Selvíria, MS.....	112
Figura 54	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de potencial hidrogeniônico (pH), em 2011, Selvíria, MS.....	116
Figura 55	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de potencial hidrogeniônico (pH), em 2012, Selvíria, MS.....	117
Figura 56	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de acidez potencial (H + Al), em 2011, Selvíria, MS.	121
Figura 57	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de acidez potencial (H + Al), em 2012, Selvíria, MS.	122
Figura 58	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de soma de bases (SB), em 2011, Selvíria, MS.	125
Figura 59	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de soma de bases (SB), em 2012, Selvíria, MS.	126
Figura 60	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de capacidade de troca catiônica (CTC), em 2011, Selvíria, MS.....	131
Figura 61	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de capacidade de troca catiônica (CTC), em 2012, Selvíria, MS.....	132
Figura 62	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de saturação por bases (V), em 2011, Selvíria, MS.	135
Figura 63	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de saturação por bases (V), em 2012, Selvíria, MS.	136
Figura 64	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais de óxido de magnésio (MgO), óxido de cálcio (CaO), óxido de potássio (K ₂ O), óxido de cobre II (CuO) e diferentes doses de composto orgânico, na camada 0,00 – 0,05 m, Selvíria, MS.	141

Figura 65	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de totais de dióxido de silício (SiO ₂), óxido de alumínio (Al ₂ O ₃), óxido férrico (Fe ₂ O ₃), dióxido de titânio (TiO ₂), óxido de magnésio (MgO), óxido de cálcio (CaO) e óxido de cobre II (CuO) e diferentes doses de composto orgânico, na camada 0,05 – 0,10 m, Selvíria, MS.	142
Figura 66	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de totais de óxido de cálcio (CaO) e diferentes doses de composto orgânico, na camada 0,10 – 0,20 m, Selvíria, MS.	143
Figura 67	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais de sódio (Na), magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P), cálcio (Ca), na camada 0,00 – 0,05 m, Selvíria, MS.	145
Figura 68	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais de sódio (Na), magnésio (Mg), fósforo (P), cálcio (Ca), na camada 0,05 – 0,10 m, Selvíria, MS.	146
Figura 69	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais de cálcio (Ca), na camada 0,10 – 0,20 m, Selvíria, MS.	146
Figura 70	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais cobalto (Co) e cádmio (Cd), nas diferentes camadas, Selvíria, MS.	148
Figura 71	Mensuração altura total (A); Mensuração da dimensão média de copa (B); Mensuração do diâmetro à altura do solo (C), Selvíria – MS.	163
Figura 72	Coletores de serapilheira instalados no centro de cada parcela (A); Detalhe coletor de serapilheira após o desenvolvimento das árvores no plantio de <i>E. urograndis</i> (B).	164
Figura 73	Valores de Altura (ALT) nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2011 e 2012.	165
Figura 74	Valores de dimensão da copa (DC) nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2011 e 2012.	166
Figura 75	Valores de diâmetro à altura do solo (DAS) nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2011 e 2012.	167
Figura 76	Valores de taxa de sobrevivência (SOB) nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2011 e 2012.	167
Figura 77	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de altura (ALT), densidade da copa (DC), diâmetro à altura do solo (DAS) e taxa de sobrevivência (SOB), nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2011, Selvíria, MS.	168

Figura 78	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de altura (ALT), densidade da copa (DC), diâmetro à altura do solo (DAS) e taxa de sobrevivência (SOB), nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , em 2012, Selvíria, MS.....	169
Figura 79	Valores trimestrais de Altura (ALT), densidade da copa (DC), diâmetro à altura do solo (DAS) e taxa de sobrevivência (SOB).....	171
Figura 80	Valores mensais de aporte de serapilheira em Mg ha ⁻¹ dos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i>	175
Figura 81	Valores mensais do aporte das frações folha, flor, galho e outros em porcentagem dos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i>	179
Figura 82	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de conteúdos totais de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) pelas espécies florestais, Selvíria, MS.	182
Figura 83	Conteúdos mensais de aporte nitrogênio, fósforo e potássio dos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i>	184
Figura 84	<i>Pitt falls</i> instalados no centro de cada tratamento para a captura da fauna epígea, Selvíria, MS, 2010.	200
Figura 85	Transferência da fauna epígea coletada nos <i>pitt falls</i> para o armazenamento em álcool 70 %.	201
Figura 86	Número de indivíduos da fauna epígea coletados trimestralmente nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i>	202
Figura 87	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de índices de Shannon e Pielou, atividade e riqueza de grupos da fauna epígea, nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , entre maio de 2010 a fevereiro de 2011, Selvíria, MS.	206
Figura 88	Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de índices de Shannon e Pielou, atividade e riqueza de grupos da fauna epígea, nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> , entre maio de 2011 a fevereiro de 2012, Selvíria, MS.	207
Figura 89	Valores trimestrais das variáveis Índice de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J'), atividade da fauna (Atv) e riqueza da fauna (R).....	212
Figura 90	Distribuição da fauna epígea na área com <i>Mabea fistulifera</i> (canudo-de-pito)	213
Figura 91	Distribuição da fauna epígea na área com <i>Eucalyptus urograndis</i>	215

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1	Valores de densidade do solo (Ds), areia total, silte, argila e classe textural do solo antes da implantação do experimento na, Selvíria, MS, 2009.....	16
Tabela 2	Teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), hidrogênio + alumínio (H+Al), alumínio (Al), matéria orgânica; capacidade de troca de cátions (CTC), valor V% (V), pH do solo antes da implantação do experimento, Selvíria, MS, 2009.....	17
Tabela 3	Caracterização química do composto proveniente de resíduos da fabricação de celulose, utilizado como fonte de nutrientes no experimento implantado na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão, da Faculdade de Engenharia, localizada no município de Selvíria, MS.	18
Tabela 4	Densidade das partículas do solo (DP) nas camadas e tratamentos no plantio de <i>Mabea fistulifera</i>	68
Tabela 5	Teores de fósforo, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. (continua).	88
Tabela 5	Continuação.....	111
Tabela 6	Teores de potássio, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40m, Selvíria, MS. (continua).	95
Tabela 6	Continuação.....	118
Tabela 7	Teores de cálcio, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. (continua).	99
Tabela 7	Continuação.....	122
Tabela 8	Teores de magnésio, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. (continua).	105
Tabela 8	Continuação.....	128
Tabela 9	Teores de matéria orgânica, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 - 0,40 m, Selvíria, MS.(continua).....	110
Tabela 9	Continuação.....	133

Tabela 10	Valores de potencial hidrogeniônico, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. (continua).....	113
Tabela 10	Continuação.....	136
Tabela 11	Valores de acidez potencial, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 - 0,40 m, Selvíria, MS.(continua).....	119
Tabela 11	Continuação.....	142
Tabela 12	Valores de soma de bases, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20-0,40 m, Selvíria, MS.(continua).....	123
Tabela 12	Continuação.....	146
Tabela 13	Valores de capacidade de troca catiônica, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 - 0,40 m, Selvíria, MS.(continua).....	128
Tabela 13	Continuação.....	151
Tabela 14	Valores de saturação por bases, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 - 0,40 m, Selvíria, MS.(continua).....	133
Tabela 14	Continuação.....	156
Tabela 15	Valores totais de dióxido de silício (SiO ₂), óxido de alumínio (Al ₂ O ₃), óxido férrico (Fe ₂ O ₃), dióxido de titânio (TiO ₂), óxido de magnésio (MgO), óxido de cálcio (CaO), óxido de manganês (MnO), dióxido de zircônio (ZrO ₂), óxido de potássio (K ₂ O), óxido de cobre II (CuO), óxido de Zinco (ZnO), no plantio de <i>Mabea fistulifera</i> . Selvíria – MS, 2010.	140
Tabela 16	Valores totais de nitrogênio (N), carbono (C), sódio (Na), magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P), cálcio (Ca), manganês (Mn) e ferro (Fe), no plantio de <i>Mabea fistulifera</i> . Selvíria – MS, 2010.	144
Tabela 17	Valores totais titânio (Ti), vanádio (V), cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), zircônio (Zr), cádmio (Cd) e chumbo (Pb), no plantio de <i>Mabea fistulifera</i> . Selvíria – MS, 2010.	147
Tabela 18	Valores totais de aporte de serapilheira nos tratamentos: D ₀ – sem adubação; D _{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D ₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha ⁻¹); D ₁₅ – 15 Mg ha ⁻¹ e D ₂₀ – 20 Mg ha ⁻¹ do composto, nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i>	174

Tabela 19	Correlação do coeficiente de Pearson entre aporte de serapilheira e dados climáticos de precipitação (Ppt) e temperatura (Temp), nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i>	177
Tabela 20	Conteúdos totais de aporte de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) pelas espécies florestais.....	180
Tabela 21	Índice de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J'), atividade da fauna (Atv) e riqueza da fauna (R), nos plantios de <i>Mabea fistulifera</i> e <i>Eucalyptus urograndis</i> (Continua).....	204
Tabela 21	Continuação.....	229
Tabela 22	Índice de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J'), atividade da fauna (Atv) e riqueza da fauna (R), no plantio de <i>Mabea fistulifera</i> , nos dois períodos de avaliação.	209
Tabela 23	Índice de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J'), atividade da fauna (Atv) e riqueza da fauna (R), no plantio de <i>Eucalyptus urograndis</i> , nos dois períodos de avaliação.	210

1 INTRODUÇÃO GERAL

Com a finalidade de melhorar a matriz energética do Brasil, a partir da década de 60 grandes hidroelétricas foram construídas. A opção por este tipo de energia estava relacionada com a grande disponibilidade de recursos hídricos no país e à idéia de uma energia mais limpa, quando comparada com as outras tecnologias existentes na época. Porém, como "cicatrizes", no entorno dessas grandes construções restaram grandes áreas de solos expostos e degradados (áreas de empréstimo).

De forma geral pode-se definir uma área degradada, como sendo uma área onde as perturbações ocorreram de forma tão intensa que a capacidade dessa área se recuperar naturalmente foi ultrapassada. Normalmente os solos de uma área degradada apresentam-se expostos devido à ausência de vegetação, ácidos, desprovidos de nutrientes e matéria orgânica, desagregados, com elevada compactação, baixa capacidade de infiltração e retenção de água e com alta resistência mecânica à penetração.

Na busca de alternativas de recuperação destas áreas, muitos trabalhos estão sendo desenvolvidos em diferentes direções. A adição de compostos orgânicos provenientes de resíduos da fabricação da celulose, com o plantio de espécies arbóreas poderia ser uma alternativa à recuperação destas áreas. O composto orgânico atuaria no condicionamento físico, químico e biológico do solo, já a vegetação contribuiria na proteção favorecendo a agregação do solo e na ciclagem de nutrientes, criando dessa forma condições favoráveis para a reativação da fauna e da vegetação nativa no local. Adicionalmente seria dado um destino mais nobre e sustentável dos resíduos provenientes da fabricação da celulose.

Este trabalho teve como objetivo testar a eficácia da utilização de um composto advindo da compostagem de resíduos da extração de celulose, na recuperação de um Latossolo Vermelho degradado, com o plantio de *Eucalyptus urograndis* e *Mabea fistulifera* Mart., que são espécies potenciais para recuperação de áreas degradadas.

2 CONTEXTUALIZAÇÃO GERAL

O solo é um dos recursos naturais mais importantes para a qualidade de vida do homem. Possui múltiplas funções nos ciclos dos nutrientes, no ciclo da água e também é importante para a sustentabilidade dos sistemas naturais, como as florestas primárias e campos, sendo um dos fatores mais relevantes na determinação da tipologia florestal (WADT et al., 2003).

A partir da década de 60, com a crescente demanda de energia elétrica, grandes investimentos foram direcionados ao setor energético, redundando em um aumento de construções de usinas hidrelétricas. Apesar de estas produzirem a chamada energia limpa, as obras para a instalação das usinas causaram grandes impactos nas áreas circunvizinhas, tendo sido requeridas, para a construção, grandes volumes de solo, principalmente para fundação e terrapleno da barragem, ocasionando a degradação de extensas áreas (COLODRO, 2005).

Área degradada é aquela que passou por processos de alterações de suas características originais, em decorrência de causas naturais ou oriundas de ação antrópica. Em algumas dessas áreas ocorre a eliminação dos meios bióticos, e em função disto apresentam baixa capacidade de se recuperarem naturalmente (REICHMANN NETO, 1993; KAGEYAMA et al., 1992; VALCARCEL; SILVA, 2000; CRESTANA et al., 2006), sendo necessário intervenções humanas para se recuperarem (CORRÊA; MELO, 1998).

A degradação de uma área ocorre quando a vegetação nativa e fauna são destruídas, removidas ou expulsas; a camada fértil do solo é perdida, removida ou enterrada; e a qualidade e regime de vazão dos sistemas hídricos são alterados. Após este processo esta área passa a ser denominada área degradada, pelo fato de não ter mais meios espontâneos de regeneração natural, ou seja, apresenta baixa capacidade de voltar ao seu estado natural (KAGEYAMA et al., 1992).

Um grande exemplo de degradação de uma área são as “áreas de empréstimos”, utilizadas para a construção de usinas hidrelétricas (SUZUKI; ALVES, 2005). Estas áreas constituem-se em um ecossistema degradado, pois teve eliminado, juntamente com a vegetação, os seus meios de regeneração bióticos como o banco de sementes, banco de plântulas, sementes e rebrota. Apresenta, portanto, baixa resiliência e seu retorno ao estado anterior pode não ocorrer ou ser extremamente lento (CAMPOS, 2006). Como consequência os solos das áreas de empréstimos apresentam-se em geral muito compactados, com elevados valores de densidade do solo, com baixas taxas de infiltração e capacidade de armazenamento

de água, deficientes em oxigênio, alta resistência à penetração de raízes e baixo conteúdo de matéria orgânica (MOREIRA, 2004).

A qualidade de um solo é definida por suas funções, que representam uma combinação de seus atributos físicos, químicos e biológicos, os quais, por sua vez, provêm um meio para o crescimento de plantas, regulam o fluxo de água no ambiente e servem como tampão na formação, atenuação e degradação de compostos nocivos ao ambiente, pois sustentam uma enorme população de microrganismos (DORAN; PARKIN, 1994; SPOSITO, 1998).

Em um planejamento de recuperação de uma área degradada, o grande desafio a ser alcançado é o estabelecimento de um horizonte A, para que a partir daí, o processo seja catalisado pela biosfera, podendo surgir outros horizontes, conforme o condicionamento natural (ALVES, 2001). Uma das estratégias de recuperação dessas áreas é a reposição do horizonte superficial sobre o subsolo exposto, o que favorece a disponibilidade de nutrientes para o restabelecimento de plantas e microrganismos, acelerando assim o processo de recuperação do solo (PFLEGER et al., 1994). Esta reposição poderá ser feita a partir da adubação orgânica que irá contribuir para a melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, influenciando diretamente no desenvolvimento das espécies ali plantadas (GUERRINI; MORO, 1994; ANDRADE et al., 1997; ANDRADE et al., 2003).

Uma forma alternativa de adicionar matéria orgânica ao solo é a utilização de compostos provenientes da compostagem de resíduos da extração da celulose. Nos processos industriais que envolvem a madeira, usualmente, geram-se resíduos com alto percentual de matéria orgânica. As fábricas de papel e celulose geram em torno de 48 Mg de resíduos para cada 100 Mg de celulose produzida e se deparam com problemas de ordens ambientais para a destinação desses resíduos. A opção por aterro industrial para a disposição final destes resíduos é indesejável, em função dos altos custos para sua implantação e manutenção, além da exigência de cuidados especiais no manuseio, tendo em vista os riscos de contaminação ambiental (BELLOTE et al., 1998), além do volume ocupado pelos resíduos no aterro, diminuindo seu tempo de vida útil.

É nesse contexto que têm surgido diversos trabalhos de investigação no sentido de buscar soluções alternativas para utilização destes resíduos, que permitam seu aproveitamento e a diminuição do impacto ambiental (BELLOTE et al., 1998; ANDRADE et al., 2003; RODRIGUES, 2004). Entre as soluções preconizadas, a compostagem posiciona-se como uma alternativa interessante, dado seu baixo custo e a sua simplicidade em termos

tecnológicos, permitindo ainda a obtenção de fertilizantes orgânicos naturais (GUERRA, 2007).

Em geral, há dois tipos de resíduos de celulose e papel. O lodo primário que é formado por fibras de resíduos de madeira, possui alto nível de carbono e baixo nível de nutrientes, agindo como um consumidor de nitrogênio em potencial e o lodo secundário, que é rico em biomassa microbiana que libera nutrientes para o solo durante a sua decomposição (HARRISON et al., 2003). Porém, estes resíduos possuem alta relação carbono/nitrogênio (BELLOTE et al., 1998) necessitando que ocorra sua completa decomposição para serem utilizados como fertilizante orgânico e / ou condicionador do solo (MORO, 1994; BELLOTE et al., 1998).

O processo de decomposição dos resíduos pode ser realizado por meio da inoculação de agentes decompositores e de forma natural. O primeiro é um método que ainda não é muito difundido, em função principalmente do envolvimento de custos adicionais e necessidades frequentes de monitoramento. Já o segundo é o método mais utilizado, porém necessita de área de estocagem e um longo período para sua completa decomposição (2 a 3 anos) (BELLOTE et al., 1998).

Os compostos advindos da compostagem de resíduos provenientes da extração de celulose possuem características favoráveis. Estes compostos podem atuar sobre os atributos físicos e químicos do solo, criando-se condições de favorecimento à produção florestal (MORO, 1994). Harrison et al. (2003) explicam que os benefícios da aplicação de resíduos orgânicos em ecossistemas florestais podem ser classificados em três categorias: melhoria do solo; aumento na produção de madeira; e benefícios secundários devido à resposta do sub-bosque, que frequentemente é mais vigoroso nos seis meses seguinte à aplicação. Sendo uma alternativa viável, recomendada por influenciar de forma positiva na ciclagem de nutrientes e como fator de suprimento de nutrientes aos vegetais (BELLOTE et al., 1994; GUERRINI; MORO, 1994).

Bellote et al. (1998), estudando os resíduos da indústria de celulose em plantios florestais observaram os seguintes efeitos benéficos no solo: a) elevação do pH com conseqüente aumento na disponibilidade de determinados nutrientes, notadamente fósforo e micronutrientes; b) aumento da capacidade de troca de cátions dos solos; c) incorporação de nutrientes minerais necessários às árvores; d) melhoria dos atributos físicos como na capacidade de retenção de água e a diminuição da densidade do solo. Além disso, a aplicação

de resíduos da celulose e cinza de caldeiras aumenta a atividade biológica do solo acelerando a decomposição da serapilheira e a ciclagem de nutrientes. Guerrini e Moro (1994) concluíram que a aplicação de resíduo celulósico é semelhante ou até superior ao fornecido pela adubação química, especialmente no caso do cálcio. Dependendo da dose, tipo de resíduo e época de aplicação, é possível a substituição completa dos fertilizantes químicos pelos resíduos orgânicos.

Já a cobertura vegetal protege o solo dos agentes climáticos, mantém ou aumenta o teor de matéria orgânica no solo, mobilizando e reciclando nutrientes, favorecendo a atividade biológica do solo (GUERRA; TEIXEIRA, 1997; PERIN, 2001; DUDA et al., 2003). Ela atua como elemento responsável pela agregação do solo via sistema radicular. Este, por sua vez, constitui-se em uma malha densa de raízes que confere, à porção superficial do solo, uma defesa eficiente contra a ação erosiva da água, defesa esta que se manifesta na forma de resistência a erosão e aumenta proporcionalmente com a densidade das raízes (PRANDINI et al., 1982). A vegetação é um fator importante de formação de agregados, mediante a ação mecânica das raízes ou pela excreção de substâncias com ação cimentante, e isto, indiretamente, fornece nutrientes à fauna do solo (KIEHL, 1979) sendo que o tipo de vegetação também interfere na agregação dos solos (CARPENEDO; MIELNICZUK, 1990).

Gonçalves (2002) explica que o crescimento radial e longitudinal das raízes afeta o processo de agregação do solo por meio da compressão de partículas primárias e agregados, da desidratação, da incorporação de matéria orgânica e da exsudação de polissacarídeos. Com a absorção de água, ocorre a desidratação do solo que pode gerar um movimento de contração, podendo ocorrer vários ciclos de umedecimento e secagem e uma mesma estação climática. Já as adições ao solo por exsudação de matéria orgânica originadas da decomposição das raízes, ciclagem e descamação de células têm sido calculadas como sendo da ordem de 20 a 80 % da massa seca de raízes finas.

De acordo com Gonçalves e Mello (2000) o hábito de enraizamento das árvores tem grande influência sobre o seu crescimento, podendo determinar, inclusive, seu domínio ou eliminação por espécies concorrentes. Os autores explicam que embora os hábitos de enraizamento sejam fortemente influenciados pelas condições locais do sítio (textura, estrutura do solo, barreiras físicas e químicas, etc.), a constituição genética da árvore é o fator que mais os influencia. Concluem que o hábito de crescimento radicular determina o volume

global de solo ocupado pelas raízes, enquanto a intensidade de raízes determina o grau de exploração deste volume de solo.

A espécie *Mabea fistulifera* é uma árvore com altura variando de 4 a 8 metros, decídua, pioneira, característica de vegetação secundária de terrenos arenosos, principalmente do cerrado e de sua transição para a floresta semidecídua (LORENZI, 2002). Suas inflorescências produzem grande quantidade de pólen e néctar, exercendo grande atração sobre muitas espécies de animais (VIEIRA; CARVALHO-OKANO, 1989). É uma espécie que possui grande potencial para a produção de biodiesel, como constatado por Pereira (2007). Este autor, ao estudar a potencialidade de produção de biodiesel a partir de sementes de *Mabea fistulifera*, concluiu que esta espécie possui um rendimento na geração de biodiesel equiparado às demais fontes naturais tradicionalmente utilizadas, sendo esta espécie uma alternativa promissora para o emprego deste combustível.

As características vegetativas da *Mabea fistulifera* a permitem ocupar locais extremamente inóspitos, aliados a sua grande produção de néctar e pólen que funcionam como atrativos de um grande número de animais envolvidos em sua polinização, aparentemente tornam esta espécie potencialmente apta para ser utilizada na recuperação de áreas degradadas, tendo o papel de não somente melhorar as condições físicas e químicas do solo e as condições microclimáticas da área, mas também de permitir a recolonização da área por várias espécies animais que seriam dispersores potenciais de outras espécies vegetais para a área em recuperação (LEAL FILHO; BORGES, 1992). Lorenzi (2002) também indica esta espécie para ser utilizada em programas de recomposição de áreas degradadas por esta planta ser adaptada à luz direta e pouco exigente em nutrientes no solo.

As inúmeras espécies de eucalipto proporcionam ampla utilização de sua madeira: lenha, carvão, serraria, postes, escoras, estruturas, dormentes, mourões, caixotaria, laminação, marcenaria, construção civil, estacaria, celulose, chapas etc. A casca de muitas espécies pode ser utilizada para a extração de taninos, e as folhas de quase todas as espécies são ricas em óleos essenciais. Além destas utilizações dos produtos florestais do eucalipto, as plantações podem também servir a uma variedade de propósitos, tais como a produção de mel, ornamentação, recuperação de áreas degradadas, proteção de bacias hidrográficas, como quebra-ventos, e vários outros usos (CAMPOS, 2006).

Estudando a florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea do sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus grandis* em Viçosa, MG, (SOUZA et al., 2007) verificaram que o

povoamento desta espécie favoreceu a regeneração, em seu sub-bosque, de vegetação arbustivo-arbórea nativa, típica de florestas estacionais semidecíduais da região. Os autores concluíram que o plantio de espécies de rápido crescimento, como o eucalipto, pode ser uma alternativa de restauração florestal em áreas degradadas, em que a floresta plantada atua como catalisadora de regeneração de vegetação nativa no sub-bosque.

A recuperação de áreas degradadas é possível, porém trata-se de um processo lento e difícil, sendo necessária a escolha de plantas com boa capacidade de crescimento e desenvolvimento nesses ambientes degradados, bem como o uso de práticas de manejo do solo que favoreçam sua recuperação. Além da adição de várias fontes de matéria orgânica, com o objetivo de melhorar os atributos do solo (ALVES et al., 2007).

3 OBJETIVO GERAL

- ✓ Testar a eficácia da utilização de um composto advindo da compostagem de resíduos da extração de celulose, na recuperação de um Latossolo Vermelho degradado, com o plantio de *Eucalyptus urograndis* e *Mabea fistulifera* Mart., que são espécies potenciais para recuperação de áreas degradadas.

4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Determinar a porosidade do solo, densidade do solo e das partículas, taxa de infiltração de água, resistência do solo à penetração e superfície específica (Capítulo 1);
- ✓ Analisar os atributos químicos do solo (Capítulo 2);
- ✓ Avaliar o desenvolvimento das espécies e os aportes de serapilheira e nutrientes (Capítulo 3);
- ✓ Avaliar o comportamento da fauna epígea do solo (Capítulo 4)

5 HIPÓTESES DO TRABALHO

- ✓ O composto advindo da compostagem de resíduos da extração de celulose é eficaz na recuperação física e química de um solo de área de empréstimo com, elevado nível de degradação;
- ✓ A disposição dos resíduos advindo da compostagem de resíduos da extração de celulose na forma de composto, influencia positivamente o desenvolvimento de espécies arbóreas nativa e exótica devido sua constituição química.
- ✓ Os diferentes tratamentos e diferentes espécies influenciam positivamente no comportamento da fauna epígea do solo

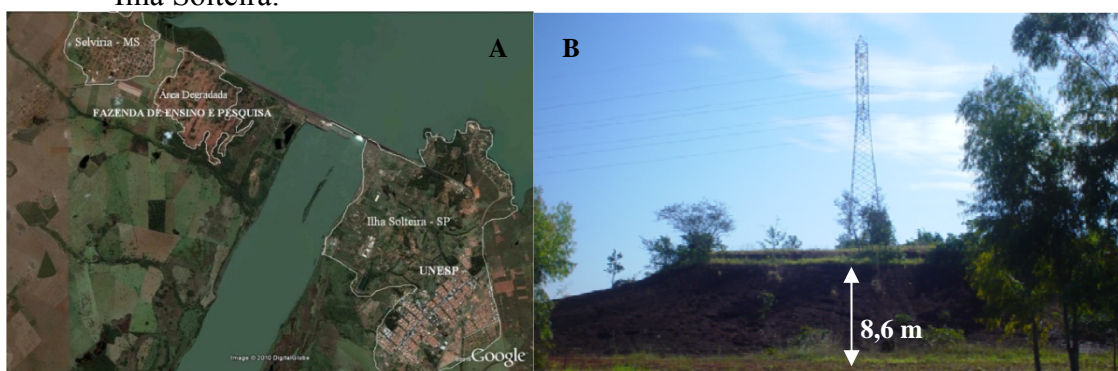
6 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

6.1 Localização

O experimento foi instalado na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão, da Faculdade de Engenharia, Campus de Ilha Solteira (UNESP), localizada no município de Selvíria, MS, a margem direita do rio Paraná. A área encontra-se entre as coordenadas geográficas de 51° 22' de longitude oeste de Greenwich e 20° 22' de latitude sul, a 327 m de altitude (Figura 1) (COLODRO, 2005).

O tipo climático, segundo Köppen (1948), é Aw (clima tropical úmido, com estação chuvosa no verão e seca no inverno) e apresenta médias anuais de: precipitação pluvial, 1.370 mm; temperatura, 23,5° C; e umidade relativa do ar, entre 70 e 80 %. O período chuvoso se estende de outubro a março; os meses de dezembro, janeiro e fevereiro constituem-se o trimestre mais chuvoso e os meses de junho, julho e agosto (média de 27 mm), o trimestre mais seco.

Figura 1 - Localização da área degradada (A) e camada média de solo decapitado (B), na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão da Faculdade de Engenharia, Campus Ilha Solteira.



(Fonte: Produção do próprio autor)

O experimento foi implantado em área degradada, de onde foi retirada uma camada média de solo de 8,60 m de espessura para utilização na terraplanagem e fundação da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira, SP, a qual teve sua construção iniciada na década de 1960, e o solo decapitado da área de estudo, está exposto desde 1969. Mesmo após a retirada dessa espessa camada de solo, este apresenta horizonte B remanescente, sobre o qual o experimento foi instalado. A vegetação nativa da área de estudo é o Cerrado (Figura 1).

O relevo é suave a plano e o solo original é um Latossolo Vermelho Distrófico (DEMATTÊ, 1980; EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA, 2006), muito profundo textura franco argilo arenosa ($200\text{--}350\text{ g kg}^{-1}$ de argila). Sua fração argila é constituída principalmente por gibbsita e caulinita (DEMATTÊ, 1980). Para a caracterização geral do solo e recomendações de adubação, em outubro de 2009, coletaram-se amostras de solo para a realização das análises químicas, densidade do solo e granulometria.

As amostras para análises químicas do solo foram coletadas em área total onde seria instalado o experimento, com o auxílio de trado de caneca (em 5 pontos distribuídos de forma aleatória para formar uma amostra composta). Foram coletadas 4 amostras compostas nas camadas de 0,00-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m (Figura 2) . As análises químicas do solo foram realizadas de acordo com a metodologia descrita por Raij e Quaggio (1983). Para a análise de granulometria, utilizou-se parte deste mesmo solo e a análise granulométrica do solo foi realizada pelo método da pipeta (EMBRAPA, 1997).

Figura 2 - Coleta de solo em diferentes camadas.



(Fonte: Produção do próprio autor)

Para a análise de densidade do solo, as amostras foram coletadas com sua estrutura preservada, com auxílio de anel volumétrico (nas mesmas trincheiras utilizadas anteriormente) nas camadas de: 0,00–0,05, 0,05–0,10, 0,10–0,20 e de 0,20–0,40 m (Figura 3). A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997).

Figura 3 - Coleta de amostras de solo com sua estrutura preservada com o auxílio do anel de Kopect.



(Fonte: Produção do próprio autor)

6.2 Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi realizado seguindo um delineamento experimental em blocos ao acaso em esquema de parcelas subdivididas, sendo 2 tratamentos nas parcelas principais e 6 tratamentos nas subparcelas. Foram utilizados 4 blocos (Figura 4).

Os 2 tratamentos nas parcelas principais foram representados pelos plantios de *Eucalyptus urograndis* (Eucalipto) e *Mabea fistulifera* Mart. (Canudo-de-Pito). As subparcelas receberam doses de adubação mineral e de um composto advindo da compostagem de resíduos da fabricação da celulose (Figura 5).

Os tratamentos estudados foram:

→ nas parcelas principais

2 espécies arbóreas: *Eucalyptus urograndis* e *Mabea fistulifera* Mart.

→ nas subparcelas

SI – área não manejada, (área testemunha total, ou seja, o solo não foi manejado e não houve o plantio de espécies arbóreas)

D₀ – sem adubação (área testemunha da adubação, ou seja, o solo foi manejado fisicamente e houve o plantio das espécies arbóreas);

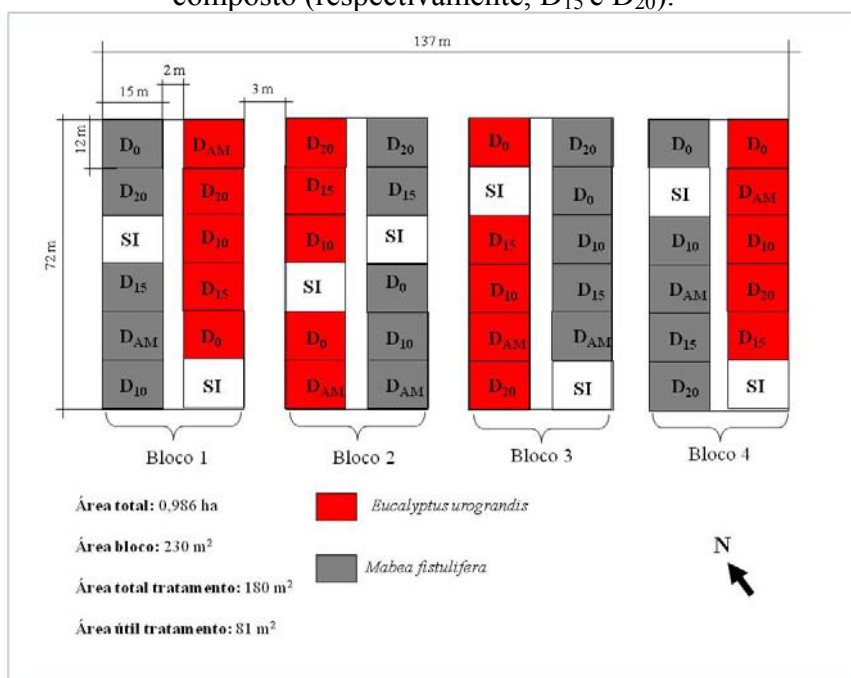
D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura;

D₁₀ – 10 Mg ha⁻¹ do composto (necessidade da cultura);

D₁₅ – 15 Mg ha⁻¹ do composto;

D₂₀ – 20 Mg ha⁻¹ do composto.

Figura 4 - Croqui do experimento implantado na Fazenda de Ensino e Pesquisa, da Faculdade de Engenharia, Selvíria, MS. Onde: área sem intervenção (SI); área sem adubação (D₀); área com adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura (D_{AM}); área adubada com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹ do composto - D₁₀); áreas com 15 e 20 Mg ha⁻¹ do composto (respectivamente, D₁₅ e D₂₀).



(Fonte: Produção do próprio autor)

Cada bloco foi constituído por 200 árvores de *Eucalyptus urograndis* e 200 árvores de *Mabea fistulifera* Mart.. O espaçamento utilizado foi 3,0 x 1,5 (entrelinhas x linha), com divisores de 2 m entre as parcelas principais e 3 m entre os blocos, que totalizou 230 m² bloco⁻¹. Foram consideradas como úteis as três fileiras centrais (18 plantas), deixando as extremidades como bordadura. As mudas de *Eucalyptus urograndis* utilizadas no plantio

foram doadas pela empresa Fíbria, localizada no Município de Três Lagoas – MS e trata-se do clone “h-17”. As mudas de *Mabea fistulifera* foram doadas pela Companhia Energética de São Paulo (CESP) de Três Lagoas e foram produzidas a partir de sementes. O composto orgânico foi cedido pela Central de Compostagem do Grupo Ambitec, na Unidade da International Paper em Mogi Guaçu, SP. Constituído por uma mistura de dregs, grits, lama cal, cinzas e outros resíduos gerados ao longo do processo industrial de extração da celulose e passou por um processo de compostagem por 30 dias, exposto em leiras ao ar livre e com revolvimento mecânico periodicamente (Figura 5).

Figura 5 - Composto advindo da compostagem de resíduos da fabricação da celulose utilizado no experimento implantado, Selvíria, MS.



(Fonte: Produção do próprio autor)

Devido à elevada densidade do solo (Tabela 1), foram necessários manejos físicos do solo antes do plantio das espécies arbóreas. Para obter uma boa descompactação mecânica do solo, foram realizadas, em dezembro de 2009, subsolagens cruzadas até a camada de 0,40 m e grade leve (Figura 6). Em fevereiro de 2010, o composto foi distribuído manualmente ao longo de cada parcela e incorporado em área total com grade leve (Figura 7). Além da subsolagem cruzada em área total, antes do plantio, utilizou-se um subsolador com uma única haste de 0,50 m na linha de plantio (Figura 8).

Tabela 1 - Valores de densidade do solo (Ds), areia total, silte, argila e classe textural do solo antes da implantação do experimento na, Selvíria, MS, 2009.

Camada m	Ds kg dm ⁻³	Areia Total -----g kg ⁻¹ -----	Silte	Argila	Classe Textural
0,00 - 0,05	1,67	645	84	271	Franco argilo arenosa
0,05 - 0,10	1,58	635	76	289	Franco argilo arenosa
0,10 - 0,20	1,65	633	89	278	Franco argilo arenosa
0,20 - 0,40	1,70	616	90	294	Franco argilo arenosa

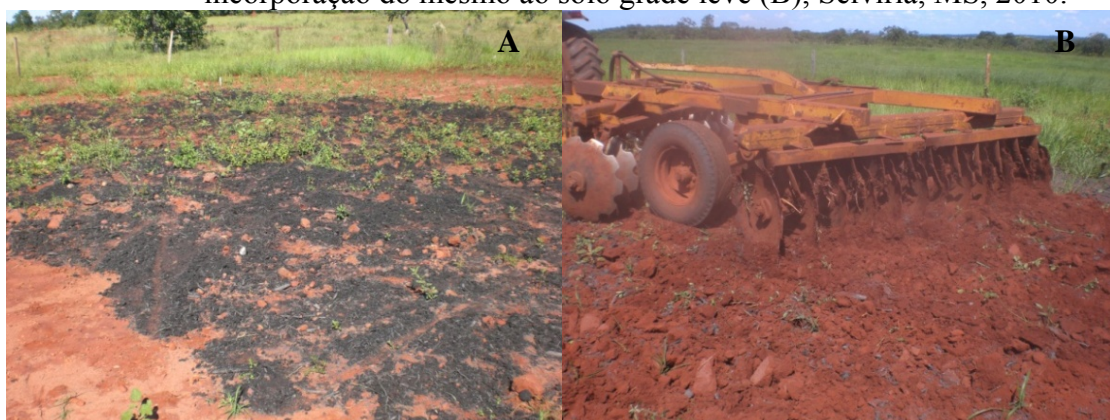
Fonte: Produção do próprio autor

Figura 6 - Subsolagem cruzada (A) e a área após a gradagem leve (B), Selvíria, MS, 2009.



(Fonte: Produção do próprio autor)

Figura 7 - Composto distribuído manualmente em área total da parcela (A) e incorporação do mesmo ao solo grade leve (B), Selvíria, MS, 2010.



(Fonte: Produção do próprio autor)

Figura 8 - Subsolador com uma única haste de 0,50 m utilizado na linha de plantio, Selvíria, MS, 2010.



(Fonte: Produção do próprio autor)

Devido as poucas informações técnicas sobre as necessidades nutricionais do canudo-de-pito, utilizou-se a recomendação de adubação mineral utilizada pelo viveiro de mudas nativas da CESP, localizado na unidade Jupiá, para o plantio dessa espécie em campo. Baseado nestas informações, foram utilizados 100 g da fórmula 8-28-16 por planta (166,70 kg ha⁻¹) e após 60 dias, 48,8 g de uréia (81,45 kg ha⁻¹) e 16,70 g de KCl por planta (27,80 kg ha⁻¹).

A adubação com o composto orgânico foi calculada mediante as análises químicas do solo e do composto (Tabelas 2 e 3). Portanto, 10 Mg do resíduo contém 63 kg de nitrogênio (Tabela 3), 54,96 kg de P₂O₅ (24 kg de P x 2,29) e 71,41 kg de K₂O (59,51 kg de K x 1,2), desta forma estipulou-se então as doses de 10 (recomendação da cultura), 15 e 20 Mg ha⁻¹ do composto.

Tabela 2 - Teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), hidrogênio + alumínio (H+Al), alumínio (Al), matéria orgânica; capacidade de troca de cátions (CTC), valor V% (V), pH do solo antes da implantação do experimento, Selvíria, MS, 2009.

Camada m	pH	Ca	Mg	K	Al	H + Al	CTC	P - Resina	V	MO
		-----mmol _c dm ⁻³ -----						mg dm ⁻³	%	g dm ⁻³
0,0 – 0,05	5,4	10	10	2,2	0	16	38,2	3	58	14
0,05 – 0,10	5,4	9	8	1,3	0	15	33,3	3	55	12
0,10 – 0,20	5,6	7	5	0,7	0	13	25,7	3	49	8
0,20 – 0,40	6,1	6	5	0,7	0	12	23,7	3	49	5

Fonte: Produção do próprio autor

A incorporação do composto ocorreu nos dias 02, 03, 05 e 08 de fevereiro de 2010 e o plantio foi realizado no dia 09 do mesmo mês (Figura 9). O adubo mineral foi distribuído em linha no momento do plantio.

Tabela 3 - Caracterização química do composto proveniente de resíduos da fabricação de celulose, utilizado como fonte de nutrientes no experimento implantado na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão, da Faculdade de Engenharia, localizada no município de Selvíria, MS.

Atributo químico	Unidade	Valor
pH		9,5
Relação C / N	---	29,7
C_{orgânico}		186
N		6,3
P	g kg⁻¹	2,4
K		5,95
Ca		86,9
Mg		3,8
S		1,8
B		30,3
Cu		14,3
Fe	mg kg⁻¹	5458
Mn		845
Zn		27,9
Na		1348

Fonte: Produção do próprio autor

Figura 9 - Plantio de *Mabea fistulifera* (A); *Mabea Fistulifera* 18 meses após o plantio (B), Selvíria, MS.

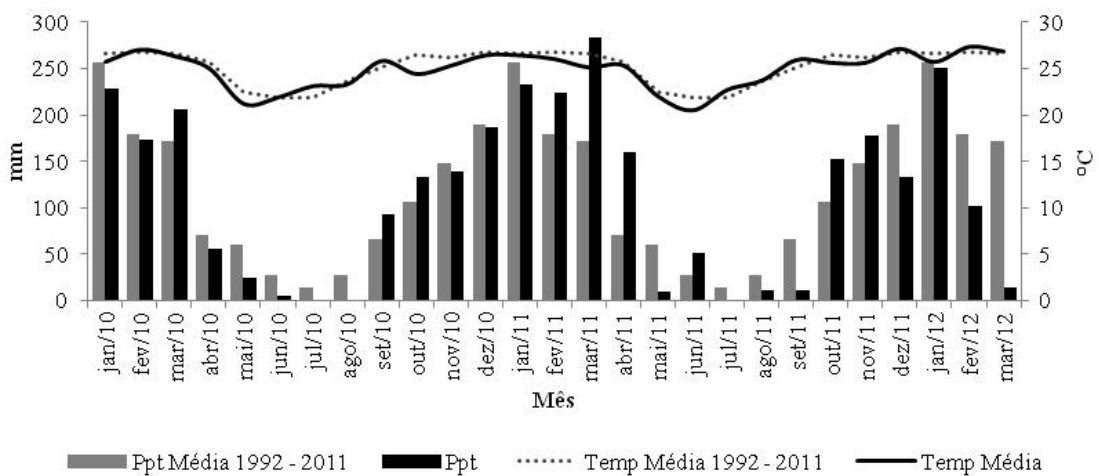


(Fonte: Produção do próprio autor)

6.3 Dados de precipitação e temperatura

Os dados de precipitação foram obtidos do endereço eletrônico: <http://www.agr.feis.unesp.br/clima.phpn> da Estação Meteorológica de Ilha Solteira, situada na Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, em Ilha Solteira, SP. As normais climáticas utilizadas nesta pesquisa foram calculadas pela média aritmética dos dados de temperatura média e precipitação no período de janeiro de 1992 a dezembro de 2011 (Figura 10).

Figura 10 - Valores médios de temperatura (Temp.) e precipitação (Ppt) nos períodos de 01/01/1992 a 31/12/2011; de 01/01/2010 a 31/12/2010; de 01/01/2011 a 31/05/2011 e de 01/01/2012 a 31/03/2012, na Estação Meteorológica de Ilha Solteira.



(Fonte: Produção do próprio autor)

6.4 Informações Complementares

Desde a implantação do experimento foram realizadas expedições com finalidade de controle da formiga cortadeira e controle da matocompetição. As formigas foram controladas com o uso de iscas granuladas e a matocompetição com operações mecanizadas no entorno do experimento e operações manuais com a utilização de roçadeiras costais nas entrelinhas do plantio. A finalidade da operação manual foi preservar a possível regeneração natural.

Na linha de plantio, em um raio de 1,0 m, o controle da matocompetição foi realizada por meio da aplicação do herbicida de princípio ativo a base de Glifosato (N-(fosfonometil) glicina, $C_3H_8NO_5P$) na dosagem de $2,0 \text{ L ha}^{-1}$. A operação de aplicação foi realizada manualmente com pulverizador costal e jato dirigido.

No dia 04/11/2010, no plantio de eucalipto, foi constatado uma grande infestação do besouro desfolhador *Costalimaita ferruginea vulgata*. O controle foi realizado no dia 05/11/2010 com a aplicação do defensivo agrícola com o princípio ativo Deltrametrina na concentração de $200 \text{ mL } 100 \text{ L}^{-1} \text{ ha}^{-1}$.

Após o controle da infestação foi verificado um grande número de falhas no plantio de eucalipto, sendo o tratamento D_0 do quarto bloco totalmente dizimado. Para este tratamento trabalhou-se com três repetições.

No plantio de *Mabea fistulifera* no tratamento D_0 do primeiro bloco ocorreu a inundação da área, acarretando na morte dos vegetais ali presentes. Para este tratamento também trabalhou-se com três repetições.

Referências

ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciências do solo**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 617-625, 2007.

ALVES, M. C. **Recuperação do subsolo de um Latossolo Vermelho usado para terrapleno e fundação da usina hidrelétrica de Ilha Solteira - SP**. 2001. 83 f. Tese (Livre Docência em Solos)- Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2001.

ANDRADE, G. C.; MARTINEZ, C. M.; SILVA H. D.; BELLOTE, A. F. J. Efeito da aplicação de adubo fosfatado e resíduo de celulose no crescimento inicial de *Eucalyptus dunnii*. In: WORKSHOP SUL-AMERICANO SOBRE USOS ALTERNATIVOS DE RESÍDUOS DE ORIGEM FLORESTAL E URBANO, 1., 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: EMBRAPA-CNPQ/IBAMA/Universidade Federal do Paraná, 1997. p. 136-139.

ANDRADE, G. C.; SILVA, H. D.; BELLOTE, A. F. J.; FERREIRA, C. A. Efeitos da adubação fosfatada e da aplicação de resíduo de celulose no crescimento de *Eucalyptus dunnii*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 47, p. 43-54, 2003.

BELLOTE, A. F. J.; FERREIRA, C. A.; SILVA, H. D.; ANDRADE, G. C.; MORO, L. Implicações ecológicas do uso de cinza de caldeira e resíduo de celulose em plantios de *Eucalyptus grandis*. In: SEMINÁRIO SOBRE USO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS E URBANOS EM FLORESTAS, 1., 1994, Botucatu. **Anais...** Botucatu: Faculdade de Ciências Agrônomicas- UNESP, 1994. p. 167 – 187.

BELLOTE, A. F. J.; SILVA, H. D.; FERREIRA, C. A.; ANDRADE, G. C.; Resíduos da indústria da celulose em plantios florestais. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 37, p. 99-106, 1998.

CAMPOS, F. S. **Uso de lodo de esgoto na reestruturação de um Latossolo Vermelho degradado**. 2006. 106 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)- Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Ilha Solteira, 2006.

CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade dos agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 14, n. 1, p. 99-105, 1990.

COLODRO, G. **Recuperação de solo de área de empréstimo com lodo de esgoto**. 2005. 82 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)-Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005. CORRÊA, R. S.; MELO, B. F. Ecologia da revegetação em áreas escavadas. In: CORRÊA, R. S.; MELO, B. F. (Ed.). **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado**. Brasília: Paralelo 15, 1998. p. 65 - 99.

CRESTANA, M. S. M.; FERRETTI, A. R.; TOLETO FILHO, D. V.; ÁRBOCZ, G. F.; SHIMIDT, H. A.; GUARDIA, J. F. C. Espécies arbóreas nativas do Estado de São Paulo recomendadas para reflorestamentos. In: CRESTANA, M. S. M.; FERRETTI, A. R.; TOLETO FILHO, D. V.; ÁRBOCZ, G. F.; SHIMIDT, H. A.; GUARDIA, J. F. C. (Ed.)

Florestas: sistemas de recuperação com essências nativas, produção de mudas e legislação. São Paulo: Imprensa oficial, 2006. p. 49-84.

DEMATTE, J. L. I. **Levantamento detalhado dos solos do Campus Experimental de Ilha Solteira.** Piracicaba: [s.n.], 1980. 131p. Não Publicado.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. M.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment.** Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-21. (Special Publication, 35).

DUDA, G. P.; GUERRA, J. G. M.; MONTEIRO, M. T.; DE-POLLI, H.; TEIXEIRA, M. G. Perennial herbaceous legumes as live soil mulches and their effects on C, N and P of the microbial biomass. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, n.1, p. 139 – 147, 2003.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA- EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA/CNPSO, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA- EMBRAPA. EMBRAPA Solos. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2006. 306p.

GONÇALVES, J. L. M. Principais solos usados para plantações florestais. In: GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. (Ed.). **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais.** Piracicaba: IPEF, 2002. p. 3 – 45.

GONÇALVES, J. L. M.; MELLO, S. L. M. O sistema radicular das árvores. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal.** Piracicaba: IPEF, 2000. p. 219 – 267.

GUERRA, M. A. S. L. **Avaliação de indicadores biológicos e físico-químicos no composto orgânico produzido a partir de resíduos da indústria de celulose.** 2007. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal)- Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG. 2007.

GUERRA, J. G. M.; TEIXEIRA, M. G. **Avaliação inicial de algumas leguminosas herbáceas perenes para utilização como cobertura viva permanente de solo.** Seropédica: Embrapa – CNPAB, 1997. 7 p. (Comunicado Técnico, 16).

GUERRINI, I. A.; MORO, L. Influência da aplicação de resíduos industriais de fábrica de celulose e papel em plantios de eucalipto: efeitos no solo e na planta In: SEMINÁRIO SOBRE RESÍDUOS INDUSTRIAIS E URBANOS EM FLORESTAS, 1., 1994, Botucatu. **Anais...** Botucatu: UNESP - Faculdade de Ciências Agrônômicas, 1994. p. 188-215.

HARRISON, R. B.; GUERRINI, I. A.; HENRY, C. L.; COLE, D. W. Reciclagem de resíduos industriais e urbanos em áreas de reflorestamento. **Circular técnica**, Piracicaba, n. 198, p. 1-20, jul. 2003.

KAGEYAMA, P. Y.; REIS, A.; CARPANEZZI, A. A. Potencialidade e restrições da regeneração artificial na recuperação de áreas degradadas. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE

RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1., 1992, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 1992. p. 1-7.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia:** relação solo-planta. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 264 p.

KÖPPEN, W. **Climatologia:** con un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948. 488 p.

LEAL FILHO, N.; BORGES, E. E. L. Influência da temperatura e da luz na germinação de sementes de canudo de pito (*Mabea fistulifera* Mart.). **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 14, n. 1, p. 57 – 60, 1992.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras:** manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. v. 1, 367 p.

MOREIRA, P. R. **Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita.** 2004. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) Instituto de Biociências, Universidade Estadual “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

MORO, L. Caracterização, distribuição e análise econômica dos resíduos industriais da Champion Papel e Celulose Ltda. In: SEMINÁRIO SOBRE RESÍDUOS INDUSTRIAIS E URBANOS EM FLORESTAS, 1., 1994, Botucatu. **Anais...** Botucatu: Faculdade de Ciências Agrônômicas- UNESP, 1994. p. 155-166.

PEREIRA, F. E. A. **Biodiesel produzido a partir do óleo de sementes de *Mabea fistulifera* Mart.** 2007. 87 f. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.

PERIN, A. **Desempenho de leguminosas herbáceas perenes com potencial de utilização para cobertura viva e seus efeitos sobre alguns atributos físicos do solo.** 2001. 144 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Ciência do Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 2001.

PFLEGER, F. L.; STEWART, E. L.; NOYD, R. K. Role of VAM fungi in mine land revegetation. In: PFLEGER, F. L.; LINGERMAN, R. G. (Ed.). **Micorrhizae and plant health.** St. Paul: APS Press, 1994. p. 47-82.

PRANDINI, F. L.; IWASA, O. Y.; OLIVEIRA, A. M. S. A cobertura vegetal nos processos e evolução do relevo: o papel da floresta. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 1., 1982, Campos de Jordão. **Anais...** Campos de Jordão: Silvicultura em São Paulo, 1982. p. 1568 - 1582.

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

REICHMANN NETO, F. Recuperação de áreas degradadas na Região Sul. In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, 1.; CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., 1993, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SBS/SBEF, 1993. p.102-107.

RODRIGUES, C. M. **Efeito da aplicação de resíduo da indústria de papel e celulose nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, na nutrição e biomassa do *Pinus taeda* L.** 2004. 109 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2004.

SOUZA, P. B.; MARTINS, S. V.; COSTALONGA, S. R.; COSTA, G. O. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea do sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden em Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 533-543, 2007

SPOSITO, G. The aims of soil science-challenges to be taken up by soil science – The applications and benefits of soil science. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 16., 1998, Montpellier-França. **Anais...** Montpellier: International Society of Soil Science, 1998. p. 41 - 48.

SUZUKI, L. G. A.S.; ALVES, M. C. Propriedades químicas de um solo em recuperação tratado com diferentes fontes de matéria orgânica. In: SIMPÓSIO NACIONAL E CONGRESSO LATINO-AMERICANO, 6., Curitiba, 2005. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 2005. p. 375-383.

VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. Eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 27, n. 1/2, p. 101 – 114, 2000.

VIEIRA, M. F.; CARVALHO-OKANO, R. M. Polinização de *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae). In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 40., 1989, Cuiabá. **Anais...**Cuiabá: Sociedade Botânica do Brasil, 1989. v. 1, p. 203-203.

WADT, P. G. S.; PEREIRA, J. E. S.; GONÇALVES, R. C.; SOUZA, C. B. C.; ALVEZ, L. S. **Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas.** Rio Branco: Embrapa Acre. 2003. 29 p. (Embrapa Acre, 90).

CAPÍTULO 1 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

Resumo

Em física do solo, a qualidade está associada àquele solo que: permite a infiltração, retenção e disponibilização de água às plantas, córregos e subsuperfície; responde ao manejo e resiste à degradação; permite as trocas de calor e de gases com a atmosfera e raízes de plantas; e permite o crescimento das raízes. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi quantificar os efeitos da aplicação de um composto orgânico advindo da compostagem de resíduos da produção de celulose na recuperação de atributos físicos de um solo degradado. O experimento foi implantado na Fazenda de Ensino e Pesquisa, Campus de Ilha Solteira (UNESP), localizada no município de Selvíria-MS. O delineamento experimental utilizado foi o de parcelas subdivididas em blocos ao acaso, com esquema em faixa, com 6 tratamentos e 4 repetições. Os 2 tratamentos nas parcelas principais foram representados pelos plantios do híbrido *Eucalyptus urograndis* e *Mabea fistulifera* Mart.. Nas subparcelas foram testadas doses do composto e também a comparação com adubação mineral, sendo 6 tratamentos (SI - área sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹); D₁₅ e D₂₀ (15 e 20 Mg ha⁻¹ do composto, respectivamente). Foram quantificados os atributos físicos do solo (densidade das partículas, densidade do solo, porosidade do solo, infiltração de água no solo e resistência do solo à penetração) em dois anos. Os resultados foram analisados efetuando-se a análise de variância, correlação simples e teste de Scott-Knott para comparação de médias e regressão entre as diferentes doses de composto. Foram detectadas melhorias na infiltração de água no solo e resistência do solo à penetração. Por ser recente a implantação do experimento, pode-se concluir que as modificações nos atributos físicos podem ser atribuídas principalmente ao preparo diferenciado do solo somados ao desenvolvimento das espécies arbóreas, em relação à área sem intervenção.

Palavras chave: Porosidade do solo. Resistência do solo à penetração. Infiltração de água do solo.

CHAPTER 1 SOIL PHYSICAL ATTRIBUTES

Abstract

In soil physics, soil quality that is associated with that: allows infiltration, retention and availability of water to plants, streams and subsurface; respond to management and resist degradation, allows the exchange of heat and gases with the atmosphere and roots plant, and enables the growth of the roots. Thus, the objective of this study was to quantify the effects of the application of an organic compound arising from the composting of waste pulp production in the physical attributes recovery of a degraded soil. The experiment was carried out at the Teaching and Research Farm, Ilha Solteira Campus (UNESP), located in Selvíria, Mato Grosso do Sul, Brazil. The experimental design was used subplots in blocks, with layout on track, with 6 treatments and 4 replications. The two treatments in main plots are represented by plantations of hybrid *Eucalyptus urograndis* (Eucalipto - exotic species) and *Mabea fistulifera* Mart. (Canudo-de-pito - native species). Subplots are being tested doses of the compound and also the comparison with mineral fertilization, with 6 treatments (SI - area without intervention; D₀ - without fertilization; D_{AM} - mineral fertilization according to culture necessity; D₁₀ - composted manure according with the necessity of culture (10 Mg ha⁻¹); D₁₅ e D₂₀ (15 e 20 Mg ha⁻¹ of compost, respectively). We quantified the soil physical attributes (particle density, soil bulk density, soil porosity, soil infiltration and the soil penetration resistance) in two years. The results were analyzed by performing the analysis of variance, simple correlation and Scott-Knott test for comparison of means and regression between the different doses of the compound. Improvements were detected in water infiltration and soil penetration resistance solo. Por be recent deployment of the experiment, one can conclude that changes in physical attributes can be attributed mainly to different soil preparation added to the development of tree species in relation to the area without intervention.

Key words: Soil porosity. Soil penetration resistance. Soil water infiltration.

1.1 Introdução

A busca por alternativas que resultem na recuperação de atributos físicos de solos com elevado grau de degradação é de grande importância. Uma opção é a utilização de compostos orgânicos provenientes da fabricação da celulose como fontes de material orgânico a ser adicionado ao solo e o plantio de espécies arbóreas.

O restabelecimento de padrões favoráveis de resistência do solo à penetração, porosidade, infiltração de água de um solo degradado é um processo lento, porém, desejado. Um solo pode ser considerado fisicamente ideal quando apresenta baixa resistência à penetração, boa aeração, elevada condutividade de água e com boa agregação. Dessa forma, o restabelecimento dessas características são indicativos da recuperação física desse solo.

Um solo com características físicas favoráveis possui condições para o bom desenvolvimento das espécies ali presentes e fornece condições para o estabelecimento de novas espécies que ali chegarem. Além disso, possui boa permeabilidade, tendo papel fundamental no reabastecimento e na manutenção dos lençóis freáticos e mananciais.

Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi quantificar os efeitos da aplicação de um composto orgânico advindo da compostagem de resíduos da produção de celulose na recuperação de atributos físicos de um solo degradado.

1.2 Revisão de Literatura

O uso sustentável dos recursos naturais, especialmente do solo, consiste em tema de crescente relevância em razão da intensificação dos impactos negativos das atividades antrópicas. Conseqüentemente, cresce a preocupação com o uso sustentável e a qualidade desse recurso (ARAÚJO et al., 2007). Em física do solo, a qualidade está associada àquele solo que: permite a infiltração, retenção e disponibilização de água às plantas, córregos e subsuperfície; responde ao manejo e resiste à degradação; permite as trocas de calor e de gases com a atmosfera e raízes de plantas; e permite o crescimento das raízes (REICHERT et al., 2003).

A qualidade física do solo para o crescimento das plantas é determinada não só pela disponibilidade de água, aeração e temperatura, mas também pela resistência que a matriz do solo oferece à penetração das raízes (HAMBLIN, 1986; LETEY, 1985). Além disso, em um solo sob condições normais, o processo de agregação se encontra em estado de equilíbrio, onde a formação de agregados passa por influencia do processo de expansão e contração e da atividade biológica, dando origem a um sistema poroso complexo e com ampla variedade de tamanhos de poros (HORN et al., 1995). Já os solos encontrados em áreas de empréstimo ou exploradas com mineração, de forma geral, são altamente compactados, com baixas taxas de infiltração e capacidade de armazenamento de água, deficientes em oxigênio, com alta resistência à penetração de raízes e densidade do solo, além de baixos conteúdos de matéria orgânica (MOREIRA, 2004).

Por meio do uso de indicadores de qualidade do solo pode-se acompanhar as respostas fornecidas pelo solo após o uso de diferentes manejos com finalidade de sua recuperação. Sendo a qualidade definida como a capacidade do solo funcionar dentro dos limites do ecossistema de forma a sustentar a produtividade biológica, mantendo a qualidade ambiental e promovendo a saúde vegetal e animal (DORAN et al., 1996). Porém, essa avaliação por meio de atributos do solo é bastante complexa devido à grande diversidade de usos, à multiplicidade de inter-relações entre fatores físicos, químicos e biológicos que controlam os processos e aos aspectos relacionados a sua variação no tempo e no espaço (MENDES et al., 2006).

Ingaramo (2003) defende a mensuração da porosidade, distribuição do tamanho de poros, densidade do solo, resistência mecânica, condutividade hidráulica e a distribuição de tamanhos de partículas como propriedades adequadas para a avaliação da física de um solo.

Porém, Stenberg (1999) enfatiza que nenhum indicador, individualmente, conseguirá descrever e quantificar todos os aspectos de qualidade do solo, pois deve haver relação entre todos os atributos do solo. Rodrigues (2009), conclui que a definição de um solo ideal fisicamente é um trabalho difícil, pois variações físicas de diferentes tipos e natureza ocorrem no solo ao longo do tempo tanto em superfície como em profundidade.

Os fatores que afetam o crescimento das plantas podem ser divididos em fatores diretos e indiretos. Água, temperatura, resistência mecânica e oxigênio, constituem os fatores que afetam diretamente o crescimento das plantas, enquanto a densidade do solo, textura, agregação, estabilidades de agregados e distribuição do tamanho de poros exercem influência indireta (LETEY, 1985).

A compactação de um solo constitui-se em uma das principais causas da degradação da qualidade física do solo para o desenvolvimento das plantas (DEBIASI, 2008). Suas principais consequências estão relacionadas com a diminuição da porosidade total, macroporosidade, aeração e infiltração de água no solo (SILVA, 2011). Como os macroporos são os responsáveis pela condução de O₂ e água através do perfil, a perda desses poros leva à diminuição das trocas gasosas (CAMARA; KLEIN, 2005; GENRO JUNIOR et al., 2009). Já os microporos são os responsáveis pela retenção de água no solo, e com a redução do tamanho dos poros, a água fica mais fortemente retida, dificultando sua absorção pelas plantas (IMHOFF et al., 2001; BATEY, 2009).

Em um solo com boa aeração, a troca de CO₂ e O₂ entre o solo e a atmosfera é suficientemente rápida para prevenir a deficiência de O₂ ou a toxicidade por excesso de CO₂ (RODRIGUES, 2009). Para Kiehl (1979), de forma geral, um solo é considerado ideal quando tem 50 % de fase sólida dividida em compostos orgânicos (matéria orgânica) e inorgânicos (mineral) e 50 % de espaço poroso, sendo 1/3 destes poros de macroporos, ou seja, 0,17 m³ m⁻³ e 2/3 de microporos. Rodrigues (2009) concluiu que a aeração torna-se um impedimento sério ao crescimento das plantas quando mais de 90% do espaço poroso está ocupado por água ou quando o solo se encontra compactado, pela redução ou paralisação das trocas gasosas (BRADY; WEIL, 2002).

O alongamento radicular só é possível quando a pressão de crescimento das raízes for maior do que a resistência mecânica do solo à penetração (PASSIOURA, 1991). Em solos severamente compactados, sob condições de elevada umidade, a aeração insuficiente é um dos fatores que limitam o crescimento radicular (BOONE et al., 1987). Materechera et al.

(1992) explicam que na tentativa de adaptação à resistência mecânica oferecida pelo solo na camada compactada, ocorrem modificações morfológicas e fisiológicas nas raízes e como consequência, o aumento do seu diâmetro.

Silva et al. (2002) relatam que um valor de 2 MPa de resistência à penetração do solo tem sido associado a condições impeditivas para o crescimento das raízes e da parte aérea das plantas. Taylor (1971) considera como faixa crítica na redução significativa do crescimento radicular, valores de resistência do solo variando de 2,0 a 2,5 MPa.

A habilidade das raízes penetrarem no perfil também diminui quando a densidade do solo aumenta (REINERT et al., 2008). Definida pela relação de massa seca de solo por unidade de volume, a densidade do solo é capaz de detectar modificações de volume (LIPIEC; HATANO, 2003; LOGSDON; KARLEN, 2004; REICHERT et al., 2007), fornecendo uma visão geral do espaço poroso do solo, além de ser capaz de caracterizar os efeitos do manejo do solo, quanto as propriedades intrínsecas do solo, como a matéria orgânica ou a textura (SILVA, et al., 1997). Em culturas anuais, a densidade do solo pode ser impeditiva para o desenvolvimento do vegetal, sendo considerada como crítica os valores variando de 1,30 a 1,40 Mg m⁻³ para solos argilosos, 1,40 a 1,50 Mg m⁻³ para os franco argilosos e de 1,70 a 1,80 Mg m⁻³ para os franco-arenosos (REICHERT et al. 2003).

O sistema poroso do solo não pode ser avaliado somente por seu volume ou distribuição do tamanho dos poros, mas também por sua capacidade de conduzir fluídos como água e gases (RODRIGUES, 2009). A infiltração de água no solo é definida como a quantidade de água que atravessa por unidade de área de superfície do solo por unidade de tempo. Sendo definido como capacidade de infiltração do solo o valor final e constante de taxa de infiltração que se estabilizou com o passar do tempo (LIBARDI, 2005).

A infiltração é um processo dinâmico e que não depende apenas das condições iniciais do solo como porosidade, grau de cobertura, umidade antecedente e umidade dos horizontes (CASTRO, 2001). De acordo com Rawls et al. (1993) a infiltração de água no solo é um processo que depende de diversos fatores, em menor ou maior grau, os quais foram divididos em quatro categorias: fatores relacionados ao solo; ao preparo e manejo do solo; à superfície e outros. A infiltração também depende de processos dinâmicos que ocorrem durante a chuva como a formação ou reformação de selamento superficial pelo impacto direto das gotas da chuva na superfície do solo (BAUMHARDT et al., 1990; LEVIEN et al., 2000). Alves e Cabeda (1999), concluíram que a infiltração de água é um dos fenômenos que melhor

refletem as condições físicas internas do solo, pois uma boa qualidade estrutural leva a uma distribuição de tamanho de poros favorável ao crescimento de raízes e à capacidade de infiltração de água no solo.

1.3 Material e Métodos

1.3.1 Análises físicas do solo realizadas no Brasil

1.3.1.1 Porosidade e densidade do solo

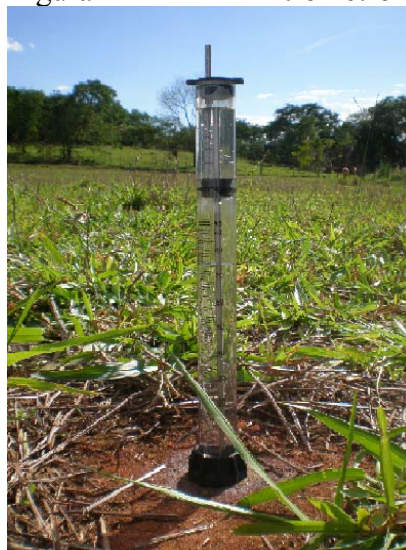
Para as análises de porosidade e densidade do solo, na área útil do experimento, as amostras foram coletadas de forma aleatória com sua estrutura preservada, com auxílio de anel volumétrico (em três pontos por parcela) nas camadas de: 0,00–0,05, 0,05–0,10, 0,10–0,20 e de 0,20–0,40 m (Figura 3). As coletas ocorreram no mês de fevereiro dos anos de 2011 e 2012.

A porosidade total foi calculada pela saturação do solo (volume de poros totais do solo ocupado pela água), a microporosidade pelo método da mesa de tensão com coluna de água de 6,0 kPa e a macroporosidade foi estimada a partir da diferença entre a porosidade total e a microporosidade. A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997).

1.3.1.2 Infiltração de água no solo

A taxa de infiltração de água no solo foi realizada no mês de maio dos anos de 2011 e 2012, com o auxílio do mini infiltrômetro de disco (ZANG, 1997) (Figura 11).

Figura 11 - Mini infiltrômetro de disco.



Fonte: Costa (2006)

As leituras foram realizadas a cada 30 segundos até ser obtida taxa constante de infiltração. O mini infiltrômetro foi ajustado para uma sucção de h_0 de 0,02 m. Em cada tratamento, realizaram-se 3 medições da taxa de infiltração, sendo o valor final representado pela média aritmética destas medições.

1.3.1.3 Resistência do solo à penetração

Para avaliação da resistência do solo à penetração foi utilizado um penetrômetro eletrônico, modelo FALKER PenetroLOG, com aptidão eletrônica para aquisição de dados (Figura 12).

Figura 12 - Detalhe do penetrômetro eletrônico modelo FALKER PenetroLog.



Fonte: Prática (2012)

No mês de fevereiro dos anos de 2011 e 2012 foram avaliados três pontos em cada parcela, relacionando-se a camada amostrada com a força aplicada para penetração no solo (MPa). O penetrômetro foi configurado para registrar leituras a cada 0,01 m de incremento de camada até 0,40 m. Juntamente com os testes de resistência, nas camadas 0,0 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, foram coletadas amostras de solo para a determinação da sua umidade a base de massa, utilizando-se o método clássico de pesagem (EMBRAPA, 1997).

1.3.2 Análise física do solo realizada na Espanha

- **Densidade de partículas**

Parte das análises físicas foram realizadas no Laboratório de Análise Estrutural, da Facultad de Ciencias, na Universidade de Coruña, em La Coruña, Espanha. Para esta análise (densidade de partículas), em abril de 2010 foram coletadas na faixa onde está plantada a espécie *Mabea fistulifera*, 5 amostras simples de solo na área útil de cada tratamento para formar 1 amostra composta (Figura 2). As coletas foram realizadas em quatro camadas de solo (0,00-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m), que totalizaram 96 amostras. As amostras foram secas ao ar e peneiradas em malha de 2,0 mm (terra fina seca ao ar – TFSA).

A análise da densidade de partículas do solo foi realizada utilizando-se o picnômetro AccuPyc II 1340 – Micromeritics (Figura 13).

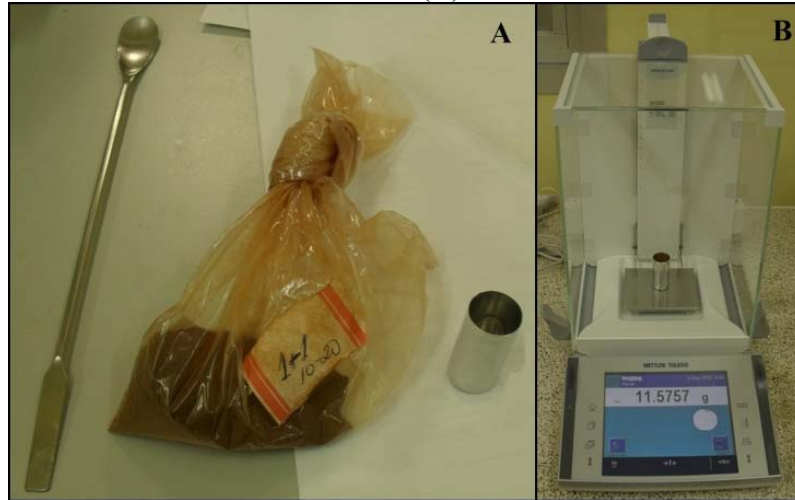
Figura 13 - Picnômetro AccuPyc II 1340 – Micromeritics.



Fonte: Produção do próprio autor

Para a análise transferiu-se quantidade de TFSA suficiente para encher um recipiente específico para a análise (Figura 14A). Em uma balança analítica com precisão de quatro casas decimais obteve-se o valor da massa do solo contida no recipiente (Figura 14B). Em seguida, o recipiente contendo o solo foi repostado no equipamento (Figura 13) para a realização da leitura de densidade das partículas.

Figura 14 - Terra fina seca ao ar e recipiente de análises de sólidos do picnômetro AccuPyc II 1340 (A); balança analítica com precisão de 4 casas decimais (B).



Fonte: Produção do próprio autor

1.3.3 Análise dos resultados

Os resultados foram analisados efetuando-se análise de variância, homogeneidade da variância e teste de Skott-Knott para as comparações das médias no nível de 5 % de probabilidade. Realizou-se análise de regressão entre as doses de composto considerando o controle como dose zero mais as doses de 10, 15 e 20 Mg ha⁻¹, no nível de 5% de probabilidade. O programa computacional utilizado para a realização das análises estatísticas foi o SISVAR (FERREIRA, 2008).

1.4 Resultados e Discussão

1.4.1 Porosidade (macroporos, microporos e porosidade total) e densidade do solo

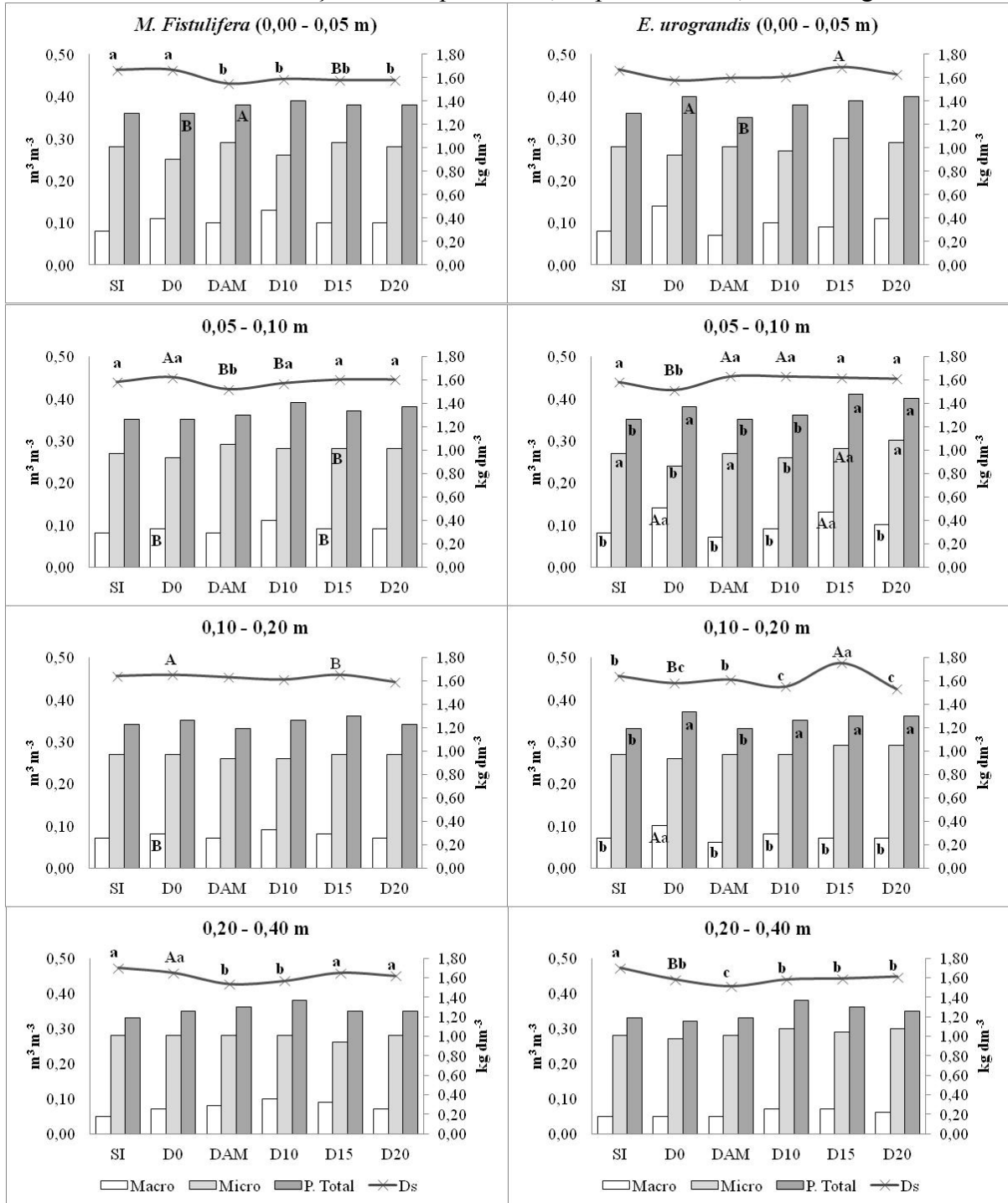
Em 2011, os valores de macroporos, microporos e porosidade total, variaram respectivamente de 0,13 a 0,05; 0,29 a 0,25 e 0,39 a 0,33 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ no plantio de canudo-de-pito (Figura 15). Não foram verificadas diferenças significativas entre os tratamentos nas 4 camadas estudadas (Figura 15). Quando foram relacionadas as diferentes doses de composto, também não foram observadas interações significativas entre adição de composto orgânico e valores de macroporos, microporos e porosidade total (Figura 16).

No plantio de eucalipto, em 2011, os valores de porosidade do solo foram próximos aos verificados no plantio de canudo-de-pito, porém, observou-se um padrão distinto a este quando os tratamentos foram confrontados entre si (Figura 15). De forma geral, até a camada 0,20 m, no plantio de eucalipto, os menores valores de macroporos e porosidade total foram observados nos tratamentos SI e D_{AM} , sendo que, a porosidade total foi significativamente menor que nos demais tratamentos (Figura 15). A porcentagem de macroporos foi significativamente maior nos tratamentos D_0 e D_{15} , na camada 0,05 – 0,10 m. Na camada de 0,10 – 0,20 m, os maiores valores macroporos foram verificados no tratamento D_0 e os dados se relacionaram negativamente (Figura 16).

Em relação à variação de microporos no plantio de eucalipto, em 2011, apenas na camada 0,05 - 0,10 m foi verificada diferença significativa, com menores porcentagens nos tratamentos SI, D_0 e D_{10} (respectivamente 0,27, 0,24 e 0,26 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) (Figura 15). Para esta variável, verificaram-se relações lineares positivas nas camadas 0,05 - 0,10 e 0,10 - 0,20 m (Figura 16).

Em 2012, no plantio de canudo-de-pito, os valores de macroporos, microporos e porosidade total variaram, respectivamente, de 0,05 a 0,14, 0,26 a 0,29 e de 0,34 a 0,41 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ (Figura 17). Diferente ao observado em 2011, no segundo ano de avaliação, verificou-se diferença significativa entre os tratamentos na camada 0,20 - 0,40 m, com menores valores de macroporos e porosidade total nos tratamentos D_0 e D_{15} . Em relação aos microporos, estes comportaram-se semelhantes ao ano anterior, ou seja, sem apresentar diferença significativa entre os diferentes tratamentos estudados (Figura 17).

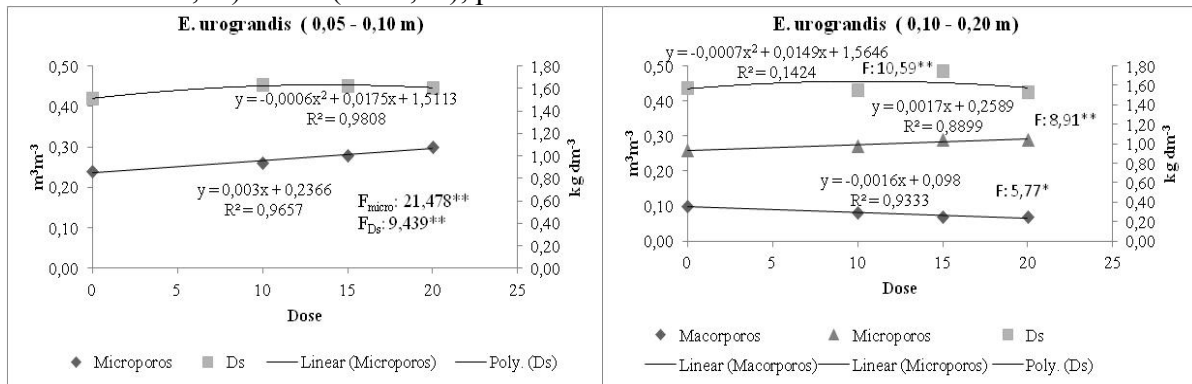
Figura 15 - Macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (Ds) nas diferentes camadas, nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2011. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.



Médias seguidas de letras distintas (maiuscula entre espécies e mesma variável analisada; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie em cada camada), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor

Figura 16 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro) e densidade do solo (DS), em 2011, Selvíria, MS. *, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F.

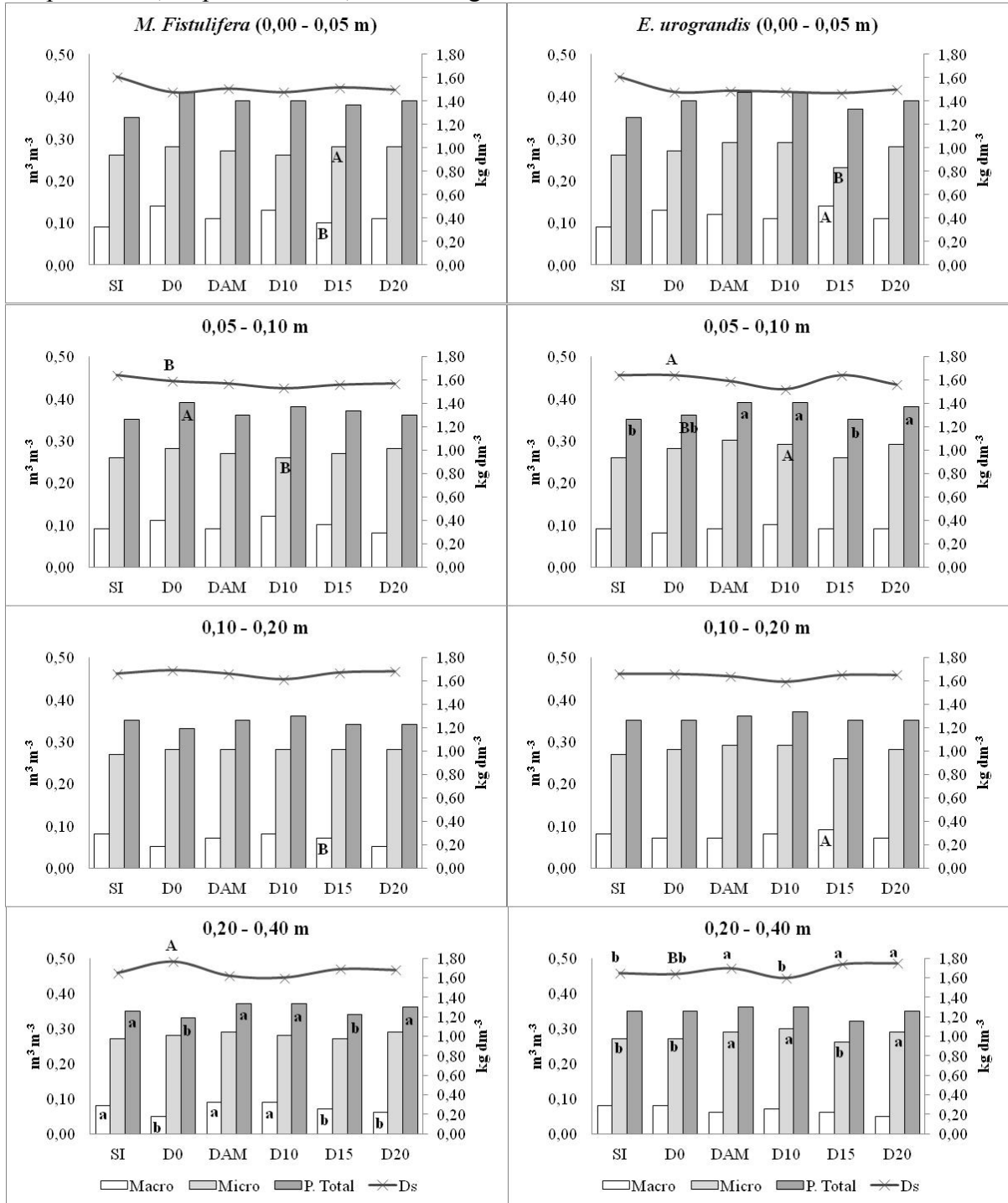


Fonte: Produção do próprio autor

Neste mesmo plantio, quando se relacionou a adição de diferentes quantidades de composto orgânico com os valores de macroporos, microporos e porosidade total, verificou-se correlações significativas quadráticas para os valores de macroporos, porosidade total (na cama de 0,10 – 0,20 m) (Figura 18).

No plantio de eucalipto, em 2012, foram verificadas diferenças significativas na camada de 0,20 - 0,40 m para a quantidade de microporos, com menores valores nos tratamentos SI, D₀ e D₁₅ (0,27, 0,27 e 0,26 m³ m⁻³, respectivamente) e na camada 0,05 - 0,10 m com menores valores de porosidade total nos tratamento SI, D₀ e D₁₅ (0,35, 0,36 e 0,35 m³ m⁻³, respectivamente) (Figura 17). Os valores de porosidade do solo estão próximos aos verificados por Kitamura et al. (2008). Estudando a recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto, nesta mesma unidade experimental, os autores verificaram após 1 ano de implantação do experimento valores variando de 0,06 a 0,17 m³ m⁻³ de macroporos, 0,23 a 0,29 m³ m⁻³ de microporos e 0,33 a 0,40 m³ m⁻³. Estão abaixo, porém, muito próximos aos valores verificados por Bonini (2012) estudando a restauração ecológica de um solo decapitado sob intervenção antrópica há 17 anos, nesta mesma unidade experimental. A autora quantificou valores de macroporos variando de 0,06 à 0,17 m³ m⁻³, microporos de 0,27 a 0,31 m³ m⁻³ e porosidade total de 0,34 a 0,45 m³ m⁻³ nos primeiros 0,40 m de solo. Arruda (2012) estudando o uso deste mesmo composto, nas mesmas proporções, porém, distribuídos na linha de plantio e em solo não degradado, após 12 meses do plantio de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, verificou valores de macroporos variando de 0,08 à 0,22 m³ m⁻³, microporos de 0,24 à 0,31 m³ m⁻³ e porosidade total de 0,35 à 0,47 m³ m⁻³.

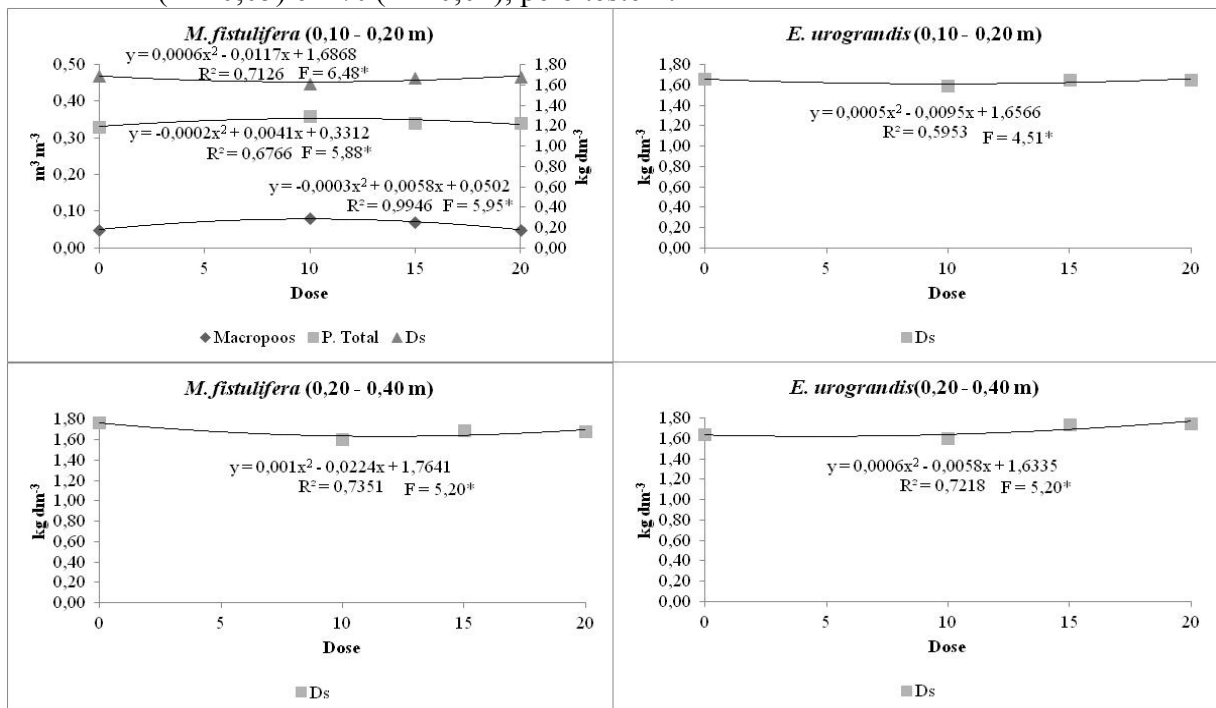
Figura 17 - Macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (Ds) nas diferentes camadas, nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2012. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.



Médias seguidas de letras distintas (maiuscula entre espécies e mesma variável analisada; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie em cada camada), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 18 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de macroporosidade (Macro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (DS), em 2012, Selvíria, MS. *, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F.



Fonte: Produção do próprio autor.

De acordo com Baver et al. (1972) e Greenland, (1981) os valores de macroporosidade abaixo de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ são considerados críticos para o bom desenvolvimento radicular das plantas. Kiehl (1979) explica que para um solo ser considerado ideal deverá apresentar 1/3 de macroporos e 2/3 de microporos, considerando que o solo possui 50% de espaço poroso, ou seja, macroporosidade de $0,17 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e microporosidade de $0,33 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Grable e Siemer (1968) explicam que a macroporosidade é uma medida diretamente relacionada com a difusão de oxigênio no solo para as raízes e é fator determinante na capacidade de aeração do solo (THOMASSON, 1978; ERICKSON, 1982). Baseado nestes autores pode-se considerar nas duas avaliações, em ambos os plantios, os valores de macroporosidade estão próximos ou abaixo dos considerados críticos para o desenvolvimento do sistema radicular (Figuras 15 e 17).

Ao serem confrontadas as duas espécies, em cada tratamento, verificou-se um comportamento semelhante em relação à porosidade do solo em ambos os anos de avaliação (Figuras 15 e 17). Padrão semelhante também foi observado ao serem confrontados os dois períodos de avaliação, não sendo verificadas mudanças relevantes nos valores de

macroporosidade, microporosidade e porosidade total (Figuras 19 e 20). Em 2012, em ambos os plantios, os valores de macroporos foram próximos aos encontrados em 2011, porém, com tendência ao aumento da macroporosidade do solo até a camada de 0,10 m no plantio de *M. fistulifera* (Figura 19.) e até a camada de 0,05 m no plantio de *E. urograndis* (Figura 20). Este sensível aumento pode ser indicativo de melhorias na qualidade física do solo. Reichert et al. (2003) explicam que a avaliação da qualidade do solo tem dimensão espacial e temporal. De acordo com estes autores, o intervalo entre medições para que o indicador avalie mudanças, depende do tempo necessário para que dado manejo produza alterações quantificáveis, e sua frequência no espaço deve considerar as variações espaciais do solo.

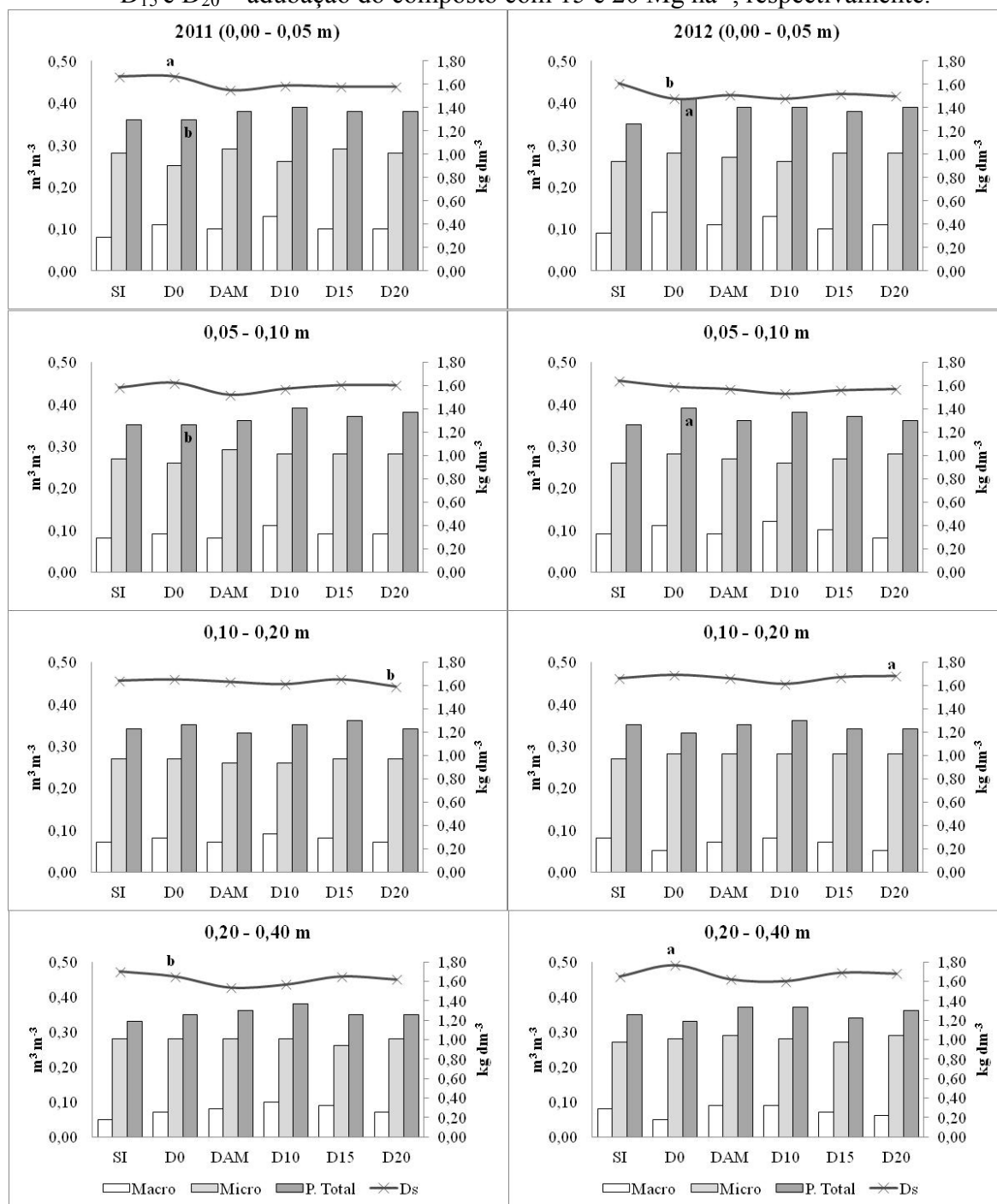
Em 2011, a DS no plantio de canudo-de-pito variou de 1,52 a 1,70 Mg m⁻³ nas diferentes camadas estudadas. Na camada de 0,0- 0,05 m os valores variaram de 1,55 a 1,67 kg dm⁻³ e verificou-se que os tratamentos SI e D₀ foram significativamente superiores aos tratamentos D_{AM}, D₁₀, D₁₅ e D₂₀, sendo que estes não diferiram-se entre si (Figura 15). Na camada de 0,05 - 0,10 m, os valores variaram de 1,52 a 1,62 kg dm⁻³. O menor valor de densidade foi observado no tratamento D_{AM}, diferindo-se significativamente dos demais. Entre os tratamentos SI, D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀, não foram observadas diferenças significativas, nesta camada (Figura 15).

Na camada 0,10 - 0,20 m não foram observadas diferenças significativas entre os diferentes tratamentos. Os valores de densidade do solo variaram de 1,59 a 1,65 kg dm⁻³. Quando foi analisada a camada de 0,20 - 0,40 m, verificou-se que a densidade do solo foi significativamente menor nos tratamentos D_{AM} e D₁₀ (1,54 e 1,57 kg dm⁻³, respectivamente) em relação aos demais (Figura 15). Não foram observadas correlações significativas entre a quantidade de composto adicionada e efeitos na densidade do solo nas diferentes camadas estudadas do plantio de *M. fistulifera* (Tabela 5).

Em 2011, no plantio de eucalipto, os valores de densidade do solo foram próximos aos encontrados no plantio de *Mabea fistulifera*, e variaram de 1,51 à 1,69 kg dm⁻³ (Figura 15). Na camada de 0,00 - 0,05 m os valores de densidade do solo variaram de 1,58 a 1,69 kg dm⁻³ e não se observou diferença significativa entre os diferentes tratamentos. Na camada de 0,05 - 0,10 m, o menor valor de densidade do solo foi observado no tratamento D₀ (1,51 kg dm⁻³), diferindo-se significativamente dos demais (Figura 15). Ainda nesta segunda camada, verificou-se correlação quadrática com valor de máximo de densidade do solo estimado quando fossem adicionados 14,58 Mg ha⁻¹ do composto e mínimo quando fosse adicionado

1,51 Mg ha⁻¹ do composto (Figura 16).

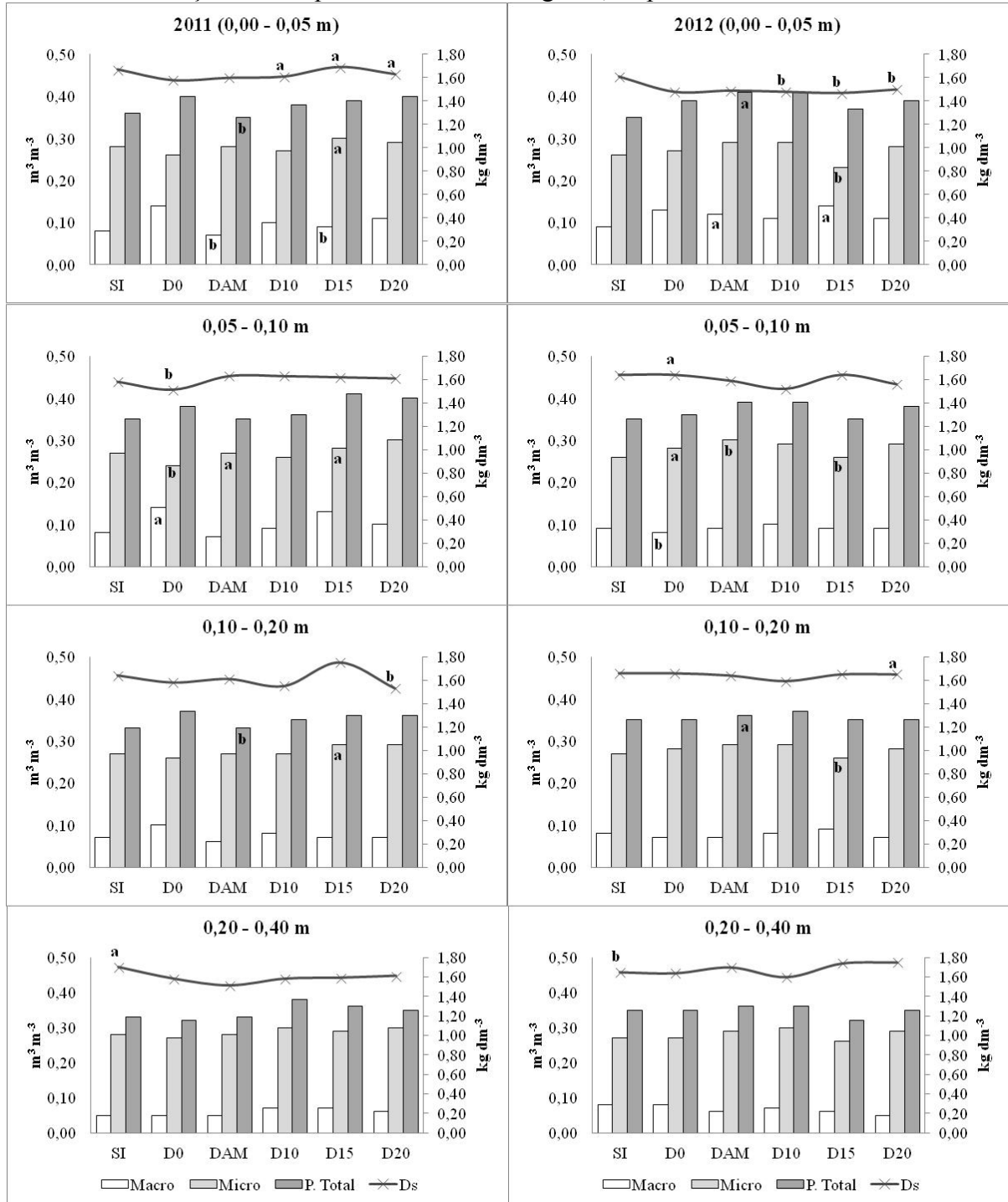
Figura 19 - Macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (DS) nas diferentes camadas no plantio de *Mabea fistulifera*, nos anos de 2011 e 2012. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com 15 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente.



Médias seguidas de letras distintas, para a mesma variável em anos diferentes, diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 20 - Macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro), porosidade total (P. Total) e densidade do solo (DS) nas diferentes camadas no plantio de *E. urograndis*, nos anos de 2011 e 2012. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com 15 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente.



Médias seguidas de letras distintas, para a mesma variável em anos diferentes, diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor.

Na camada de 0,10 - 0,20 m a maior densidade do solo foi verificada no tratamento D₁₅, diferindo-se dos tratamentos SI e D_{AM} que ocuparam uma posição intermediária aos tratamentos D₀, D₁₀ e D₂₀, estes últimos com a menor densidade (respectivamente 1,58, 1,55 e 1,53 kg dm⁻³) (Figura 15). Nesta mesma camada, observou-se comportamento quadrático dos dados de Ds (Figura 16).

Já na camada de 0,20 - 0,40 m, o maior valor de densidade do solo foi encontrada no tratamento SI (1,70 kg dm⁻³), seguido dos tratamentos D₀, D₁₀, D₁₅, D₂₀ em posição intermediária e com menor valor de Ds no tratamento D_{AM} (1,51 kg dm⁻³) (Figura 15).

Em 2012, no plantio de canudo-de-pito, os valores de Ds do solo variaram de 1,48 a 1,77 kg dm⁻³ e não foram verificados diferenças significativas entre os diferentes tratamentos nas diferentes camadas estudadas (Figura 17). Porém, observaram-se relações quadráticas significativas nas camadas 0,10 - 0,20 e 0,20 - 0,40 m quando foram adicionadas diferentes doses de composto (Figura 18).

No plantio de eucalipto, em 2012, apenas verificou-se diferença significativa na camada 0,20 - 0,40 m com os menores valores de Ds nos tratamentos SI, D₀ e D₁₀ (1,65, 1,64 e 1,60 kg dm⁻³, respectivamente) (Figura 17). Observaram-se relações quadráticas significativas nas camadas 0,10 - 0,20 e 0,20 - 0,40 m, quando foram adicionadas diferentes doses de composto (Figura 18). Em relação à distribuição dos valores de Ds entre as espécies, verificou-se comportamento semelhante entre as duas espécies nos dois períodos de avaliação (Figuras 15 e 17).

Os resultados de Ds obtidos neste trabalho estão próximos aos verificados por Colodro (2005), estudando a recuperação de um solo, nesta mesma unidade de pesquisa, com plantio de eucalipto e lodo de esgoto como fonte de nutrientes. O autor verificou valores variando de 1,23 a 1,85 kg dm⁻³, após um ano de implantação do experimento. Apesar dos valores de densidade estarem próximos aos verificados na literatura para áreas com esse nível de degradação, os diferentes tratamentos encontram-se com densidade muito aquém à considerada ótima para o bom desenvolvimento das raízes. De acordo com Silva (2000) a compactação do solo reduz o crescimento de plantas devido seu efeito no desenvolvimento de raízes e consequente redução na absorção de água e de nutrientes. Além disso, a compactação pode interferir na movimentação da água e nutrientes no solo, reduzindo sua disponibilidade para as plantas, temporária ou permanentemente. Reichert et al. (2003) explicam que valores de densidade de ordem de 1,55 kg dm⁻³ são considerados críticos para o crescimento do

sistema radicular em solos de textura média. Reinert et al. (2008) estudando os limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em solo Argissolo Vermelho, sugeriram três graus de densidade do solo: baixo, inferior a $1,75 \text{ kg dm}^{-3}$; médio, entre $1,75$ e $1,85 \text{ kg dm}^{-3}$; e alto, superior a $1,85 \text{ kg dm}^{-3}$. No grau baixo, as raízes não tinham alterações na morfologia. No grau médio, o sistema radicular apresentou engrossamento, desvios e ramificações de grau moderado, mas o crescimento em profundidade foi pouco afetado. Já para o grau alto, considerado crítico para o crescimento das plantas de cobertura, o sistema radicular teve dificuldade de crescer, com modificações na morfologia das raízes, como grande engrossamento, desvios em ângulos de até 90° e, em casos mais severos, a raiz pivotante foi impedida de crescer.

Quando foram comparadas as espécies entre si, dentro de cada período de avaliação, verificou-se uma resposta de Ds semelhante nos dois plantios durante os dois anos de avaliação (Figuras 15 e 17). Ao serem comparadas as respostas de cada espécie aos diferentes períodos de avaliação, verificou-se que a *Mabea fistulifera* se comportou de forma semelhante ao longo dos dois anos (Figura 19). No plantio de eucalipto, observou-se que a densidade do solo foi responsiva na camada $0,0 - 0,05 \text{ m}$, sendo significativamente menor nos tratamentos D_{10} , D_{15} e D_{20} no ano de 2012 em relação à 2011. Para as demais camadas, não se verificou diferença significativa entre os diferentes anos de avaliação (Figura 20). Alves (1992), Anjos et al. (1994) e Veiga et al. (1994) observaram, em solos degradados, que há relação inversa entre densidade do solo e porosidade total. Hakoyama et al. (1995) explicam que existe íntima relação do volume de macroporos com a densidade do solo, porém, este comportamento não foi verificado no presente trabalho.

A incorporação do composto em área total, provavelmente estaria induzindo à formação de um sistema radicular mais desenvolvido, influenciando em uma melhor densidade deste solo. Já o canudo-de-pito por ter um desenvolvimento mais lento e menos agressivo que o do eucalipto, provavelmente deve estar promovendo modificações nos atributos do solo de forma mais lenta, porém nota-se indicativo de menores valores em 2012, em relação à 2011 (Figura 19).

Mesmo após o uso de um manejo físico agressivo, com subsolagens cruzadas e aplicação de matéria orgânica, os valores de porosidade e densidade ainda estão próximos às áreas sem intervenção. Estes resultados indicam um solo altamente desestruturado, uma vez que esperava-se resultados mais significativos.

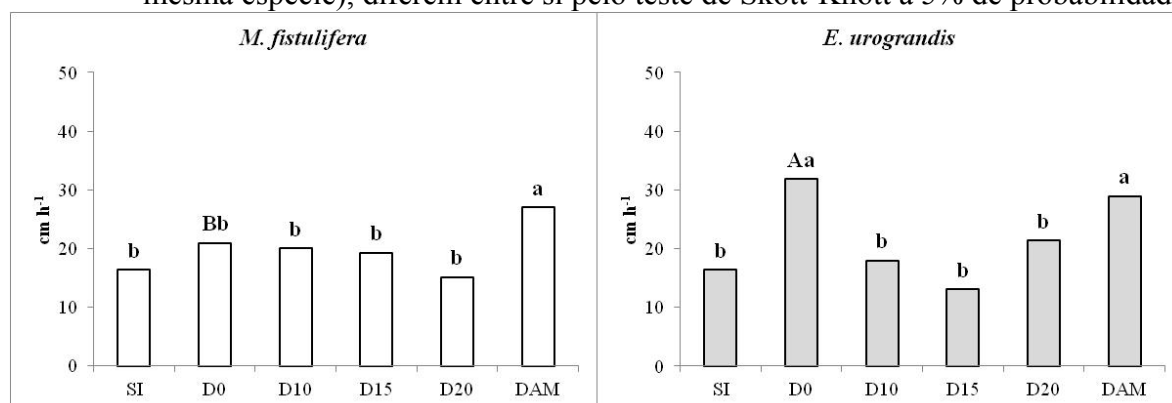
Os resultados obtidos neste estudo parecem estar sendo influenciados principalmente pelo do manejo físico aplicado, somados ao desenvolvimento das espécies no local, pois não ainda não se observaram diferenças que fossem explicadas pelas diferentes adições de nutrientes ao solo. Porém, veremos mais adiante, que a adição de nutrientes irá refletir nos atributos químicos do solo (Capítulo 2) e desenvolvimento da vegetação (Capítulo 3), que certamente, com o passar do tempo, irão refletir nos atributos físicos do solo.

É provável que grandes mudanças nos atributos de porosidade e densidade do solo irão ocorrer após um período mais longo, pois a alteração dos atributos físicos do solo é um processo lento e que demanda um maior período de avaliação.

1.4.2 Infiltração de água no solo

Em 2011, a taxa constante de infiltração no solo, variou de 16,39 a 27,04 cm h^{-1} no plantio de *M. fistulifera* e de 13,08 a 28,93 cm h^{-1} no plantio de *E. urograndis* (Figura 21). No plantio de *M. fistulifera*, verificou-se no tratamento D_{AM} valor de taxa de infiltração significativamente superior aos demais tratamentos (Figura 21). Neste plantio, não se observou relação significativa entre a infiltração e a dose de composto aplicada.

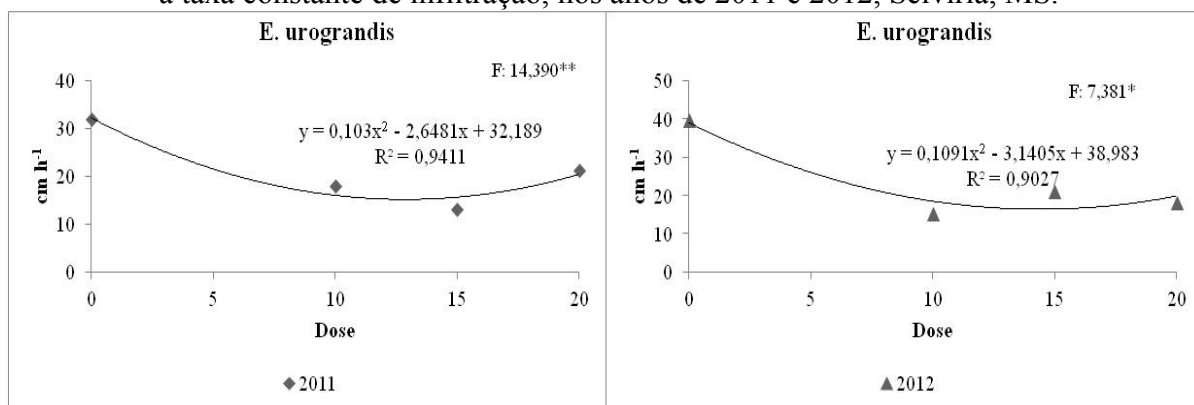
Figura 21 - Taxa constante de infiltração de água no solo nos diferentes tratamentos, para as espécies *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis* em 2011. SI – sem intervenção; D_0 – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D_{10} – adubação com composto na recomendação da cultura; D_{15} e D_{20} – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha^{-1} . Médias seguidas de letras distintas (maiúscula entre espécies e mesma variável analisada; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.



Fonte: Produção do próprio autor.

No plantio de eucalipto, as maiores taxas de constante de infiltração foram verificadas nos tratamentos D₀ e D_{AM} (respectivamente 31,87 e 28,93 cm h⁻¹) (Figura 21). Verificou-se que os dados obedeceram a um comportamento quadrático (Figura 22). Quando foram comparadas as duas espécies, verificou-se que apenas houve diferença significativa entre a taxa constante de infiltração no tratamento D₀, com menor taxa no plantio de *M. fistulifera* (Figura 22).

Figura 22 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para a taxa constante de infiltração, nos anos de 2011 e 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % (P < 0,05) e 1 % (P < 0,01), pelo teste F.

Fonte: Produção do próprio autor.

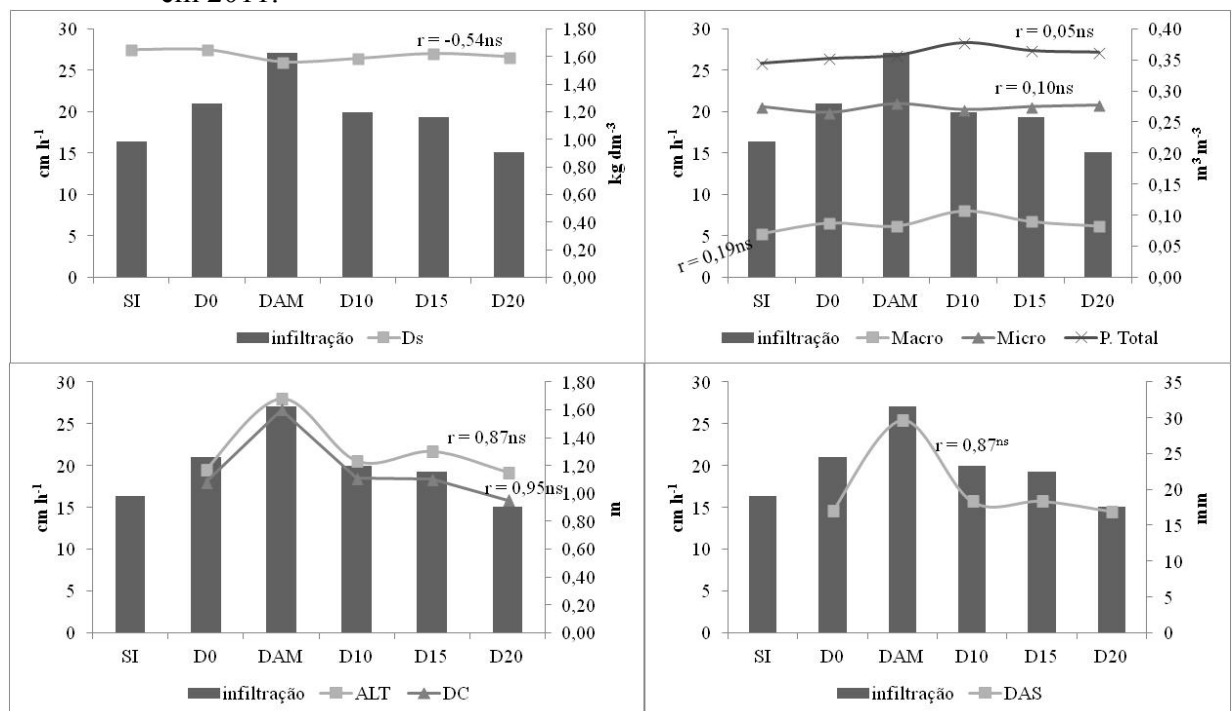
Quando são correlacionados os valores de infiltração de água no solo com os valores médios de porosidade do solo e desenvolvimento da vegetação (capítulo 3), não são observadas correlações significativas (Figura 23). Porém, observa-se no plantio de *Mabea fistulifera* que, em 2011, a taxa de infiltração de água no solo tendeu a ser inversamente proporcional à densidade do solo e diretamente proporcional à taxa de desenvolvimento das plantas (Figura 23). Apesar da correlação não ser significativa, verificou-se a existência de tendências entre maiores valores de infiltração de água no solo à medida em que se aumentaram os valores de altura total (ALT) e dimensão da copa (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) da *Mabea fistulifera* (Figura 23).

No plantio de *Eucalyptus urograndis* também não se observaram correlações significativas entre a taxa de infiltração de água no solo e os valores de porosidade e desenvolvimento da vegetação. Porém, ao se analisar as respostas, observa-se uma tendência de comportamento inverso ao observado no plantio de *Mabea fistulifera* (Figura 24). Neste plantio, observou-se que a taxa de infiltração de água no solo tende a ser diretamente proporcional à densidade do solo e inversamente proporcional aos valores de ALT e DC das

plantas (Figura 24). Além disso, observa-se que existe tendência a maiores valores de infiltração de água no solo à medida em que se aumenta os valores de macroporos no solo (Figura 24).

Diante desses resultados, pode-se afirmar que em 2011 a infiltração de água no solo no plantio de *Mabea fistulifera* está relacionada ao desenvolvimento das plantas. Provavelmente, as maiores plantas, possuem um sistema radicular mais desenvolvido e que pode estar contribuindo para o melhor fluxo de água nesse solo (Figura 23). Além disso, a maior dimensão da copa desses vegetais pode estar contribuindo para a maior proteção do solo contra as intempéries climáticas. Já no plantio de eucalipto, o crescimento da vegetação parece estar influenciando de forma negativa no fluxo de água no solo e nesse plantio a maior influência na infiltração de água no solo parece estar relacionada com os macroporos do solo (Figura 24).

Figura 23 - Correlação de Pearson dos valores de infiltração no plantio de *Mabea fistulifera* com valores médios até a camada de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2011.

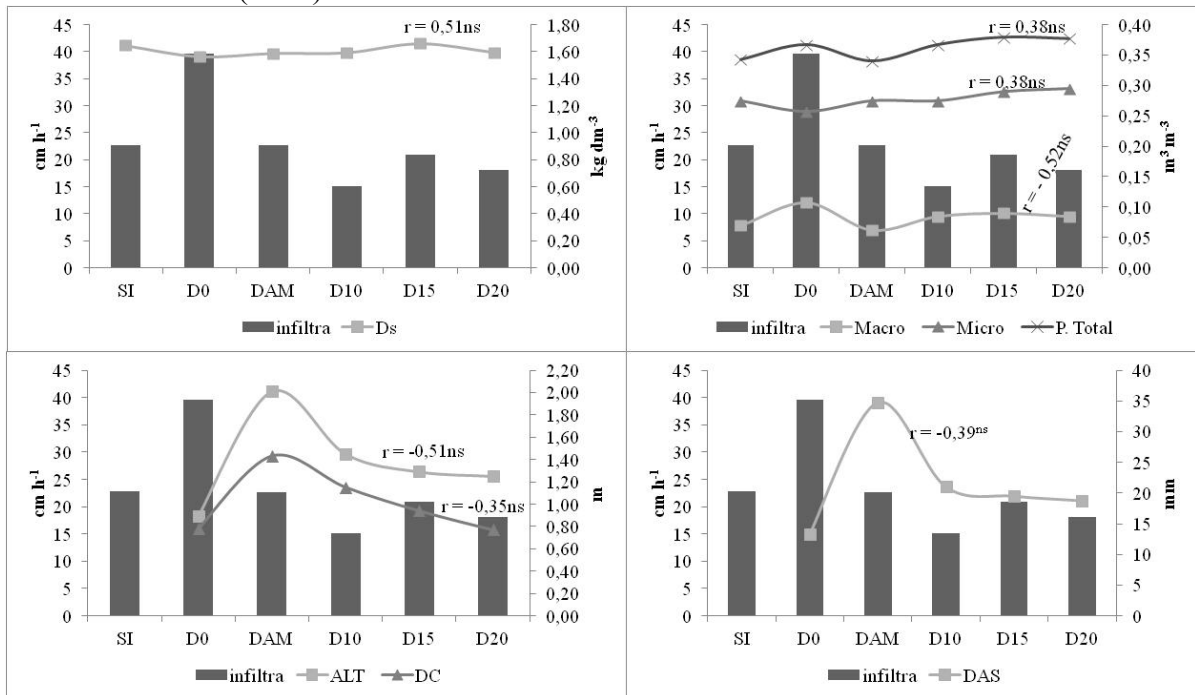


ns, *, **: respectivamente, valores não significativos, significativos a 5 e 1%, pela correlação de Pearson à 5% de significância.

Fonte: Produção do próprio autor.

Em 2012, no plantio de canudo-de-pito, os valores de taxa constante de infiltração variaram de 22,75 a 37,73 cm h⁻¹, sendo estatisticamente superiores nos tratamentos D₀, D₁₅, D₂₀ e D_{AM} em relação aos tratamentos SI e D₁₀ (Figura 25). Não se verificou relação significativa entre adição de diferentes doses de composto e taxa constante de infiltração de água no solo no ano de 2012 (Figura 22). No plantio de eucalipto, em 2012, no tratamento D₀ foram observados os maiores valores de taxa constante de infiltração de água no solo (39,55 cm h⁻¹), diferindo significativamente dos demais tratamentos (Figura 25). Observou-se que os dados se adequaram ao comportamento quadrático (Figura 22). Quando foram comparadas as espécies em 2012, a taxa de constante de infiltração no plantio de canudo-de-pito foi significativamente maior em relação ao plantio de eucalipto nos tratamentos que receberam composto orgânico (Figura 25).

Figura 24 - Correlação de Pearson dos valores de infiltração no plantio de *Eucalyptus urograndis* com valores médios até a camada de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2011.



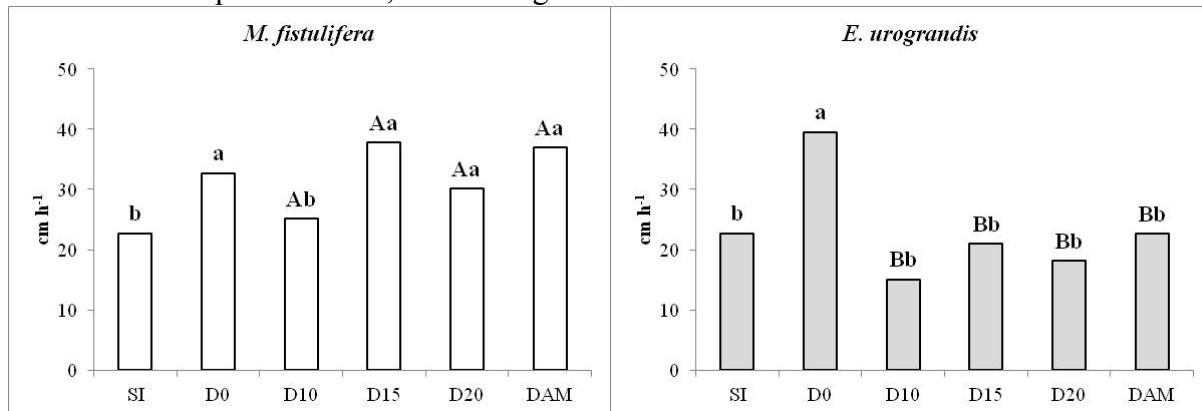
ns, *, **: respectivamente, valores não significativos, significativos a 5 e 1%, pela correlação de Pearson à 5% de significância.

Fonte: Produção do próprio autor.

Ao serem comparados os dois períodos de avaliação, verificou-se que no plantio de canudo-de-pito, a taxa de infiltração dos tratamentos D₀, D₁₅, D₂₀ e D_{AM}, em 2012, foram significativamente superiores às observadas no ano de 2011 (Figura 26). No plantio de eucalipto, os tratamentos D₀ e D₁₅ apresentaram taxas de constante de infiltração em 2012 estatisticamente superiores às de 2011 e no tratamento D_{AM}, a constante de infiltração foi significativamente inferior à observada em 2011 (Figura 26).

Nesta segunda avaliação, quando foram correlacionadas as taxas de constante de infiltração com os dados de porosidade e desenvolvimento da vegetação, observa-se uma tendência de comportamento similar ao observado em 2011 (Figura 27). Da mesma forma que observado em 2011, não foram observadas correlações significativas, porém, tornam-se mais evidentes as tendências distintas na taxa de infiltração de água no solo em cada plantio estudado (Figuras 27 e 28).

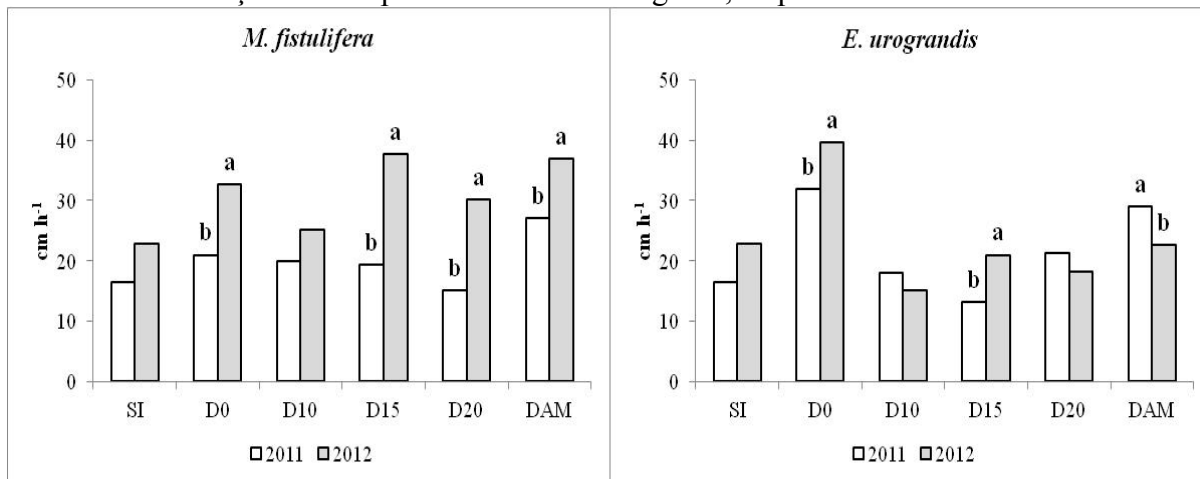
Figura 25 - Taxa constante de infiltração de água no solo nos diferentes para as espécies *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis* em 2012. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.



Médias seguidas de letras distintas (maiúscula entre espécies e mesma variável analisada; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 26 - Taxa constante de infiltração de água no solo nos diferentes tratamentos e anos de avaliação para as espécies *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis* nos anos de 2011 e 2012. . SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com 15 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente.



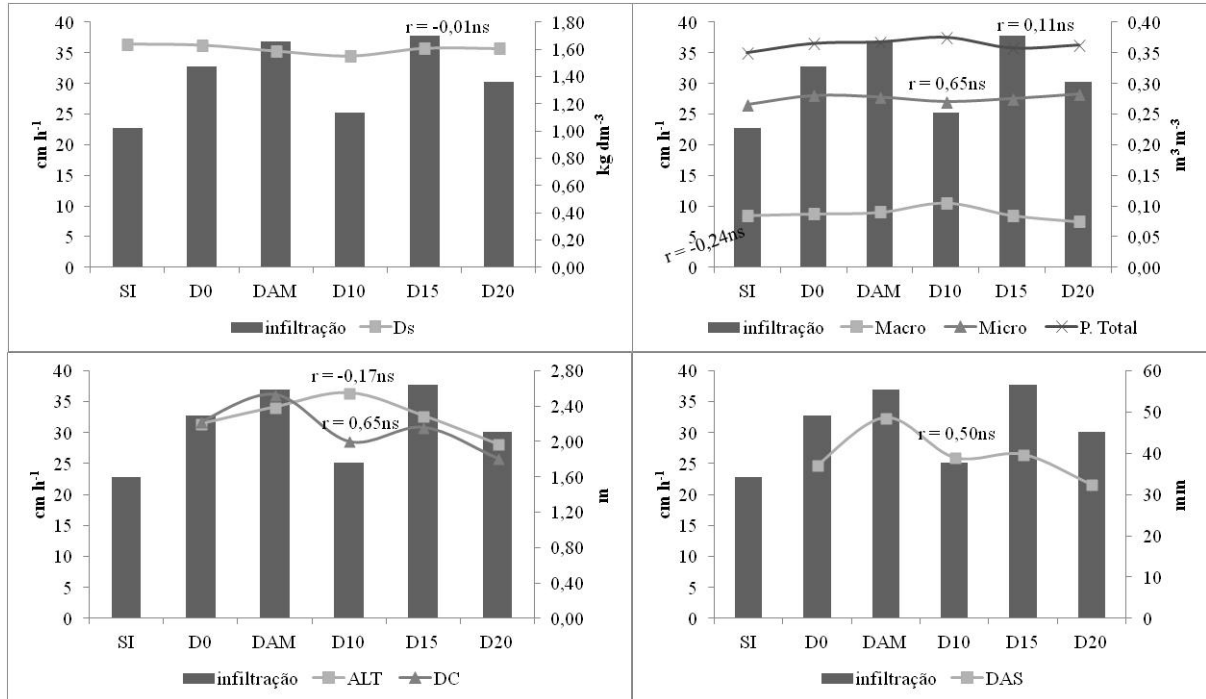
Médias seguidas de letras distintas, para a mesma espécie, em anos diferentes, diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor

No plantio de canudo-de-pito, apesar de não serem significativos, a maior taxa de infiltração de água no solo parece estar sendo influenciada principalmente pelas maiores dimensões de copa e os maiores diâmetro à altura do solo (Figura 27). Já no plantio de eucalipto, da mesma forma que observado em 2011, o desenvolvimento dos vegetais parece estar influenciando de forma negativa na taxa de infiltração de água no solo (Figura 28).

De forma geral, pode-se inferir que houve uma tendência à melhorias na infiltração de água no solo em 2012, quando comparados aos valores de 2011, principalmente na área de plantio de *M. fistulifera* (Figura 26). Em média, em 2012 no plantio de *M. fistulifera* a taxa constante de infiltração aumentou 58 %, já no plantio de *E. urograndis*, o aumento médio foi de 2 %, quando comparados aos dados de 2011. Destaca-se, entretanto, que esta resposta parece estar mais correlacionada à espécie que à adição de matéria orgânica, pois quando se comparou os tratamentos dentro da espécie *M. fistulifera*, não se observou o efeito da adição de material orgânico na taxa de infiltração de água no solo.

Figura 27 - Correlação de Pearson dos valores de infiltração no plantio de *Mabea fistulifera* com valores médios até a camada de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2012.

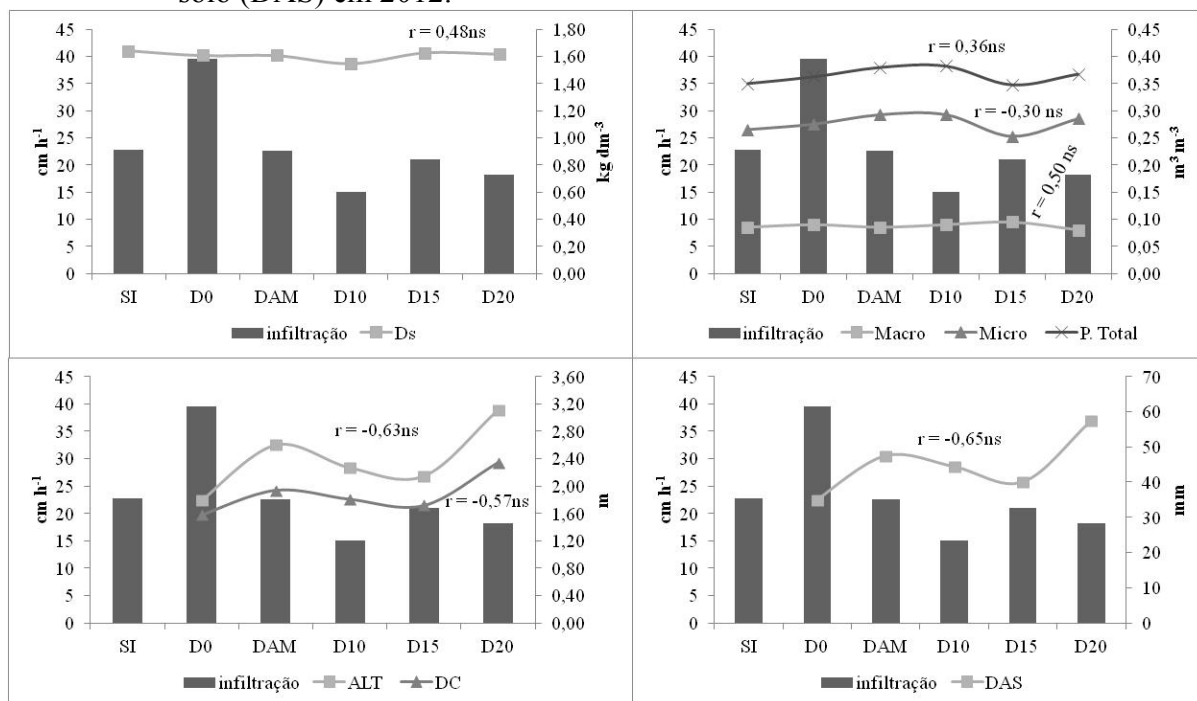


ns, *, **: respectivamente, valores não significativos, significativos a 5 e 1%, pelo teste F à 5% de significância.

Fonte: Produção do próprio autor.

Os valores encontrados são inferiores aos verificados por Bonini (2012). Ao estudar a restauração ecológica de um solo decapitado sob intervenção antrópica há 17 anos, nesta mesma unidade de pesquisa, o autor verificou em 2011, que as taxas constantes de infiltração variaram de 119,73 cm h⁻¹ em área de vegetação nativa de cerrado à 24,70 cm h⁻¹ em área de Calcário+Guandu até 1994, após substituído por Feijão-de-porco e a partir de 1999 substituído por Braquiária. Alves et al. (2007) estudando a utilização de lodo de esgoto em solos degradados verificaram, 188 dias após o plantio de gonçalo-alves + lodo de esgoto + braquiária, taxa média de infiltração de 13,68 cm h⁻¹. Souza e Alves (2003), explicam que a infiltração de água no solo indica diferenças no comportamento hidrodinâmico do mesmo em função da alteração de sua estrutura. Estes mesmos autores salientam que a infiltração de água no solo reflete suas condições físicas, como estrutura, porosidade e ausência de camadas compactadas.

Figura 28 - Correlação de Pearson dos valores de infiltração no plantio de *Eucalyptus urograndis* com valores médios até a camada de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2012.



ns, *, **: respectivamente, valores não significativos, significativos a 5 e 1%, pelo teste F à 5% de significância.

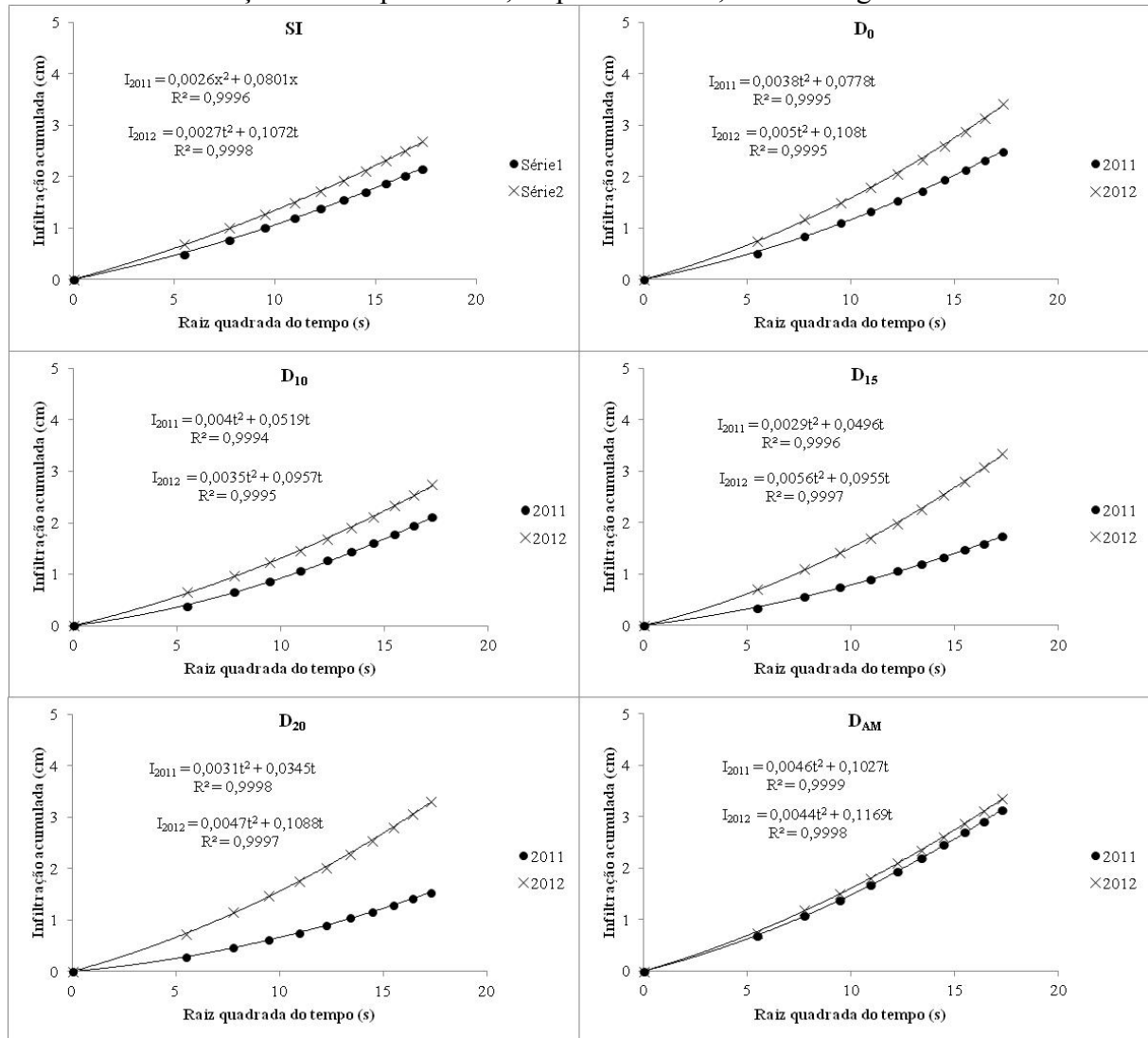
Fonte: Produção do próprio autor.

Para Costa (2010), a permeabilidade do solo depende, dentre outros fatores, da quantidade, da continuidade e do tamanho de poros, sendo a compactação e a descontinuidade dos poros responsáveis pela redução significativa da permeabilidade do solo à água. Além disso, a baixa macroporosidade encontrada nos diferentes tratamentos pode estar comprometendo os fluxos hídricos no solo.

Em relação às taxas de infiltração acumulada, em ambos os plantios o coeficiente de correlação (R^2) esteve próximo a 1,0, indicando um bom ajuste da curva aos pontos experimentais em todos os tratamentos estudados nos dois períodos de avaliação (Figuras 29 e 30). O comportamento observado em relação à taxa constante de infiltração de água no solo refletiu na taxa constante de infiltração acumulada. Observou-se no plantio de *M. fistulifera*, melhorias na constante de infiltração principalmente nos tratamentos D₁₅ e D₂₀ (Figura 29). No plantio de eucalipto, em 2012, verificou-se maior taxa constante de infiltração acumulada no tratamento D₁₅ em relação ao ano de 2011. Nos demais tratamentos as taxas constantes de

infiltração foram semelhantes (Figura 30).

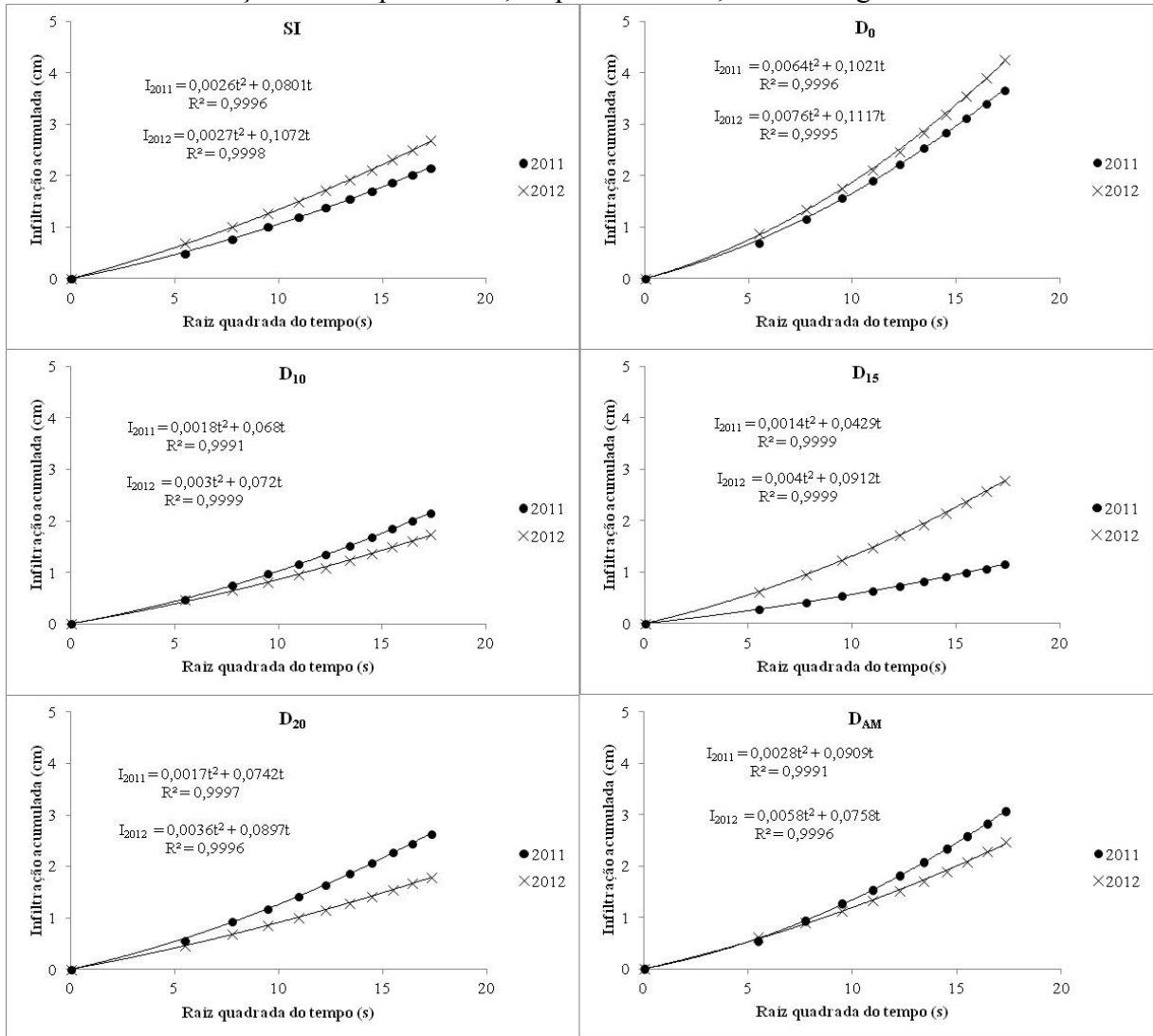
Figura 29 - Taxa média de infiltração acumulada no plantio de *Mabea fistulifera*. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral na recomendação da cultura; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.



Fonte: Produção do próprio autor.

Um outro ponto que deve ser observado é que em ambos os plantios, as curvas de infiltração acumulada de 2011 e 2012 dos tratamentos D₁₀ e D_{AM} apresentaram comportamentos equivalentes (Figuras 29 e 30). Este comportamento pode vir a indicar que apesar de a mesma quantidade nutrientes, mesmo que de fontes diferentes, podem influenciar de forma semelhante na capacidade de infiltração de água no solo.

Figura 30 - Taxa média de infiltração acumulada no plantio de *E. urograndis*. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral na recomendação da cultura; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.

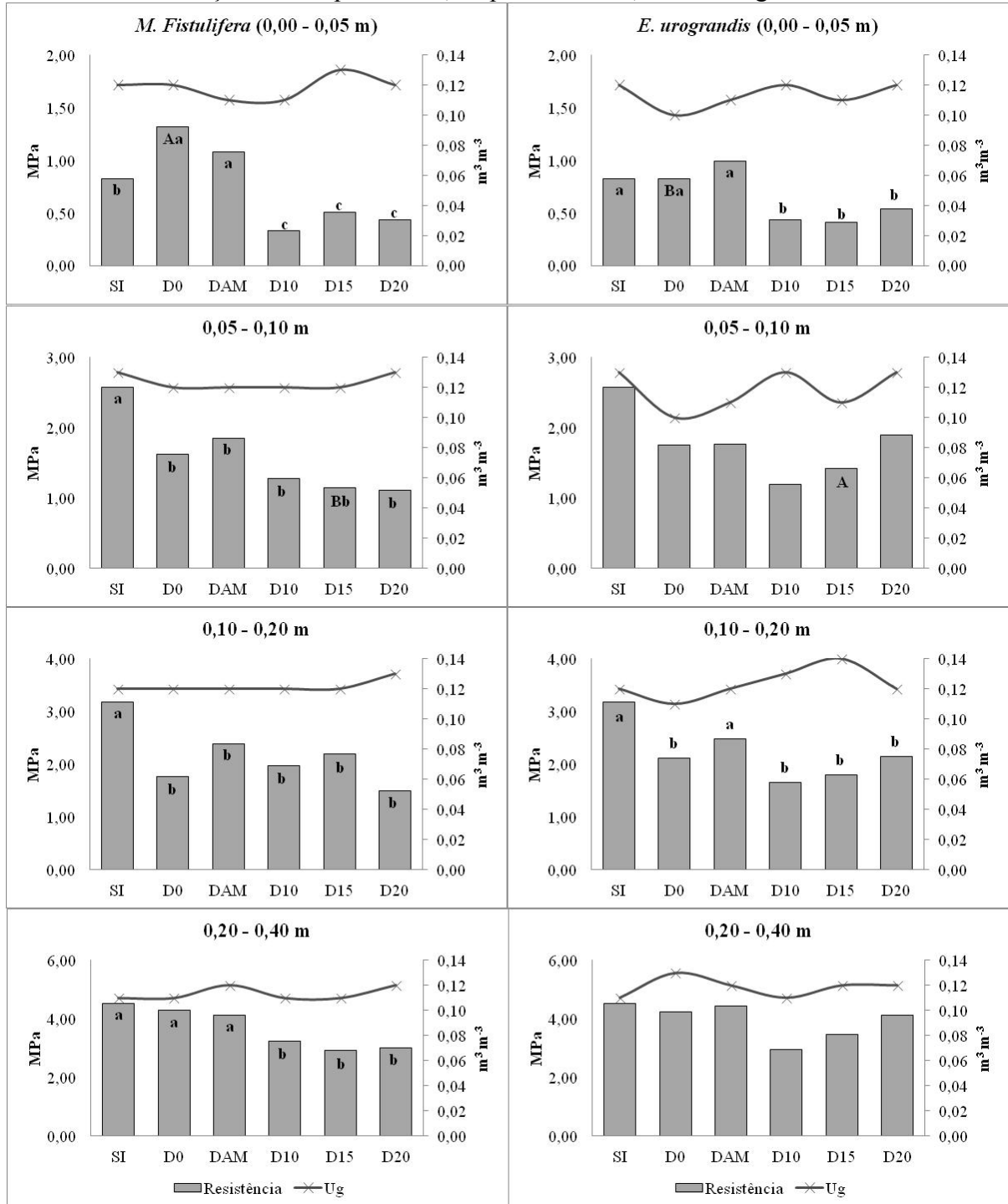


Fonte: Produção do próprio autor.

1.4.3 Resistência do solo à penetração

Em 2011, no plantio de canudo-de-pito, os valores de resistência do solo à penetração variaram de 0,33 a 4,52 MPa (Figura 31).

Figura 31 - Resistência do solo à penetração (Resistência) e umidade do solo (Ug) nas camadas, tratamentos e plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2011. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.



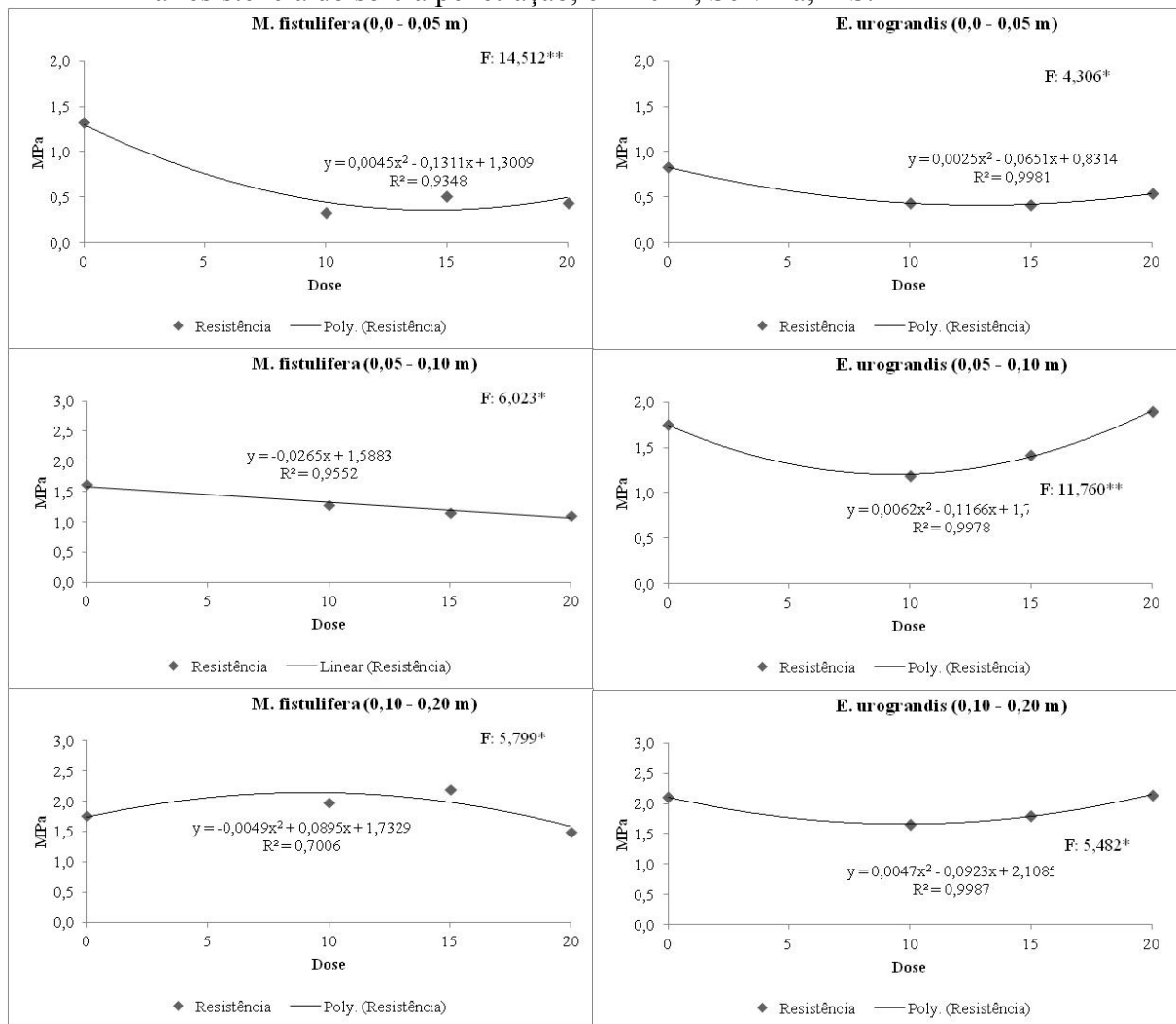
Médias seguidas de letras distintas (maíscula entre espécies e mesma variável analisada; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie em cada camada), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor.

Na camada de 0,00 - 0,05 m o menor valor encontrado de resistência foi de 0,33 MPa no tratamento D₁₀ e o maior foi de 1,32 MPa no tratamento D₀. Nesta camada, as menores resistências do solo à penetração foram observadas nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀, seguido do tratamento SI, que ocupou uma posição intermediária e, para os tratamentos D₀ e D_{AM}, sendo observados os maiores valores de resistência (Figura 31).

Verificou-se existência de interação significativa em relação à aplicação de diferentes doses de composto, sendo explicado por uma função quadrática com menor resistência do solo à penetração quando adicionado 14,56 Mg ha⁻¹ de composto orgânico (Figura 32).

Figura 32 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para a resistência do solo à penetração, em 2011, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % (P < 0,05) e 1 % (P < 0,01), pelo teste F.

Fonte: Produção do próprio autor.

Na camada 0,05 - 0,10 m o maior valor de resistência do solo à penetração foi verificado no tratamento SI (2,58 MPa), diferindo-se dos demais tratamentos que não diferenciaram-se entre si (Figura 31). Em relação à correlação entre diferentes doses de composto, verificou-se resposta linear negativa, ou seja, à medida em que houve aumento da dosagem de composto adicionado, linearmente a resistência do solo à penetração tendeu a diminuir (Figura 32).

Na camada 0,10 - 0,20 m os valores de resistência do solo à penetração do plantio de canudo-de-pito variaram de 1,50 MPa no tratamento D₂₀ à 3,18 MPa no tratamento SI (Figura 31). Foi verificado um comportamento similar à camada anterior, com a maior resistência sendo constatada no tratamento SI, diferindo significativamente dos demais (Figura 31). Nesta camada os dados se adequaram ao modelo quadrático, sendo menor valor de resistência do solo à penetração encontrado quando adicionado 1,73 Mg ha⁻¹ de composto orgânico (Figura 32). Quando se analisou a camada 0,20 - 0,40 m, verificam-se valores variando de 2,93 à 4,52 MPa, respectivamente nos tratamentos D₁₅ e SI (Figura 31). Verificou-se que os tratamentos SI, D₀ e D_{AM} apresentaram valores de resistência do solo à penetração significativamente maiores que os tratamentos D_{NC}, D₁₅ e D₂₀ (Figura 31).

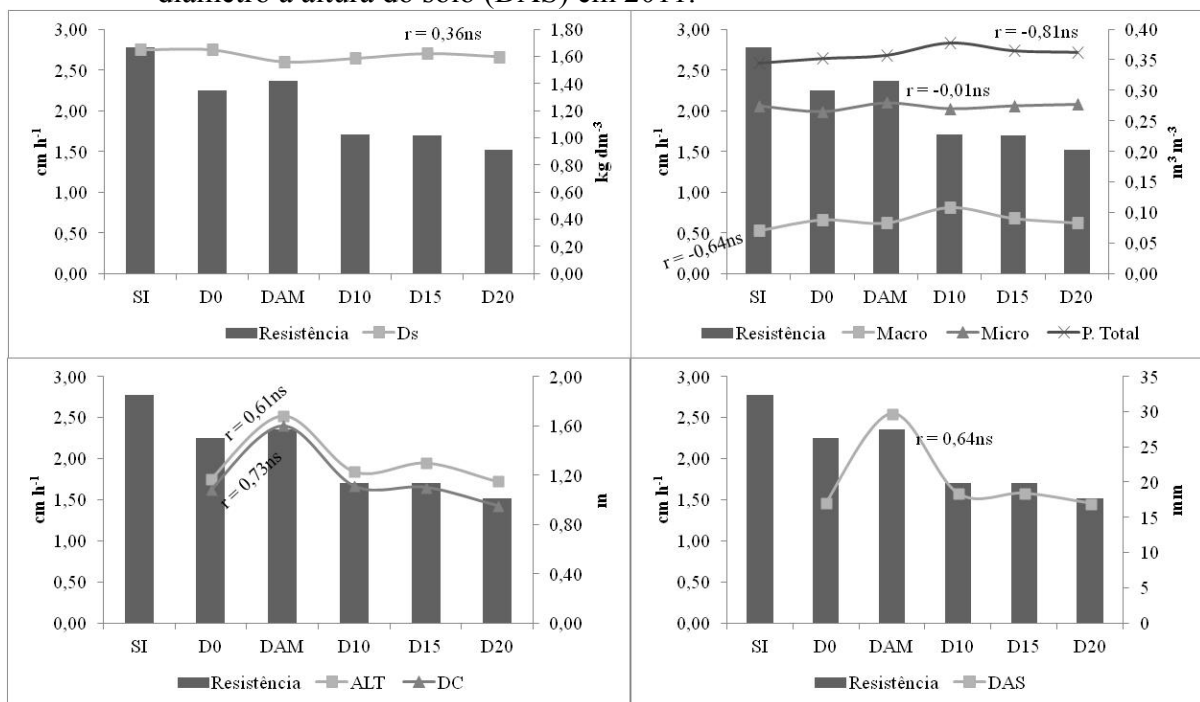
Neste mesmo ano, no plantio de eucalipto, verificou-se que os valores de resistência do solo à penetração variaram de 0,41 a 0,99 MPa na camada de 0,0 - 0,05 m, respectivamente nos tratamentos D₁₀ e D_{AM} (Figura 31). Os tratamentos SI, D₀ e D_{AM} apresentaram valores de resistência do solo à penetração estatisticamente superiores aos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀ (Figura 31). Verificou-se que nesta camada, o tratamento D₀ apresentou menor resistência quando comparado ao plantio de canudo-de-pito (Figura 31). Na camada de 0,10 - 0,20 m os maiores valores de resistência do solo à penetração foram observados nos tratamentos SI e D_{AM} (respectivamente 3,18 e 2,49 MPa), estes, diferindo significativamente dos tratamentos D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀ (respectivamente 2,11, 1,65, 1,80, 2,15 MPa) (Figura 31). Quando foram comparadas as espécies, verificou-se que em ambas as áreas, os valores de resistência eram semelhantes (Figura 27). Os dados obedeceram ao comportamento quadrático em relação à adição de diferentes quantidades de composto orgânico até a camada de 0,20 m (Figura 28).

Em relação aos valores de conteúdo de água no solo, os valores variaram de 0,10 a 0,13 m³ m⁻³ no plantio de canudo-de-pito. Em ambas as espécies não se verificou diferenças significativas entre o conteúdo de água de solo nas diferentes camadas e tratamentos

estudados (Figura 31). Não foram observados interações entre a umidade e as diferentes doses de composto orgânico.

Quando são correlacionados os valores de resistência a penetração com o desenvolvimento da vegetação e a porosidade do solo não se observam valores significativos. Apesar de não ter sido significativa a correlação, observa-se neste primeiro ano de avaliação, que nos plantio de canudo-de-pito e eucalipto à medida em que se aumenta a resistência média do solo, paralelamente o porte do vegetal aumenta e a porosidade do solo diminui (Figuras 33 e 34). É provável que estas respostas iniciais estejam principalmente relacionadas as respostas observadas podem ser atribuídas principalmente ao tipo de manejo físico utilizado no solo pois em ambos os plantios observaram-se tendência a menores valores de resistência média à penetração do solo nos tratamentos em que o solo foi manejado (Figuras 33 e 34). Em relação ao desenvolvimento da vegetação, a resposta observada está relacionada principalmente à forma de adubação utilizada e que será minuciosamente discutido nos capítulos 2 e 3.

Figura 33 - Correlação de Pearson dos valores médios até a camada de 0,40 m de resistência à penetração do solo no plantio de *Mabea fistulifera* com valores médios de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2011.

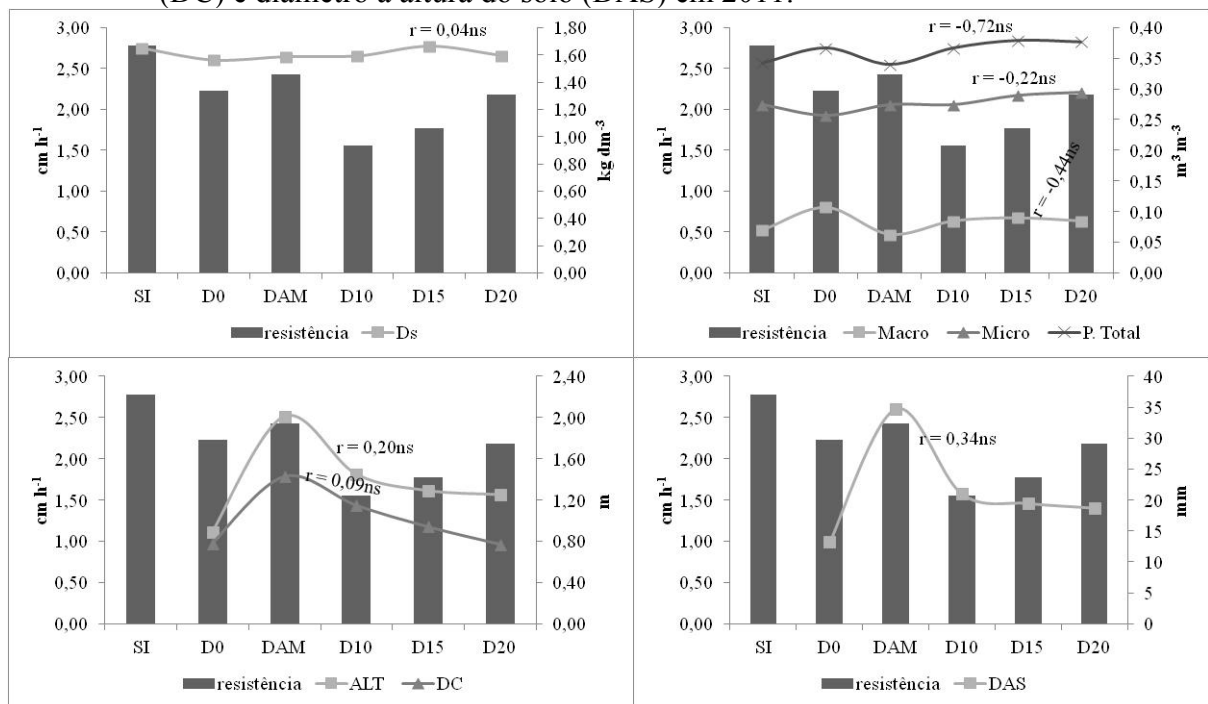


ns, *, **: respectivamente, valores não significativos, significativos a 5 e 1%, pelo teste F à 5% de significância.

Fonte: Produção do próprio autor.

Cavenage et al. (1999) explicam que a resistência do solo à penetração é diretamente influenciada pela densidade do solo. Tal resistência está estreitamente associada à densidade do solo e, para o mesmo teor de água, é tanto maior quanto maior a densidade, mostrando ser um bom indicador da compactação (REICHERT et al., 2003). Com o aumento da umidade em profundidade ocorre, simultaneamente, a redução da resistência do solo à penetração (TORMENA et al., 2002). Aumento no teor de água reduz a aeração e a resistência do solo à penetração (REICHERT et al., 2003).

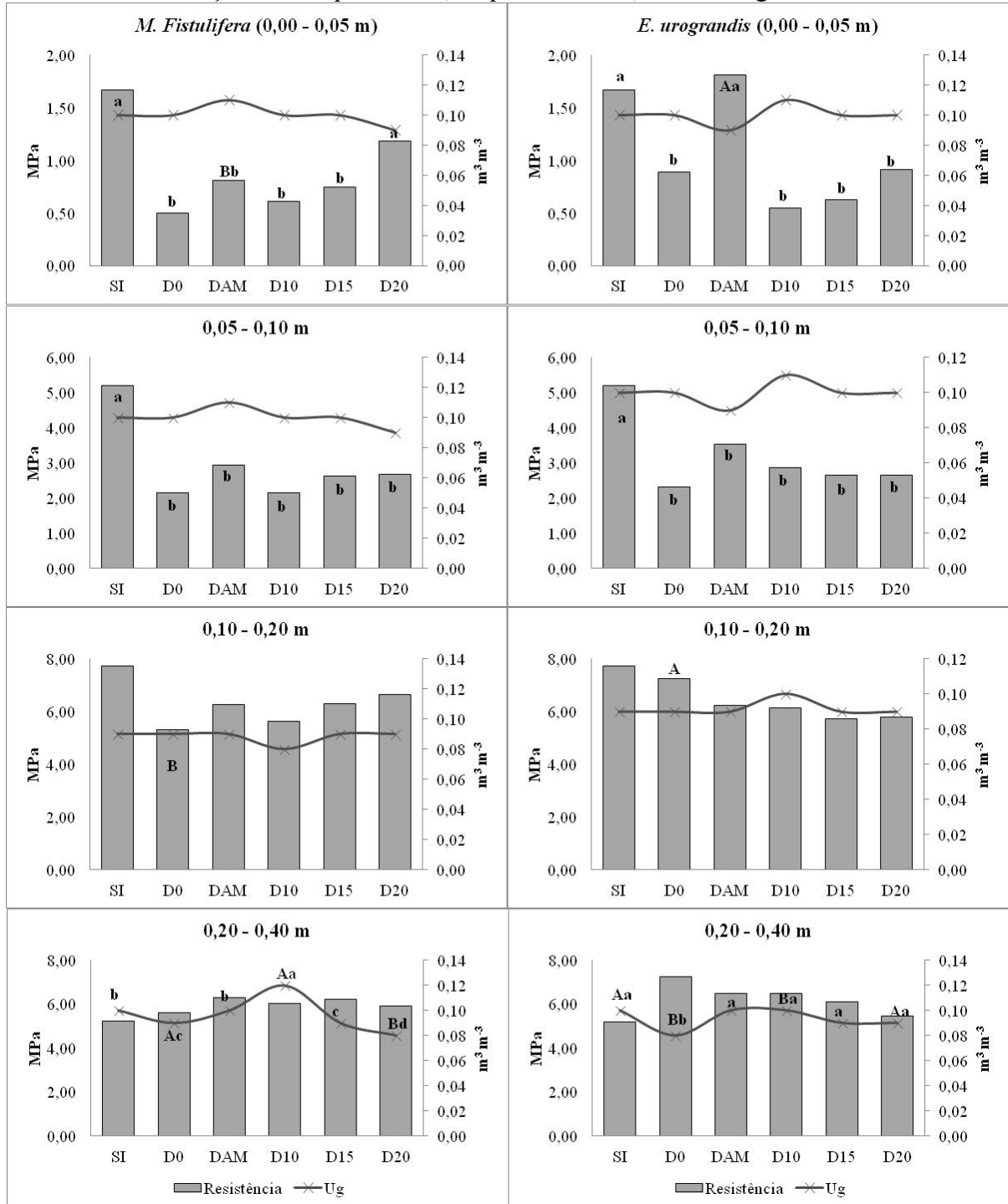
Figura 34 - Correlação de Pearson dos valores médios até a camada de 0,40 m de resistência à penetração do solo no plantio de *Eucalyptus urograndis* com valores médios de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2011.



ns, *, **: respectivamente, valores não significativos, significativos a 5 e 1%, pelo teste F à 5% de significância. Fonte: Produção do próprio autor.

Em 2012, os valores de resistência do solo à penetração, no plantio de *M. fistulifera*, variaram de 0,50 MPa (no tratamento D₀, na camada 0,0 - 0,05 m) a 7,74 MPa (no tratamento SI, na camada 0,10 - 0,20 m) (Figura 35). Na camada 0,0 - 0,05 m os tratamentos SI e D₂₀ apresentaram-se com valores de resistência do solo à penetração estatisticamente superiores aos dos tratamentos D₀, D_{AM}, D₁₀ e D₁₅ (Figura 35). Verificou-se interação quadrática entre as diferentes doses de composto e a resistência do solo à penetração (Figura 36).

Figura 35 - Resistência do solo à penetração (Resistência) e umidade do solo (Ug) nas camadas, tratamentos e plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2012. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.



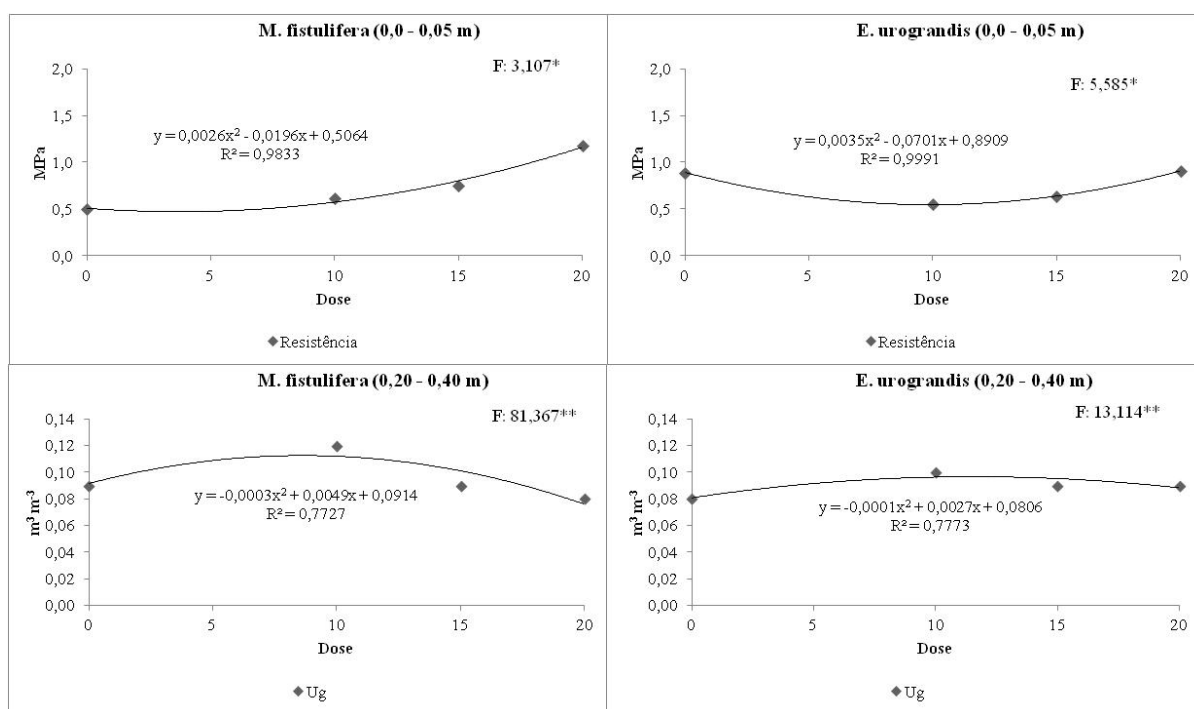
Médias seguidas de letras distintas (maíscula entre espécies e mesma variável analisada; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie em cada camada), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor.

Na camada 0,05 - 0,10 m, apenas no tratamento SI foram observados os maiores valores de resistência, diferindo significativamente dos demais (Figura 35). Já nas camadas 0,10 - 0,20 e 0,20 - 0,40 m, não foi observado diferença significativa nos valores de resistência do solo à penetração entre os diferentes tratamentos estudados (Figura 35). Em nenhuma destas camadas observou-se relação entre quantidade de composto adicionado e resistência.

Em relação aos valores de teor de água no solo, verificou-se diferença significativa apenas na camada 0,20 - 0,40 m, com maior teor de água no solo no tratamento D₁₀ (0,11 m³ m⁻³) e o menor valor no tratamento D₂₀ com teor de 0,08 m³ m⁻³ (Tabela 11). Na camada 0,20 - 0,40 m verificou-se também interação significativa quadrática entre doses de composto e teor de água no solo (Figura 36).

Figura 36 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para a resistência do solo à penetração, em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % (P < 0,05) e 1 % (P < 0,01), pelo teste F.

Fonte: Produção do próprio autor.

No plantio de eucalipto, em 2012, os valores de resistência do solo à penetração variaram de 0,55 a 7,74 MPa (Figura 35). Na camada 0,00 - 0,05 m, os menores valores de resistência do solo à penetração foram verificados nos tratamentos D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀, estes,

diferindo-se significativamente dos tratamentos SI e D_{AM} (Figura 35). Foi observada interação quadrática entre as diferentes doses e a resistência do solo à penetração, sendo a mínima resistência quando adicionado 10,01 Mg ha⁻¹ de composto orgânico (Figura 36).

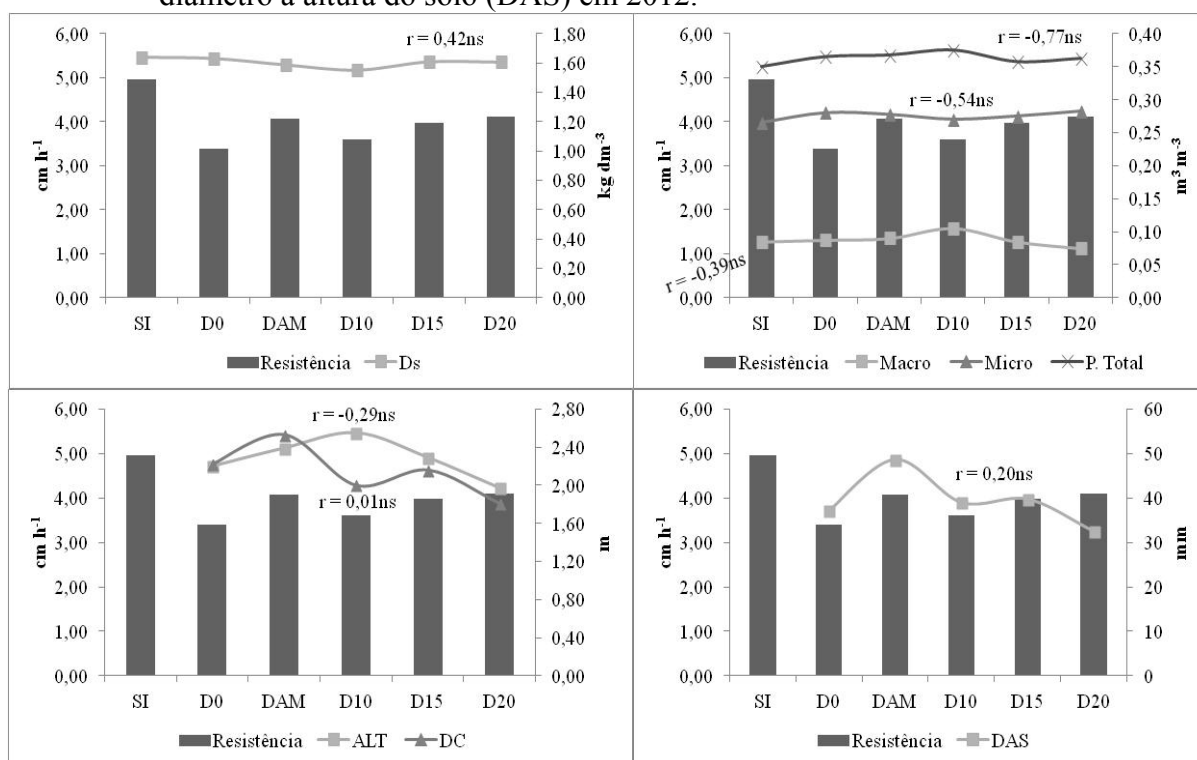
Na camada 0,05 - 0,10 m, a maior resistência do solo à penetração foi observada no tratamento SI, diferindo-se dos demais (Figura 35). Na camada 0,10 - 0,20 m, os maiores valores de resistência foram verificados nos tratamentos SI e D₀ (7,74, 7,26 MPa, respectivamente), diferindo-se dos demais tratamentos (Figura 35). Já na camada 0,20-0,40 m, não foram verificadas diferenças significativas nos valores de resistência do solo à penetração entre os diferentes tratamentos estudados (Figura 35). Para estas 3 camadas, não foram observadas correlações significativas entre a adição de composto orgânico e resistência do solo à penetração. Quando foram comparados os dois plantios, observou-se um comportamento similar quanto à resistência dos solo à penetração, nos dois períodos de avaliação (Figuras 31 e 35).

Os valores encontrados no presente trabalho são superiores aos obtidos por Arruda (2012). Estudando o uso deste mesmo composto, nas mesmas proporções, porém, distribuídos na linha de plantio e em solo não degradado, após 12 meses, o autor observou no plantio de eucalipto com umidade média do solo de 0,16 m³ m⁻³, valores variando de 0,02 MPa no tratamento com 10 Mg ha⁻¹ de composto e na camada de 0,0 - 0,05 m à 3,41 MPa na camada 0,20 - 0,40 m com o tratamento de adubação mineral. Este mesmo autor verificou no plantio de canudo-de-pito com a mesma umidade média do solo, que os valores de resistência à penetração variavam de 0,01 MPa na camada 0,0 - 0,05 m à 3,12 MPa, na camada 0,20-0,40 m. Os valores estão próximos aos verificados por Bonini (2012), a autora observou valores variando de 0,34 à 9,67 MPa. No segundo ano de avaliação, os tratamentos onde o solo foi manejado e houve o plantio de espécies arbóreas (D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀), de forma geral apresentaram menores valores de resistência do solo à penetração até a camada de 0,10 m em relação à área sem intervenção. Porém, a partir desta camada, observou-se uma elevada resistência do solo à penetração, o que pode estar indicando uma zona de compactação e influenciar negativamente o desenvolvimento do sistema radicular dos vegetais. Sands et al. (1979) e Greacen e Sands (1980) explicam que a penetração de raízes de espécies florestais é geralmente dificultada em resistências do solo a partir da faixa entre 2,5 e 3,0 MPa. Segundo Sands et al. (1979) em solos com resistência ao penetrômetro acima de 3 MPa ocorre severa restrição ao crescimento das raízes. Misra e Gibbons (1996) reportaram a

redução no comprimento das raízes primárias e laterais de eucalipto em, respectivamente, 71 e 31 %, com um aumento na resistência do solo à penetração de 0,4 a 4,2 MPa.

Quando correlacionados os valores médios de resistência do solo à penetração com os valores de porosidade e desenvolvimento das espécies arbóreas, não se observaram correlações significativas (Figuras 37 e 38). Observou-se em ambos os plantios tendências, ou seja, verificou-se que a resistência à penetração tendia a ser inversamente proporcional à porosidade do solo e diretamente proporcional à densidade do solo. Em média, verificou o mesmo comportamento observado em 2011, com tendência de menores valores de resistência à penetração nas áreas aonde houve o manejo físico do solo (Figuras 37 e 38).

Figura 37 - Correlação de Pearson dos valores médios até a camada de 0,40 m de resistência à penetração do solo no plantio de *Mabea fistulifera* com valores médios de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2012.



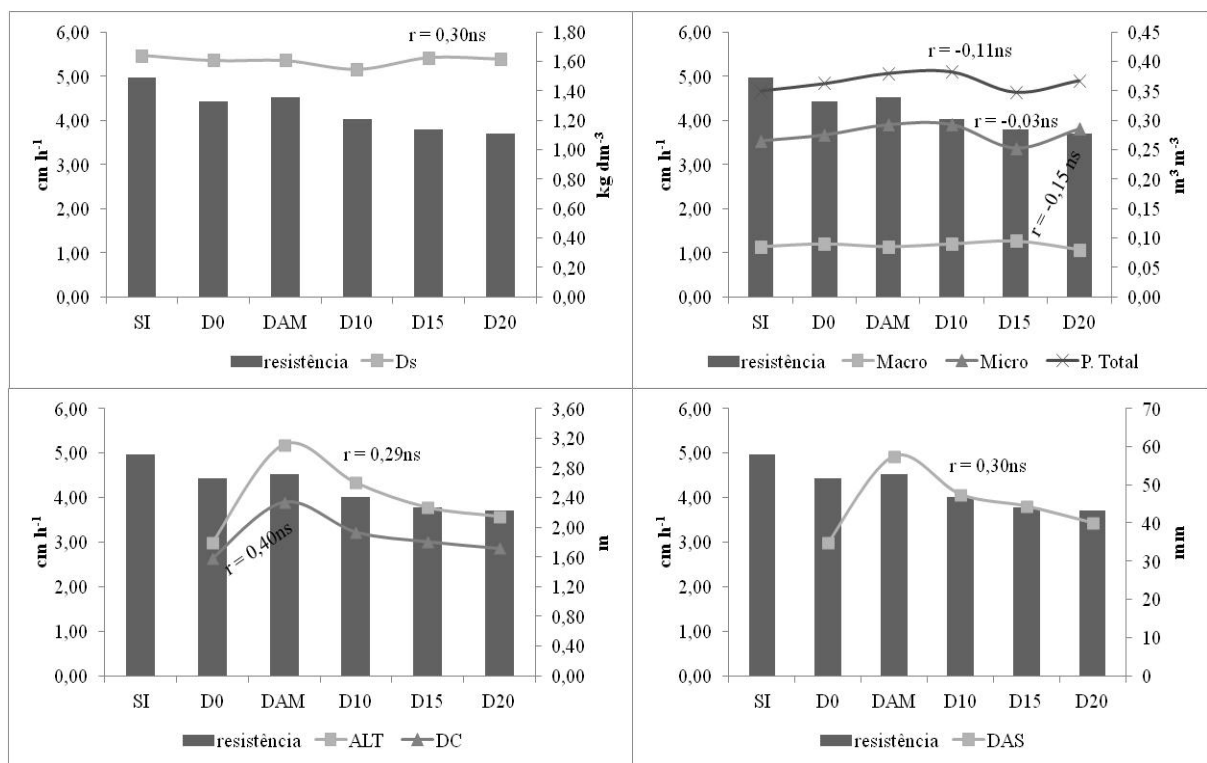
ns, *, **: respectivamente, valores não significativos, significativos a 5 e 1%, pelo teste F à 5% de significância.

Fonte: Produção do próprio autor.

Quando foram comparados cada plantio dentro dos diferentes períodos de avaliação, observaram-se diferenças significativas em ambos os plantios, nas diferentes camadas

estudadas (Figuras 39 e 40). De forma geral, em 2012 houve um aumento significativo da resistência do solo à penetração em relação à avaliação de 2011 (Figuras 31 e 32). Provavelmente esse fato pode ser explicado pela menor quantidade de água no solo em 2012, além disso, a falta de estruturação e o elevado grau de degradação deste solo pode estar contribuindo para o assentamento do solo e a formação de camadas compactadas. Um outro ponto que deve ser destacado é que o composto possui alto teor de Na (Tabela 3) e como será discutido no Capítulo 2, foi detectado aumento significativo do teor nesse elemento no solo. O sódio atua como dispersor de argila no solo e pode contribuir para a formação de camadas compactadas.

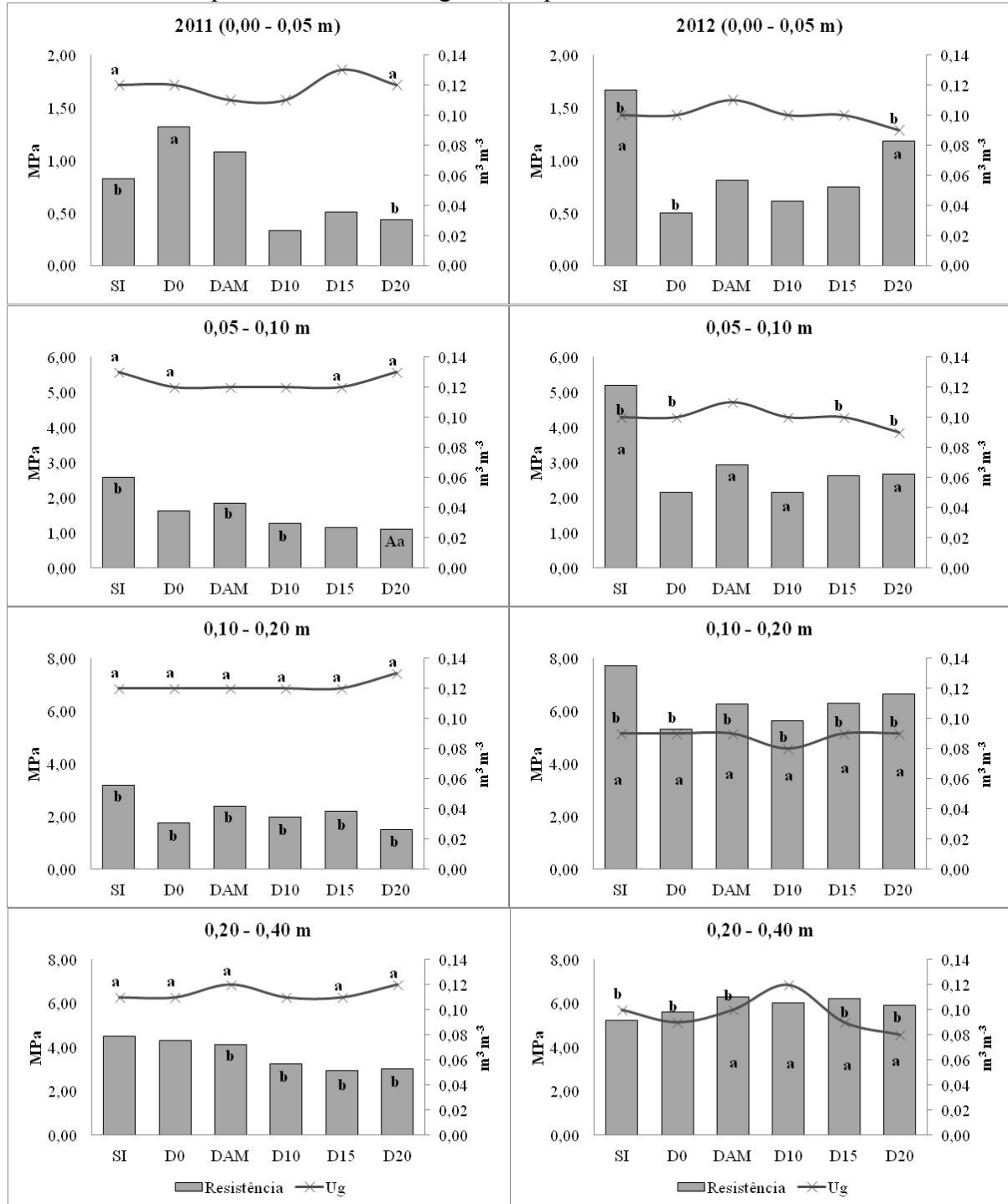
Figura 38 - Correlação de Pearson dos valores médios até a camada de 0,40 m de resistência à penetração do solo no plantio de *Eucalyptus urograndis* com valores médios de 0,40 m de densidade do solo (Ds), macroporos (Macro), microporos (Micro), porosidade total (P. Total), altura total das plantas (ALT), dimensão das copas (DC) e diâmetro à altura do solo (DAS) em 2012.



ns, *, **: respectivamente, valores não significativos, significativos a 5 e 1%, pelo teste F à 5% de significância.

Fonte: Produção do próprio autor.

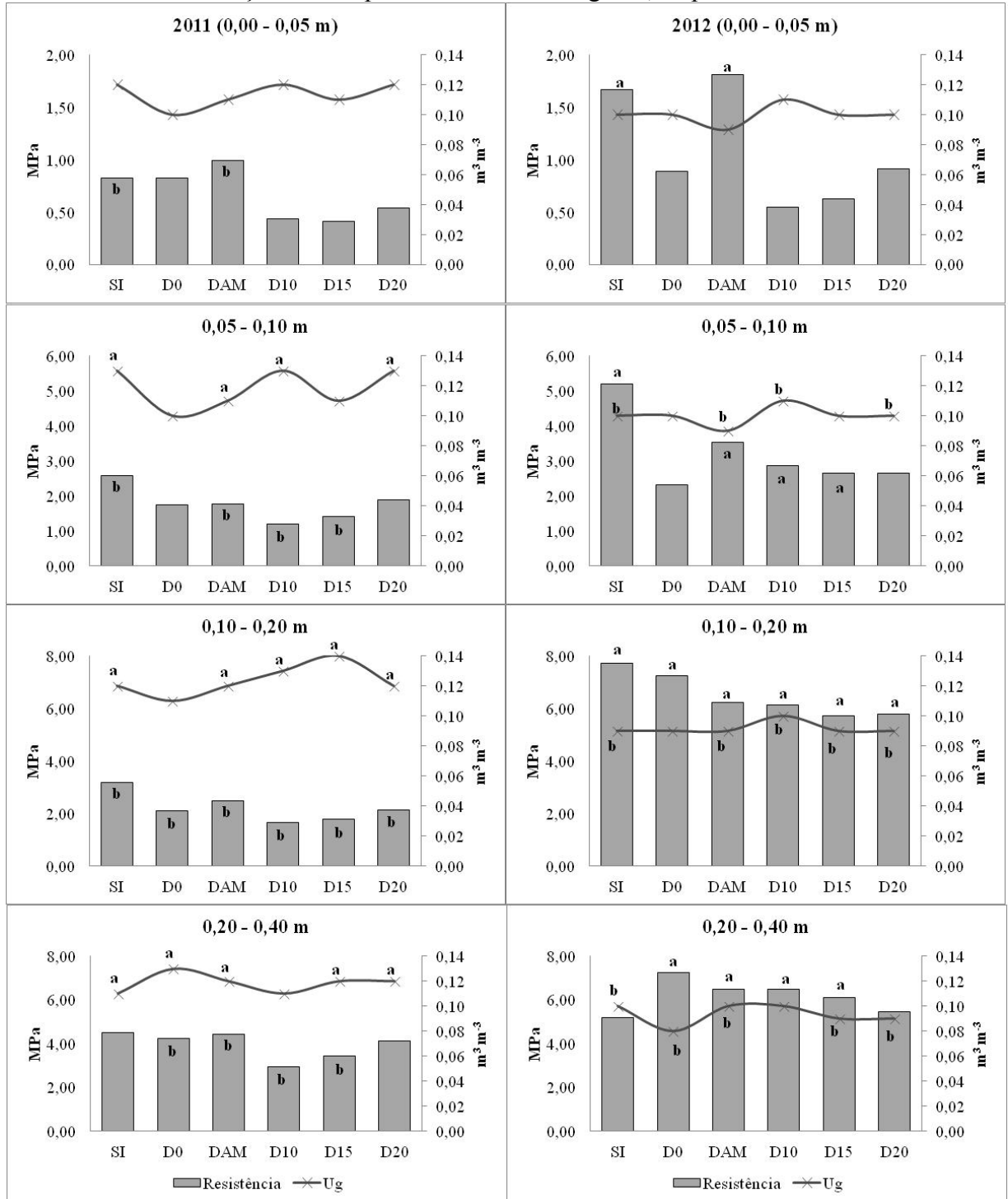
Figura 39 - Resistência do solo à penetração e umidade do solo (Ug) nas camadas, tratamentos e plantios de *Mabea fistulifera*, nos anos de 2011 e 2012, Selvíria – MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com 15 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente.



Médias seguidas de letras distintas, para a mesma variável em anos diferentes, diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 40 - Resistência do solo à penetração e umidade do solo (Ug) nas camadas, tratamentos e plantios de *Eucalyptus urograndis*, nos anos de 2011 e 2012, Selvíria – MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com 15 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente.



Médias seguidas de letras distintas, para a mesma variável em anos diferentes, diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Fonte: Produção do próprio autor.

1.4.4 Densidade das partículas

Na camada 0,00 - 0,05 m, os valores de densidade das partículas variaram de 2,65 a 2,68 kg dm⁻³. De 0,05 - 0,10 m, verificaram-se valores variando de 2,67 a 2,70 kg dm⁻³. Na terceira camada, 0,10 - 0,20 m, observaram-se valores de 2,68 a 2,71 kg dm⁻³ e na camada de 0,20 - a 0,40 m, os valores variaram de 2,67 a 2,70 kg dm⁻³. Nas diferentes camadas estudadas, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Também não foram observadas correlações significativas entre adição de diferentes doses de composto e densidade das partículas (Tabela 4).

Tabela 4 - Densidade das partículas do solo (DP) nas camadas e tratamentos no plantio de *Mabea fistulifera*. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral na recomendação da cultura; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura (10 Mg ha⁻¹ do composto); D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com 15 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente.

Tratamento	Camada m	Dp	F Regressão	
		Mg m ⁻³	Linear	Quadrática
SI	0,0 – 0,05	2,65 a	1,223 ^{ns}	0,031 ^{ns}
D _{AM}		2,69 a		
D ₀		2,66 a		
D ₁₀		2,67 a		
D ₁₅		2,68 a		
D ₂₀		2,68 a		
CV	%	1,05	0,94	
SI	0,05 – 0,10	2,69 a	3,887 ^{ns}	1,665 ^{ns}
D _{AM}		2,69 a		
D ₀		2,67 a		
D ₁₀		2,68 a		
D ₁₅		2,67 a		
D ₂₀		2,70 a		
CV	%	0,62	0,54	
SI	0,10 – 0,20	2,71 a	0,222 ^{ns}	0,008 ^{ns}
D _{AM}		2,71 a		
D ₀		2,68 a		
D ₁₀		2,68 a		
D ₁₅		2,69 a		
D ₂₀		2,69 a		
CV	%	1,00	1,17	
SI	0,20 – 0,40	2,70 a	3,113 ^{ns}	0,498 ^{ns}
D _{AM}		2,67 a		
D ₀		2,66 a		
D ₁₀		2,70 a		
D ₁₅		2,70 a		
D ₂₀		2,70 a		
CV	%	1,13	1,27	

Médias seguidas de mesma letra, na linha, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. ^{ns}: valores não-significativos. CV(%) Coeficiente de variação dos dados em cada camada.

Fonte: Produção do próprio autor.

Esperava-se a adição de diferentes quantidades de material orgânico fosse influenciar de forma significativa nos valores de densidade das partículas, porém, observa-se que a quantidade adicionada não foi suficiente para alterar estes valores.

Os valores encontrados correspondem à massa específica do quartzo e caulinita, que possuem massa específica de, aproximadamente, 2,62, e 2,60 kg dm⁻³, respectivamente (FLEET, 2003). Mendes et al. (2006) explicam que a densidade das partículas é uma característica intrínseca do solo, dependente apenas dos constituintes da fração sólida do solo e determinada pela proporção relativa de material mineral e orgânico e suas respectivas densidades. Santos et al. (2009) estudando os atributos físicos de um Latossolo sob diferentes coberturas vegetais em Alegre no Espírito Santo, também não observaram diferenças estatísticas entre as diferentes coberturas. Os autores explicaram que o fato se devia à densidade de partículas ser um atributo físico estável e concluíram que semelhanças estatísticas já eram esperadas para este atributo do solo.

1.5 Conclusões

Após 24 meses, em ambos os plantios, foram observados indicativos de melhorias de alguns comportamentos físicos do solo, como diminuição da sua resistência à penetração e aumento da infiltração de água, e na diminuição da densidade do solo. Sendo, que ambas as espécies estão atuando de forma semelhante nos atributos físicos estudados.

As diferentes doses de composto estão atuando de forma semelhante nos atributos físicos do solo e conclui-se que as modificações observadas podem ser atribuídas principalmente ao preparo diferenciado do solo somados ao desenvolvimento das espécies arbóreas, em relação à área sem intervenção.

Conclusions

An improvement in behaviour of various soil physical attributes was observed under the two tree plantations studied 24 months after starting the field experiment. Soil penetration resistance showed a trend to decrease, whereas water infiltration increased and bulk density also decreased. The two species studied showed similarities regarding their effect on the soil physical properties studied.

The different doses of compost applied showed a similar effect on the soil properties studied, in that no significant difference were observed within treatments with compost. The differences between the control treatment and treatments with compost amendment can be attributed mainly to the effect of soil tillage system with the effect of the growing tree species.

Referências

- ALVES, M. C. **Sistemas de rotação de culturas com plantio direto em Latossolo Roxo: Efeitos nas propriedades físicas e químicas.** 1992. 173 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1992.
- ALVES, M. C.; CABEDA, M. S. V. Infiltração de água em um Podzólico Vermelho-Escuro sob dois métodos de preparo, usando chuva simulada com duas intensidades. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 23, n.4, p. 753-761, 1999.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciências do solo**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 617 – 625, 2007.
- ANJOS, J. T.; UBERTI, A. A. A.; VIZZOTO, V. J.; LEITE, G. B.; KRIEGER, M. Propriedades físicas em solos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 15, p. 139-145, 1994.
- ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 5, 2007.
- ARRUDA, O. G. **Uso de resíduo extraído da extração de celulose e o impacto em solo de cerrado cultivado com eucalipto e espécie arbórea nativa.** 2012. 101 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Sistemas de Produção) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2012.
- BATEY, T. Soil compaction and soil management: a review. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 25, n. 4, p. 335 - 345, 2009.
- BAUMHARDT, R. L.; RÖMKENS, M. J. M.; WHISLER, F. D.; PARLANGE, J. Y. Modeling infiltration into sealing soil. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 26, n. 10, p. 2497 - 2505, 1990.
- BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. **Soil physics**. 4. ed. New York: j. Wiley, 1972. 529 p.
- BONINI, C. S. B. **Restauração ecológica de um solo decapitado sob intervenção antrópico há 17 anos.** 2012. 191 f. Tese (Doutorado em Agronomia)- Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2012.
- BOONE, F. R.; van der WERF, H. M. G.; KROESBERGEN, B.; TEN HAG, B. A.; BOERS, A. The effect of compaction of the arable layer in sandy soils on the growth of maize for silage. II. Soil conditions and plant growth. **Netherlands Journal of Agricultural Research**, Amsterdam, v. 35, n. 2, p. 113-128, 1987.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 13. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2002. 960 p.

CAMARA, R. K.; KLEIN, V. A. Propriedades físico-hídricas do solo sob plantio direto escarificado e rendimento de soja. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 4, p. 813 - 819, 2005.

CASTRO, L. G. **Dinâmica da água em terraços de infiltração**. 2001. 104 f. Tese (Doutorado em Agronomia)- Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

CAVENAGE, A.; MORAES, M. L. T.; ALVES, M. C.; CARVALHO, M. A. C.; FREITAS, M. L. M.; BUZZETTI, S. Alterações nas propriedades físicas de um Latossolo vermelho-escuro sob diferentes culturas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 997 - 1003, 1999.

COLODRO, G. **Recuperação de solo de área de empréstimo com lodo de esgoto**. 2005. 82 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

COSTA, C. D. O. **Escoamento superficial e risco de erosão do solo na sub-bacia jardim novo horizonte, município de Ilha Solteira – SP**. 2010. 88 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.

DEBIASI, H. **Recuperação física de um Argissolo compactado e suas implicações sobre o sistema solo-máquina-planta**. 2008. 263 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)- Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

DORAN, J. W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M. A. Soil health and sustainability. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 56, n. 1, p. 1-54, 1996.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA/CNPQ, 1997. 212 p.

ERICKSON, A. E. Tillage effects on soil aeration. In: VAN DOREN, D. M.; ALLMARAS, R. R.; LINDEN, D. R.; WHISLER, F. D. (Ed.). **Predicting tillage effects on soil physical properties and processes**. Madison: ASA, 1982. cap.6, p.91-104.

FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. **Revista Symposium**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 36-41, 2008.

FLEET, M. E. **Rock-forming minerals, sheet silicates: micas, chlorites, talcs, and zeolites**. 2. ed. Londres: The Geological Society of London, 2003. v.3a, 758 p.

GENRO JUNIOR, S. A.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; ALBURQUERQUE, J. A. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho e produtividade de culturas cultivadas em sucessão e rotação. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 1, p. 65 - 73, 2009.

GRABLE, A. R.; SIEMER, E. G. Effects of bulk density, aggregate size, and soil water suction on oxygen diffusion, redox potential and elongation of corn roots. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 32, n. 2, p. 180-186, 1968.

GREACEN, E. L.; SANDS, R. Compaction of forest soils. A review. **Australian Journal of Soil Research**, Sidney, v. 18, n. 2, p. 163-89, 1980.

GREENLAND, D. J. Soil management and soil degradation. **Journal of Soil Science**, London, v. 31, n. 3, p. 301-322, 1981.

HAKOYAMA, S.; YOSHIDA, K.; NAKAGAWA, J.; MORAES, M. H.; IWAMA, H.; IGUITA, K.; NAKAGAWA, J. Efeitos da semeadura direta e do preparo convencional em algumas propriedades físicas do solo. **Científica**, São Paulo, v. 23, n.1, p. 17-30, 1995.

HAMBLIN, A. P. The influence of soil structure on water movement, crop root growth and water uptake. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 38, n.1, p. 95-158, 1986.

HORN, R.; DOMIZAL, H.; SLOWINSKA-JURKIEWCZ, A.; OUWERKERK, C. Van. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 35, n. 1-2, p. 23-36, 1995.

IMHOFF, S.; SILVA, A. P.; DIAS JUNIOR, M. S.; TORMENA, C. A. Qualificação de pressões críticas para o crescimento das plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, n.1, p.11 - 18, 2001.

INGARAMO, O. E. **Indicadores físicos de la degradación del suelo**. 2003. 341 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais)- Facultad de Ciencias, Universidade da Coruña, La Coruña, 2003.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relação solo-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 264 p.

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 Ciências do Solo**, Viçosa, v. 32, n.1, p. 405 – 416, 2008.

LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. **Advanced Soil Science**, New York, v. 1, n.1, p. 277-294, 1985.

LEVIEN, R.; JONG VAN LIER, Q.; ALVES, A. G. C. Influence of surface crust on water infiltration rates measured by a rotating-boom rainfall simulator and double-cylinder device. **Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa**, v. 24, n. 3, p. 479 - 486, 2000.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo: EDUSP, 2005. v. 1, 344 p.

LIPIEC, J.; HATANO, R. Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth. **Geoderma**, Amsterdam, v. 116, n.1, p. 107 - 136, 2003.

LOGSDON, S. D.; KARLEN, D. L. Bulk density as a soil quality indicator during conversion to no-tillage. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 78, n. 2, p. 143 - 149, 2004.

MATERECHERA, S. A.; ALSTON, A. M.; KIRBY, J. M.; DEXTER, A. R. Influence of root diameter on the penetration of seminal roots into a compacted subsoil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 144, n. 2, p. 297-303, 1992.

MENDES, F. G.; MELLONI, E. G. P.; MELLONI, R. Aplicação de atributos físicos do solo no estudo da qualidade de áreas impactadas, em Itajubá / MG. **Revista Cerne**, Lavras, v. 12, n. 3, p. 211 - 220, 2006

MISRA, R. K.; GIBBONS, A. K. Growth and morphology of eucalypt seedling-roots, in relation to soil strength arising from compaction. **Plant and Soil**, Crawley, v. 182, n. 1, p. 1-11, 1996.

MOREIRA, P. R. **Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita**. 2004. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)- Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2004.

PASSIOURA, J. B. Soil structure and plant growth. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 29, n. 6, p. 717-728, 1991.

RAWLS, W. J.; AHUJA, L. R.; BRAKENSIEK, D. L.; SHIRMOHAMMADI, A. Infiltration and soil water movement. In: MAIDMENT, D.R. (Ed.). **Handbook of hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1993. p. 1 - 51.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Revista Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 27, n. 1, p. 29-48, 2003.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S. da; REICHERT, J. M. (Ed.). **Tópicos em ciências do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v. 5, p. 49 - 134.

REINERT, D. J.; ALBURQUERQUE, J. A.; REICHERT, J. M.; AITA, C.; ANDRADA, M. M. C. Limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em Argissolo vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 1805 - 1816, 2008.

RODRIGUES, S. **Permeabilidade ao ar em Latossolo Vermelho sob plantio direto e preparo convencional**. 2009. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciências)- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

SANDS, R.; GREACEN, E. L.; GERARD, G. J. Compaction of sandy soils in radiata pine forests. I. A penetrometer study. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 17, n. 1, p. 101-113, 1979.

SANTOS, L. N. S.; PASSOS, R. R.; CARDOSO, L. C. M.; SANTOS, C. L.; GARCIA, G. O.; CECÍLIO, R. A. Avaliação de atributos físicos de um Latossolo sob diferentes coberturas vegetais em Alegre (ES). **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 2, p. 140 - 149, 2009.

SILVA, S. G. C. **Variação temporal da densidade do solo e do grau de compactação de um Latossolo Vermelho sob plantio direto escarificado**. 2011. 65 f. Dissertação (Mestrado em Ciências)- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2011.

SILVA, S. R. **Crescimento de eucalipto influenciado pela compactação de solos e doses de fósforo e de potássio**. 2000. 97 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 2000.

SILVA, A. P.; KAY, B. D.; PERFECT, E. Management versus inherent soil properties effects on bulk density and relative compaction. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 44, n. 1-2, p. 81 - 93, 1997.

SILVA, A. P.; TORMENA, C. A.; IMHOFF, S. Intervalo hídrico ótimo. In: MORAES, M. H.; MÜLLER, M. M. L.; FOLONI, J. S. S. (Ed.). **Qualidade física do solo: métodos de estudo sistemas de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: Funep, 2002. p. 1-18.

SOUZA, Z. M; ALVES, M.C. Movimento de água e resistência à penetração em um Latossolo Vermelho distrófico de cerrado, sob diferentes usos e manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 1, p. 18 – 23, 2003.

STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: Microbiological indicators. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science**, Taylor and Francis, v. 49, n.1, p. 1-24, 1999.

TAYLOR, H. M. Effect of soil strength on seedling emergence, root growth and crop yield. In: BARNES, K. K. (Org.). **Compaction of agricultural soils**. Madison: American Society of Agricultural Engineers, 1971. p. 292-305.

THOMASSON, A. J. Towards an objective classification of soil structure. **Journal of Soil Science**, London, v. 29, n. 1, p. 38-46, 1978.

TORMENA, C. A.; BARBOSA, M. C.; COSTA, A. C. S. da; GONÇALVES, C. A. Densidade, porosidade e resistência à penetração em Latossolo cultivado sob diferentes sistemas de preparo do solo. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 59, n. 4, p. 795 - 801, 2002.

VEIGA, M.; BASSIL, L.; ROSSO, A. **Degradação do solo e da água: manual de uso, manejo e conservação do solo e da água**. 2. ed. Florianópolis: Secretaria da Agricultura e Abastecimento, 1994. 384 p.

ZANG, R. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 61, n. 4, p. 1024-1030, 1997.

CAPÍTULO 2 ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO

Resumo

Uma forma de recuperar os atributos químicos de um solo degradado seria a adição de compostos com elevados teores de matéria orgânica e nutrientes ao solo. A matéria orgânica é a principal responsável pela capacidade de troca catiônica dos solos e atua como reservatório de nutrientes para as plantas, como o cálcio, magnésio e potássio. O objetivo deste estudo foi quantificar os efeitos da aplicação de um composto orgânico advindo da compostagem de resíduos da produção de celulose na recuperação de atributos químicos de um solo degradado. O experimento foi implantado na Fazenda de Ensino e Pesquisa, Campus de Ilha Solteira (UNESP), localizada no município de Selvíria-MS. O delineamento experimental utilizado foi o de parcelas subdivididas em blocos ao acaso, com esquema em faixa, com 6 tratamentos e 4 repetições. Os 2 tratamentos nas parcelas principais foram representados pelos plantios do híbrido *Eucalyptus urograndis* (eucalipto - espécie exótica) e *Mabea fistulifera* Mart. (canudo-de-pito - espécie nativa). Nas subparcelas foram testadas doses do composto e também a comparação com adubação mineral, sendo 6 tratamentos (SI – área sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹); D₁₅ e D₂₀ (15 e 20 Mg ha⁻¹ do composto, respectivamente). Foram quantificados os atributos químicos do solo em dois anos. No ano de implantação, foram determinados os elementos totais do solo por fluorescência e ICP – MS e conteúdos de nitrogênio e carbono. Os resultados foram analisados efetuando-se a análise de variância, correlação simples e teste de Scott-Knott para comparação de médias e regressão entre as diferentes doses de composto. Conclui-se composto orgânico advindo de resíduos da extração da celulose promove melhorias nos atributos químicos da área estudada, com destaque para os teores de P, K, Ca e os valores de SB, CTC e V%, porém ocorre a elevação do pH em paralelo ao aumento da dose. Até a dose de 20 Mg ha⁻¹ e em condições semelhantes de solo é seguro utilizar o composto orgânico, pois não detectados aumentos significativos nos teores de metais pesados no solo após a adição do composto orgânico, porém deve-se atentar à elevação dos teores de Na no solo.

Palavras chave: Fertilidade do solo. Matéria orgânica. Solo degradado.

CHAPTER 2 CHEMICAL ATTRIBUTES OF SOIL

Abstract

One way to recover the chemical attributes of a degraded soil, would be the addition of compounds with high content of organic matter and nutrients to the soil. Organic matter is primarily responsible for the cation exchange capacity of the soil and acts as a reservoir of plant nutrients, such as calcium, magnesium and potassium. The aim of this study was to quantify the effects of the application of an organic compound arising from the composting of waste pulp production in the chemical recovery of a degraded soil. The experiment was carried out at the Teaching and Research Farm, Ilha Solteira Campus (UNESP), located in Selvíria-MS. The experimental design was a split-plot randomized blocks, with layout on track, with 6 treatments and 4 replications. The two treatments in main plots were represented by plantations of *Eucalyptus urograndis* hybrid (Eucalipto - exotic species) and *Mabea fistulifera* Mart. (Canudo-de-pito - native species). Subplots were tested doses of the compound and also the comparison with mineral water supply, with 6 treatments (SI - area without intervention; D₀ - without fertilization; D_{AM} - mineral fertilizer according to crop need; D₁₀ - composted manure according the necessity of culture (10 Mg ha⁻¹), D₁₅ and D₂₀ (15 and 20 Mg ha⁻¹ of compost, respectively). Were quantified chemical soil in two years. year of implementation, the elements were determined total ground fluorescence and ICP - MS and content of nitrogen and carbon. Results were analyzed by performing the analysis of variance, correlation and simple test of Scott-Knott to compare means and regression between the different doses of the compound. We conclude that the organic compound residues arising from the extraction of cellulose promotes improvements in chemical properties of the studied area, with emphasis on the contents of P, K, Ca and the values of SB, CTC and V%, but occurs at elevation pH in parallel with the increase in dose. Even a dose of 20 Mg ha⁻¹ and similar conditions of soil is safe to use the organic compound, undetected because significant increases in the levels of heavy metals in soil after addition of organic compost, but must pay attention to rising levels in the soil.

Key words: Soil fertility. Organic matter. Degraded soil.

2.1 Introdução

Uma das etapas na recuperação de um solo degradado é a recuperação dos seus atributos químicos. Uma das opções para o restabelecimento destes atributos seria a adição de compostos orgânicos ao solo como fonte de matéria orgânica (MO) e nutrientes.

Na extração da celulose, são gerados grandes quantidades de resíduos com alto teor de matéria orgânica e nutrientes. Estes resíduos devem ser destinados a um local adequado de descarte, sendo a compostagem desse material e utilização dos mesmos como fertilizante orgânico uma opção de destino.

Os resíduos gerados das indústrias de papel e celulose de forma geral apresentam elevados teores de nutrientes e bases trocáveis. Muitos estudos em áreas de plantios florestais os têm testados como adubos orgânicos e corretores de pH do solo, sendo observados resultados promissores desse material na manutenção da fertilidade e correção do pH desses solos.

Em solos degradados, o restabelecimento do conteúdo de matéria orgânica se torna um dos maiores desafios, pois os mesmos normalmente possuem valores reduzidos de MO. A matéria orgânica do solo é responsável por inúmeros benefícios ao solo como substrato para os microorganismos, manutenção da sua umidade e fertilidade, atua na agregação de suas partículas, dentre outras características inerentes desse material.

Baseado nos argumentos citados anteriormente, o objetivo deste trabalho foi quantificar os efeitos da aplicação de um composto orgânico advindo da compostagem de resíduos da produção de celulose na recuperação de atributos químicos de um solo degradado.

2.2 Revisão de Literatura

O reflorestamento de solos degradados, bem como a sustentabilidade das associações das espécies florestais depende da restauração do nível de fertilidade do solo, sendo, por conseguinte, imprescindível para a recomposição do ecossistema (NOGUEIRA JUNIOR, 2000). Em solos florestais, a matéria orgânica age como substrato para os microorganismos do solo e influencia a umidade, a agregação, a resistência e os processos pedogenéticos. Além disso, ela é uma importante controladora da ciclagem de nutrientes na floresta (WORREL; HAMPSON, 1997) e constitui-se numa das principais fontes de nitrogênio, fósforo e enxofre (BRADY, 1999). Porém, em solos altamente degradados, como os de áreas de empréstimo, os teores de matéria orgânica do solo e nutrientes são muito baixos.

Uma forma de recuperar os atributos químicos de um solo degradado seria a adição de compostos com elevados teores de matéria orgânica e nutrientes ao solo. A matéria orgânica é a principal responsável pela capacidade de troca catiônica dos solos (CTC) e atua como reservatório de nutrientes para as plantas, como o cálcio, magnésio e potássio (SEKI, 1995). Porém, altos teores de matéria orgânica em compostos não significa, necessariamente, boa qualidade agrônômica do produto ou capacidade de alterar a fertilidade de solos (BARREIRA et al., 2006). A composição, estabilidade da matéria orgânica e concentração de nutrientes na matéria seca determinam a capacidade de produtos orgânicos alterarem a fertilidade de solos e substratos ao serem incorporados a eles (CORRÊA et al., 2006; BERTONCINI et al., 2008).

A matéria orgânica pode ser obtida através do uso de compostos orgânicos. Estes podem ser produzidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos (KIEHL, 2004). A presença de nutrientes na composição dos resíduos orgânicos permite o uso como fertilizantes, além de serem reaproveitados como corretivos de acidez do solo além de minimizar os impactos econômicos e ambientais da disposição final de seus componentes (TRIGUEIRO, 2006).

A indústria de celulose e papel descarta toneladas de resíduos com composição química variada, recuperando apenas parte dos reagentes envolvidos nos processos de transformação da madeira em celulose, gerando, assim, diversos resíduos (ALBUQUERQUE et al. 2002). Nesses processos que envolvem o uso da madeira como fonte de matéria-prima, usualmente são gerados materiais com alto percentual de matéria orgânica, como a casca, serragem, a lama de cal, o lodo ativado, *dregs*, *grits* e a cinza de caldeira da queima de biomassa, sendo, portanto, as sobras que ocorrem no processamento mecânico, físico ou químico e que não são

incorporadas ao produto final. O processo químico mais empregado para a produção de celulose de eucalipto é o *Kraft*, que utiliza sulfeto de hidróxido de sódio como agente químico ativo (BELLOTE et al., 1998; BARRETTO, 2008).

O lodo ativado é um resíduo orgânico com teores elevados de alguns nutrientes, tendo potencial para uso como fertilizante e condicionador de solos. Apresenta alto teor de matéria orgânica e baixos teores de alumínio e sódio. Entretanto, os teores de potássio são muito baixos e as relações $\text{Ca} + \text{Mg}/\text{K}$ são muito elevadas, havendo a necessidade de complementação com fertilizante potássico (FABRES et al., 1994).

O *dregs* e o *grits* são resíduos sólidos que são coletados separadamente na indústria, mas acabam sendo misturados e dispostos em aterros industriais (NOLASCO et al., 2000). O *dregs* e *grits* apresentam altas concentrações de cálcio, nas formas de carbonatos e óxidos de cálcio, sódio e teores baixos de magnésio, fósforo, potássio e metais como Pb, Zn, Cu, Ni e Cd (PAJARA et al., 2003). O *grits*, por apresentarem um poder de neutralização equivalente ao CaCO_3 (cerca de 100%) são mais eficientes na correção da acidez do solo do que o *dregs*, pois este apresenta um poder de neutralização de aproximadamente 72% (GUERRINI et al., 2000).

A aplicação de resíduo e cinza aumenta a fertilidade do solo, reduz a concentração de alumínio e aumenta o conteúdo de matéria orgânica, o que favorece o desenvolvimento da microbiologia do solo. Estes fatores afetam diretamente a ciclagem de nutrientes e a disponibilidade dos nutrientes às plantas (BELLOTE et al., 1998). Almeida et al. (2008) ao estudarem a influência da adição de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose na lixiviação de cátions em um solo ácido, não observaram lixiviação dos nutrientes K, Ca e Mg. Os autores concluíram que esse tipo de resíduo poderia ser utilizado como corretivo de acidez em solos ácidos sem ocasionar efeitos negativos nos atributos químicos e físicos do solo. Além do mais, com o surgimento de novos sistemas de tratamentos, que reduzem sensivelmente o potencial poluidor dos resíduos para o uso agrícola, seja como fonte de nutrientes para as plantas ou como corretivo da acidez do solo, o uso de compostos orgânicos têm se tornado uma alternativa barata e tecnicamente viável na preservação da qualidade ambiental (ALMEIDA et al., 2008).

No entanto, ao se recomendar tal utilização, é necessário estudar possíveis alterações que possam ocorrer nos atributos físicos e químicos do solo, bem como a resposta das plantas a tais produtos (ALMEIDA et al., 2008), pois existe a preocupação com a contaminação do

solo por metais pesados, sendo Ar, Cd, Co, Cr, Pb, Hg, Mo, Ni, Se e Zn, metais pesados comumente associados com toxidez ou poluição do solo (NELLESSEN; FLETCHER, 1993). Por outro lado, Guerra (2007) explica que o setor de celulose e papel não é fonte geradora de metais pesados, pois esta tipologia industrial transforma a madeira em polpa celulósica, estando presentes, os metais, na estrutura da madeira.

2.3 Material e Métodos

2.3.1 Análises químicas do solo realizadas no Brasil

As amostras para análises químicas do solo foram coletadas aleatoriamente, na área útil de cada tratamento, em ambas as espécies arbóreas estudadas, no mês de fevereiro dos anos de 2011 e 2012, com o auxílio de trado de caneca (em 5 pontos por parcela para constituir uma amostra composta). Foram coletadas nas camadas de 0,00-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m (Figura 2).

As análises químicas do solo foram realizadas no Laboratório de Fertilidade do Solo, na Faculdade de Engenharia (UNESP), Campus de Ilha Solteira, de acordo com a metodologia descrita por Raij e Quaggio (1983) e foram quantificados os teores de fósforo, potássio, magnésio e cálcio pelo método de extração com resina trocadora de íons. O teor de matéria orgânica foi determinado pelo método colorimétrico e o pH, em cloreto de cálcio, acidez potencial (hidrogênio + alumínio) a pH 7,0. Foram calculadas as somas de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases (V%).

2.3.2 Análises químicas do solo realizadas na Espanha

Uma parte das análises químicas foram realizadas no Laboratório de Análise Estrutural, da Facultad de Ciencias, na Universidade de Coruña, em La Coruña, Espanha. Para estas análises (Fluorescência, ICP – MS e Carbono e Nitrogênio totais), em abril de 2010, foram coletadas aleatoriamente, em área útil, na faixa onde está instalada a espécie *Mabea fistulifera* 5 amostras simples de solo em cada tratamento para formar 1 amostra composta (Figura 2). As coletas foram realizadas em quatro camadas de solo (0,00-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m), que totalizaram 96 amostras. Após a coleta, as amostras foram secas ao ar e peneiradas em malha de 2,0 mm (terra fina seca ao ar – TFSA).

2.3.2.1 Pré-tratamento das amostras

Antes do início das análises químicas foi necessário realizar preparo inicial das amostras para se adequarem às exigências técnicas dos equipamentos de análises. Foi necessário que as

amostras de solo fossem padronizadas a uma granulometria $\leq 125 \mu\text{m}$. Utilizou-se o moinho de bolas Retsch modelo PM 400 (Figuras 41A e 41B) e peneiras com abertura da malha de $125 \mu\text{m}$ para a adequação da granulometria das amostras.

Figura 41 - Moinho de bolas Retsch, modelo PM 400 (A); visão interna do moinho de bolas Retsch, modelo PM 400 (B); recipiente de moagem (C); detalhe do recipiente com as bolas de moagem (D); solo peneirado à $125 \mu\text{m}$ (E); solo peneirado, homogeneizado e identificado (F).



Fonte: Produção do próprio autor.

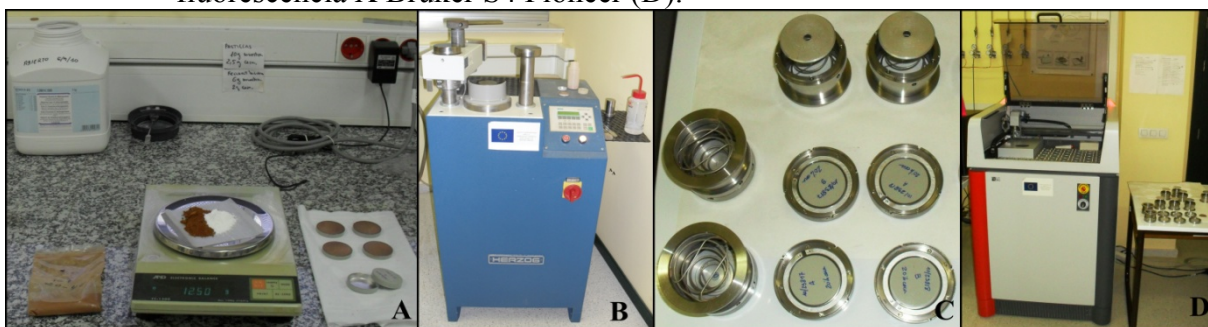
Para a padronização, pesou-se aproximadamente 45 gramas de TFSA em balança analítica com precisão de duas casas decimais. O solo foi transferido para os recipientes do equipamento (Figuras 41C e 41D) e colocado no moinho por 10 minutos à 300 rpm, transferindo-se o solo moído para a peneira. Repetiu-se o processo de moenda e peneiragem até que todo o solo passasse pela peneira com abertura da malha de $125 \mu\text{m}$ (Figura 41E). O solo foi homogeneizado, identificado e armazenado em sacolas para serem realizadas as análises (Figura 41F).

2.3.2.2 Quantificação do conteúdo de elementos no solo por fluorescência.

A difração de raios x (DRX) é uma das técnicas mais poderosas para análises qualitativas e quantitativas de fases sólidas cristalinas, tanto orgânicas como inorgânicas, em amostras em pó, camadas finas ou cristais de uma ampla variedade de materiais (minerais, rochas, sedimentos, solos, partículas atmosféricas, etc) (UH, 2011).

A espectrometria de fluorescência de raios x é um método rápido e preciso para análises químicas de elementos majoritários e traços de amostras sólidas e líquidas. Para a determinação desta análise, utilizou-se o espectrômetro de fluorescência de raios X Bruker S4 Pioneer, que é um equipamento robotizado e automatizado (Figura 42D). Este equipamento oferece a determinação de forma rápida e fácil das concentrações dos elementos investigados.

Figura 42 - 10 g de solo + 2,5 g de cera C de Hoechst (A); Prensa Herzog (B); Pastilhas de solo e recipientes do espectrômetro de fluorescência (C); espectrômetro de fluorescência X Bruker S4 Pioneer (D).



Fonte: Produção do próprio autor.

Nesta análise buscou-se quantificar os elementos: SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , TiO_2 , MgO , CaO , P_2O_5 , MnO , ZrO_2 , K_2O , CuO . Para a execução da análise, o solo previamente preparado com granulometria $\leq 125 \mu\text{m}$ foi compactado em forma de pastilha (Figura 42C). Para a confecção das pastilhas, foram pesados 10 g de solo e 2,5 g de cera de C de Hoechst (Figura 42A). Esse material foi homogeneizado e transferido para uma prensa de confecção específica (Figura 42B) durante 20 segundos à força de 75 kN.

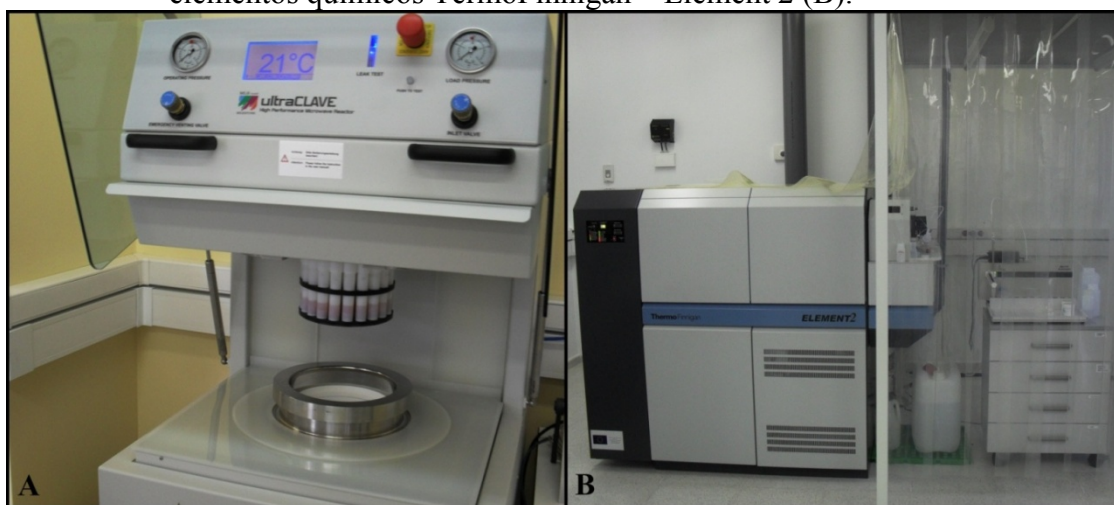
Após prontas, as pastilhas foram transferidas para o espectrômetro de fluorescência (Figura 42D), onde foram realizadas as medições dos compostos químicos de forma

automatizada. Já a concentração de CO₂ foi determinada por perda de massa, para isso, uma quantidade determinada de solo foi colocado em uma mufla a 975°C, sendo determinada a concentração de CO₂ por diferença de massa.

2.3.2.3 Quantificação do conteúdo de elementos no solo por ICP - MS.

Nesta análise foram quantificados por extração os elementos Na, Mg, Al, P, Ca, Mn, Fe, Ti, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Zr, Cd, Hg, Pb. Pesou-se aproximadamente 0,2 g do solo padronizado à granulometria $\leq 125 \mu\text{m}$, colocando-o em tubos especiais de teflon. Adicionou-se 5 mL de HNO₃ destilado e os tubos contendo solo + ácido foram colocados em um extrator Ultraclave (Figura 43A) para que fossem extraídos os elementos do solo. Em seguida, o líquido contendo os elementos químicos foi filtrado e colocado no equipamento TermoFinnigan – Element 2 (Figura 43B) para a quantificação de forma automatizada de cada elemento investigado.

Figura 43 - Extrator + tubos de teflon Ultraclave (A); equipamento para quantificação de elementos químicos TermoFinnigan – Element 2 (B).



Fonte: Produção do próprio autor.

2.3.2.4 Carbono e nitrogênio totais

Para as análises de carbono orgânico e nitrogênio, pesou-se aproximadamente 10 – 15 mg da amostra padronizada à granulometria $\leq 125 \mu\text{m}$ utilizando a microbalança MX-5 (Mettler-Tolledo) com precisão de 1 μg (Figura 44A), introduzindo este solo em uma cápsula de estanho de 9 x 5 mm. As análises do conteúdo de carbono orgânico e nitrogênio foram

realizadas no analisador elemental Flash EA 1112 (ThermoFinnigan) (Figura 44B). Este equipamento realiza a análise mediante a combustão instantânea em um tubo de quartzo com temperatura de 1000° C. Os gases resultantes dessa combustão são arrastados por uma corrente de hélio pra um segundo tubo cheio de cobre e com temperatura de 680° C. Neste local, os óxidos de nitrogênio são reduzidos à N₂. Os gases gerados (CO₂ e N₂) são filtrados, separados cromatograficamente e detectados por um detector de condutividade térmica.

Figura 44 - Microbalança MX-5 (Mettler-Tolledo) com precisão de 1 µg (A); analisador elemental Flash EA 1112 (ThermoFinnigan) (B).



Fonte: Produção do próprio autor.

2.4 Análise Estatística

Os resultados foram analisados efetuando-se análise de variância, homogeneidade da variância e teste de Skott-Knott para as comparações das médias no nível de 5 % de probabilidade. Quando necessário, devido à heterogeneidade das variâncias, os dados originais foram transformados em \sqrt{x} , onde x é o valor original obtido. Realizou-se análise de regressão entre as doses de composto considerando o controle como dose zero mais as doses de 10, 15 e 20 Mg ha⁻¹, no nível de 5% de probabilidade. O programa computacional utilizado para a realização das análises estatísticas foi o SISVAR (FERREIRA, 2008).

2.5 Resultados e Discussão

2.5.1 Atributos químicos do solo

2.5.1.1 Fósforo (P)

Em 2011, no plantio de *Mabea fistulifera* os teores de P variaram de 3,3 a 32,8 mg dm⁻³ nas camadas estudadas, sendo estes valores verificados nas camadas de 0,20-0,40 e 0,0-0,05 m para os tratamentos D₁₀ e D₂₀, respectivamente (Tabela 5). Nas camadas de 0,0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos. Nas camadas 0,0-0,05 e 0,05-0,10 m, os menores valores foram observados nos tratamentos SI, D₀ e D_{AM} e valores intermediários nos tratamentos D₁₀ e D₁₅ e maiores valores no tratamento D₂₀. Na camada 0,10 - 0,20 m, na dose D₂₀ foram quantificados os maiores teores de P (14,3 mg dm⁻³), diferindo-se significativamente dos demais tratamentos. Para a camada de 0,20-0,40 m não foi observada diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 5).

Neste mesmo ano, no plantio de *Eucalyptus urograndis*, os valores de P no solo variaram de 4,0 a 27,5 mg dm⁻³ e foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos nas camadas 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m (Tabela 5). Na camada de 0,0 – 0,05 m os menores teores de P foram verificados nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀ (respectivamente 7,4, 5,3 e 4,7 mg dm⁻³) diferindo do tratamento D₁₀ que encontrou-se em uma posição intermediária e diferiu significativamente dos tratamentos D₁₅ e D₂₀ (Tabela 5). Já na camada de 0,05-0,10 m, constatou-se que os tratamentos SI, D_{AM} e D₀ apresentavam teores de P no solo menores que o grupo de tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀, diferindo significativamente do grupo anterior. Nas camadas 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, não foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 5).

Quando foram comparados os teores de P no solo dos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus grandis*, no primeiro ano de avaliação, foram constatadas diferenças significativas até a camada de 0,20 m (Tabela 5). De modo geral, o solo com o plantio de eucalipto tendeu a apresentar menores teores de fósforo no tratamento D₂₀, quando comparado ao solo do plantio de canudo-de-pito que pode indicar um consumo maior de fósforo pelo eucalipto (Tabela 5).

Em 2011, no plantio de *Mabea fistulifera* o modelo que melhor se adequou ao comportamento dos dados foi o quadrático nas camadas 0,0 – 0,05, 0,05 – 0,10 m e 0,10-0,20 m (Figura 45). No plantio de *Eucalyptus urograndis* foi observado comportamento quadrático na camada 0,0 – 0,05 m e linear na camada 0,0 – 0,05 m. Na camada de 0,20 –

0,40 m, não foram observados correlações significativas entre a quantidade de composto adicionado e o teor de P no solo em ambos os plantios. Baseado na análise de regressão, pode-se observar que o teor de fósforo no solo apresenta um comportamento distinto quando são comparadas as espécies, este comportamento pode estar relacionado à dinâmica de cada espécie na utilização deste nutriente, uma vez que as concentrações fósforo no solo adicionadas através do composto orgânico, teoricamente seriam equivalentes (Figura 45).

Tabela 5 - Teores de fósforo, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹. (continua).

Trat.	Camada (m)	Fósforo (mg dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0 - 0,05	7,4 Ac	7,4 Ac	3,8 Ac*	3,8 Ac
D _{AM}		4,5 Ac	5,3 Ac	4,3 Ac	3,8 Ac
D ₀		5,5 Ac	4,7 Ac	3,8 Ac	3,0 Ac
D ₁₀		10,7 Bb	20,3 Ab	11,0 Ab	6,8 Ac*
D ₁₅		13,5 Bb	26,5 Aa	21,8 Aa*	23,8 Ab
D ₂₀		32,8 Aa	27,5 Aa	30,5 Aa	37,0 Aa
CV ¹			13,76		6,91
CV ²	%	10,75		20,59	
CV ³		14,52	17,26	14,52	17,26
SI	0,05 – 0,10	4,8 Ac	4,8 Ab	2,8 Ac*	2,8 Ad
D _{AM}		4,5 Ac	5,5 Ab	3,0 Ac	3,8 Ad
D ₀		5,0 Ac	4,7 Ab	3,0 Ac	2,7 Ad*
D ₁₀		12,3 Ab	13,3 Aa	7,0 Ab*	7,0 Ac*
D ₁₅		13,0 Ab	12,7 Aa	6,0 Bb*	13,7 Ab
D ₂₀		28,3 Aa	16,0 Ba	14,7 Aa*	18,3 Aa
CV ¹			6,97		11,34
CV ²	%	12,99		13,26	
CV ³		13,84	12,49	13,84	12,49

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott-Knott no nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Tabela 5 - Continuação.

Trat.	Camada (m)	Fósforo (mg dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	4,4 Ab	4,4 Aa	2,1 Ab*	2,1 Ac*
D _{AM}		4,7 Ab	4,8 Aa	2,8 Aa	3,8 Ab
D ₀		4,0 Ab	4,3 Aa	1,7 Ab*	2,3 Ac*
D ₁₀		5,8 Ab	6,3 Aa	3,3 Aa	2,3 Ac*
D ₁₅		6,8 Ab	6,3 Aa	3,3 Aa*	3,7 Ab*
D ₂₀		14,3 Aa	6,8 Ba	4,0 Ba*	5,5 Aa
CV ¹			16,85		8,76
CV ²	%	16,59		13,78	
CV ³		20,04	10,05	20,04	10,05
SI	0,20 - 0,40	4,1 Aa	4,1 Aa	1,8 Ab*	1,8 Aa*
D _{AM}		5,0 Aa	4,0 Aa	2,0 Ab*	2,8 Aa
D ₀		4,3 Aa	4,0 Aa	1,3 Ab*	1,7 Aa*
D ₁₀		3,3 Aa	4,0 Aa	1,7 Ab*	2,5 Aa*
D ₁₅		4,0 Aa	4,5 Aa	3,0 Aa	2,0 Aa*
D ₂₀		5,0 Aa	4,3 Aa	2,3 Aa*	2,3 Aa*
CV ¹			10,59		5,48
CV ²	%	12,41		14,86	
CV ³		15,22	11,50	15,22	11,50

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott-Knott no nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

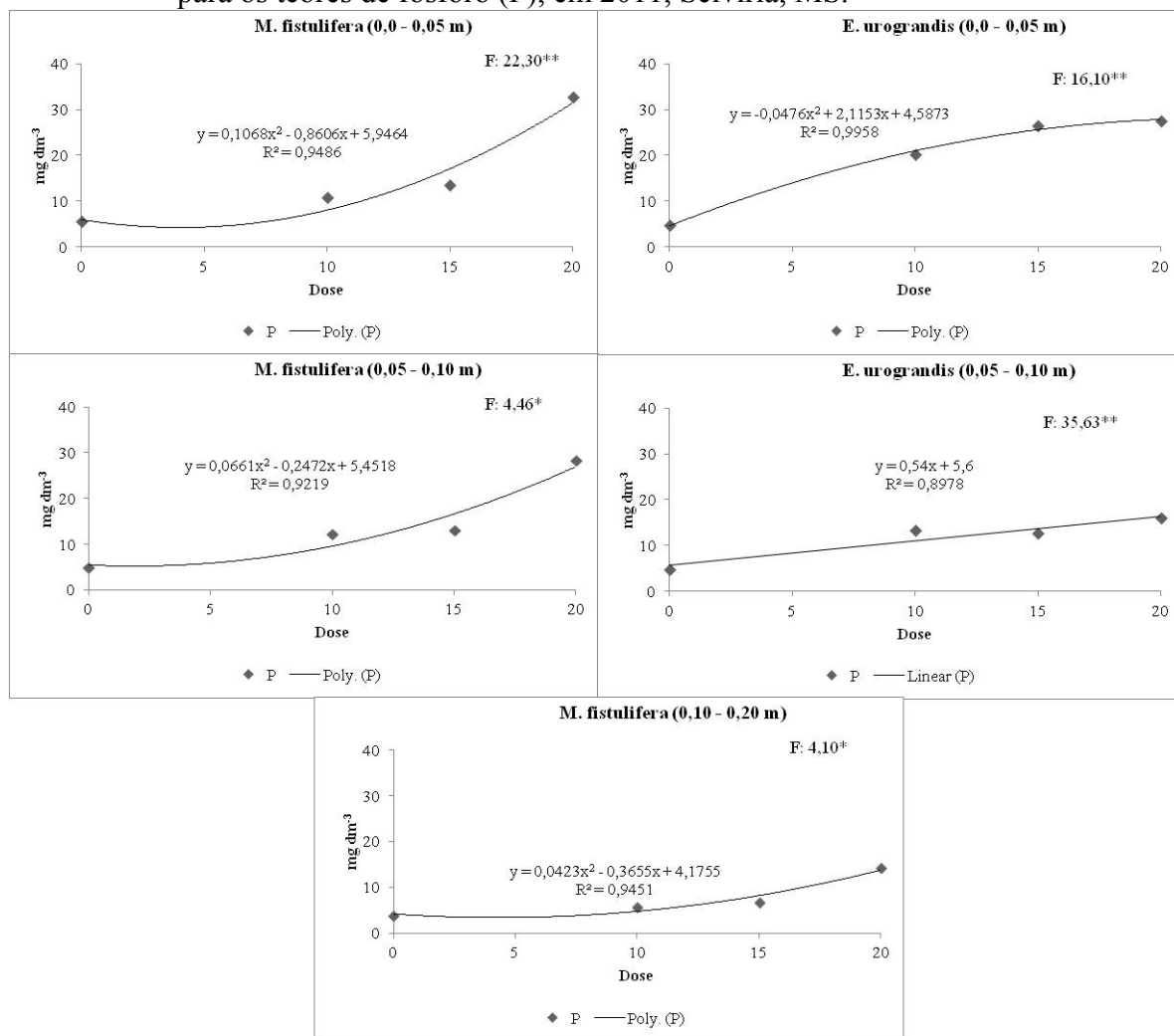
(Fonte: Produção do próprio autor).

Em 2012, no plantio de *Mabea fistulifera*, os teores de P no solo variaram de 1,3 a 30,5 mg dm⁻³, sendo verificado interação significativa em todas as camadas estudadas (Tabela 5). Na camada de 0,0 – 0,05 m os teores de P variaram de 3,8 mg dm⁻³ nos tratamentos SI e D₀ à 30,5 mg dm⁻³ no tratamento D₂₀ (Tabela 5). Nesta camada, os menores teores de P foram constatados nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀, diferindo-se significativamente dos demais (Tabela 15). O teor de P no tratamento D₁₀ comportou-se em uma posição intermediária, sendo significativamente menor que os tratamentos D₁₅ e D₂₀ (Tabela 5).

Na camada de 0,05 – 0,10 m os teores de P no solo variaram de 2,8 a 14,7 mg dm⁻³ respectivamente nos tratamentos SI e D₂₀ (Tabela 5). Da mesma forma que verificado na camada anterior, os menores teores de P foram constatados nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀

diferindo significativamente dos demais. Os tratamentos D₁₀ e D₁₅ comportaram-se de forma intermediária e o maior teor de P foi constatado no tratamento D₂₀, diferindo-se significativamente dos demais (Tabela 5).

Figura 45 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses do composto, para os teores de fósforo (P), em 2011, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Na camada de 0,10 – 0,20 m os teores de P no solo variaram de 1,7 a 4,0 mg dm⁻³ nos tratamentos D₀ e D₂₀, respectivamente. Os tratamentos SI, D₀ e D₂₀ apresentaram teores de P significativamente menores que os tratamentos D_{AM}, D₁₀ e D₁₅ (Tabela 5). Já na camada de 0,20 – 0,40 m, os teores de P variaram de 1,3 m dm⁻³ no tratamento D₀ 3,0 mg dm⁻³ no tratamento D₁₅ (Tabela 5). Verificou-se que os tratamentos D₁₅ e D₂₀ apresentaram teores de P no solo significativamente superiores aos tratamentos SI, D_{AM}, D₀ e D₁₀ (Tabela 5).

No plantio de *Eucalyptus urograndis*, neste segundo ano de avaliação, os valores de P no solo variaram de 37,0 a 1,7 mg dm³. Foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos até a camada de 0,20 m (Tabela 5). Na camada 0,0 – 0,05 m, os teores de P no solo variaram de 3,8 a 37 mg dm³ nos tratamentos SI e D₂₀, respectivamente (Tabela 5). Nesta camada, os menores teores de P no solo foram verificados no grupo de tratamentos SI, D_{AM}, D₀ e D₁₀, diferindo-se significativamente dos demais tratamentos. O tratamento D₁₅ ocupou uma posição intermediária e o maior valor de P no solo foi observado no tratamento D₂₀ (Tabela 5).

Na camada 0,05 – 0,10 m, os teores de P variaram de 2,7 mg dm⁻³ no tratamento D₀ a 18,3 mg dm⁻³ no tratamento D₂₀ (Tabela 5). Nesta camada observou-se que o grupo SI, D_{AM} e D₀ possuía menor teor de P quando comparado ao tratamento D₁₀, este por sua vez, apresentou valores de P significativamente menores que o tratamento D₁₅, que foi significativamente menor que o tratamento D₂₀ (Tabela 5).

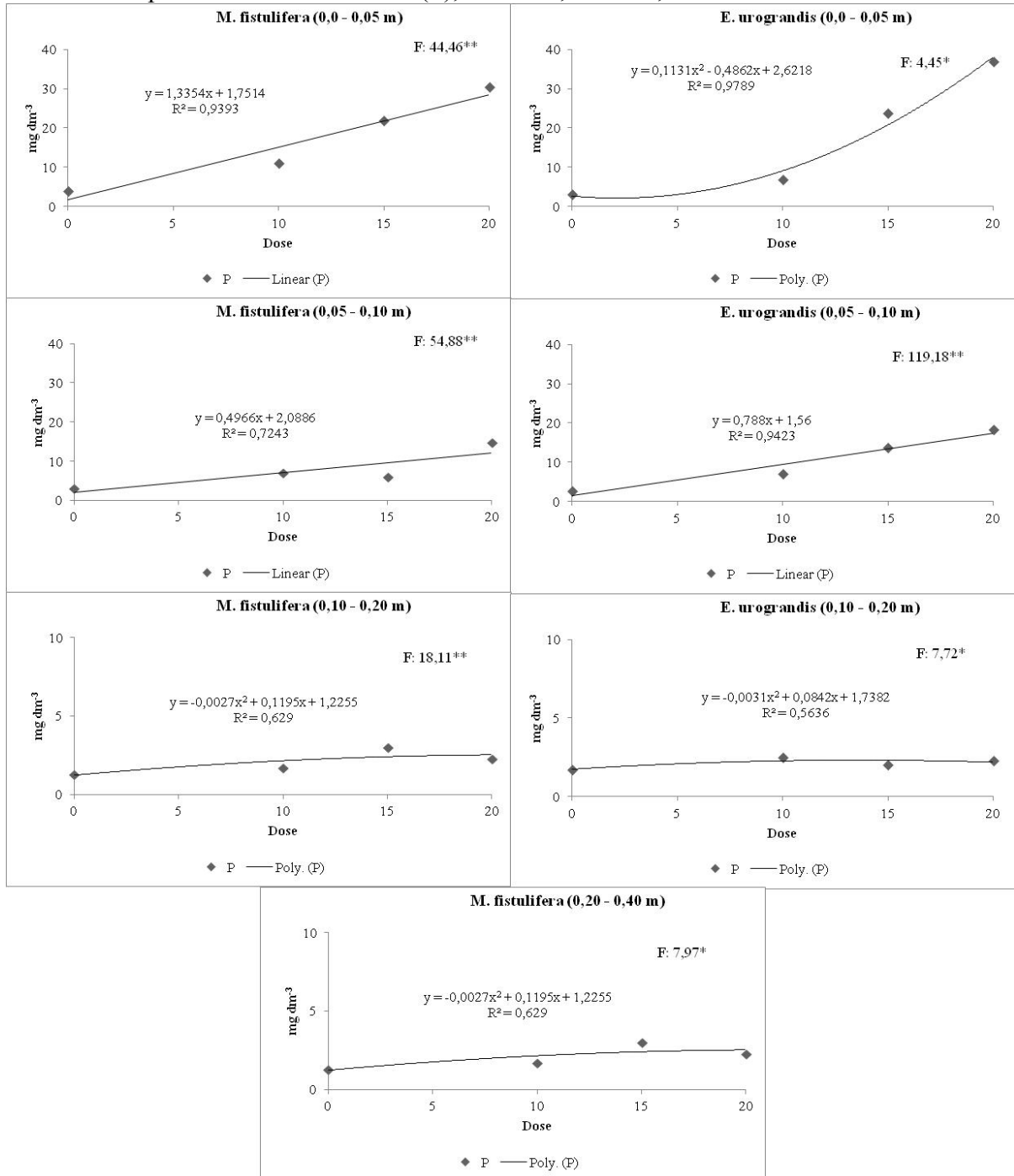
Na camada 0,10 – 0,20 m, da mesma forma que observado para as camadas anteriores, o tratamento com maior teor de P no solo foi o que recebeu 20 Mg ha⁻¹ do composto orgânico, diferindo-se significativamente dos demais. Nos tratamentos SI, D₀ e D₁₀, foram constatados menores valores de P e valores intermediários foram observados nos tratamentos D_{AM} e D₁₅ (Tabela 5).

Neste segundo ano de avaliação, no plantio de *Mabea fistulifera*, verificou-se correlação linear entre as diferentes doses de composto adicionado ao solo e o teor de P até a camada de 0,10 m e quadrática nas demais camadas (Figura 46). Já nas áreas de plantio de *Eucalyptus urograndis*, também foram observadas correlação linear na camada 0,05 – 0,10 m e quadráticas nas camadas 0,00 – 0,05 e 0,10 – 0,20 m (Figura 46). Na camada de 0,20-0,40 m, não foram constatados interações significativas entre a adição de diferentes doses de composto e o teor de P no solo no plantio de *Eucalyptus urograndis* em 2012 (Figura 46). Da mesma forma que observado no ano anterior, foi verificado a existência de comportamentos diferenciados do teor de fósforo no solo à medida em que se aumentaram a adição de composto orgânico, quando são comparadas as duas espécies (Figura 46).

Quando foram comparados os dois períodos de avaliação na área de plantio de *Mabea fistulifera*, houve interação significativa nas quatro camadas estudadas (Tabela 5). De forma geral, os teores de P no solo em 2012 foram menores que os observados em 2011 (Tabela 5). Na camada de 0,0 – 0,05 m, os teores de P nos tratamentos SI e D₁₅, diferiram-se

significativamente em relação aos teores de 2011, sendo constatado que os teores de P eram menores no tratamento SI e maiores no tratamento D₁₅ (Tabela 5).

Figura 46 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses do composto, para os teores de fósforo (P), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística. (Fonte: Produção do próprio autor).

Na camada 0,05 – 0,10 m, em 2012, os teores de P eram significativamente menores nos tratamentos SI, D₁₀, D₁₅ e D₂₀ em relação aos valores observados em 2011 (Tabela 5). Nos demais tratamentos (D_{AM} e D₀), apesar de não terem sido constatadas diferenças significativas, observou-se uma tendência a menores teores de P no solo quando comparados aos teores verificados em 2011 (Tabela 5). Na camada 0,10 – 0,20 m, em 2012, os teores de P dos tratamentos SI, D₀, D₁₅ e D₂₀ foram significativamente menores que os observados em 2011. Já na camada 0,20 – 0,40 m, apenas não se verificou diferença significativa no tratamento D₁₅, nos demais tratamentos, em 2012 os teores de P no solo foram menores que os constatados em 2011 (Tabela 5).

Um comportamento semelhante foi observado quando foram comparados os teores de fósforo no solo do plantio de *Eucalyptus urograndis* entre os dois períodos de avaliação (Tabela 5). De forma geral, os teores desse nutriente no solo tenderam a ser menores no ano de 2012, sendo observada diferença significativa em todas as camadas estudadas (Tabela 5). Na camada de 0,0 – 0,05 m, os teores de P foram significativamente menores em 2012 no tratamento D₁₀. Na camada de 0,05 – 0,10 m foram constatados menores teores de P nos tratamentos D₀ e D₁₀ (Tabela 5). Quando se avaliou a camada de 0,10 – 0,20 m, constatou-se que os teores de P nos tratamentos SI, D₀, D₁₀ e D₁₅ foram significativamente menores em 2012 quando comparados com os valores de 2011. Já na camada 0,20 – 0,40 m, o teor de P foi significativamente menor em 2012 nos tratamentos SI, D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀ (Tabela 5). A diminuição do teor desse nutriente no solo provavelmente é resultado desenvolvimento da vegetação no local, ou seja, ao crescerem, as plantas absorvem e incorporam esse nutriente em suas estruturas. Além disso, devem ser levadas em consideração as possíveis perdas de fósforo no solo pela adsorção e decomposição do material orgânico adicionado.

Os teores de P no solo de forma geral variaram de muito baixo (0 a 5 mg dm⁻³) a normais (15 a 20 mg dm⁻³) (SOUSA; LOBATO, 2004). Em uma análise geral, pode-se observar que a adição do composto orgânico teve maior eficácia na elevação dos teores de P no solo até a camada de 0,10 m (Tabela 5).

Ao estudar o efeito de resíduos de indústria de celulose e papel na fertilidade do solo e desenvolvimento de eucalipto em casa de vegetação em um solo Neossolo Quartzarênico Barreto (2008) observou um comportamento semelhante ao deste trabalho. Após 120 dias, o autor verificou aumento de teor de P significativo de 5 para 16 mg dm⁻³ com a adição do

composto, sendo este aumento linear em função das diferentes doses utilizadas. De acordo com o autor, o aumento na disponibilidade de P no solo deve-se à presença do nutriente no composto e devido ao aumento do valor de pH (Tabela 11).

O aumento do pH do solo até próximo a 7,0 propicia maior disponibilidade de P, uma vez que, em condições ácidas, ocorre reação do H_2PO_4^- com as formas iônicas de Fe e Al, formando compostos de baixa solubilidade, além de maior adsorção do ânion por óxidos de Fe e Al presentes na fase sólida (NOVAIS; SMYTH, 1999). Ao utilizar resíduos industriais de fábrica de celulose e papel em plantios de eucalipto, Guerrini (2003), constatou que a aplicação de compostos orgânicos de resíduos de celulose foram responsáveis pela elevação dos teores de P do solo aos 3 e 6 meses após o plantio.

2.5.1.2 Potássio (K)

Em 2011, no plantio de *Mabea fistulifera*, os teores de potássio no solo variaram de 0,3 a 1,9 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ nas camadas de 0,20-0,40 e 0,0-0,05 m para área SI e o tratamento D_{10} , respectivamente. Na camada 0,0-0,05 m não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Nas camadas 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m, os tratamentos que receberam adubação de composto apresentaram teores de K superiores aos demais. Na camada 0,20-0,40 m, o menor teor potássio foi observado no tratamento SI, já os demais tratamentos não diferiram entre si (Tabela 6).

No plantio de *Eucalyptus urograndis*, os teores de K no solo variaram de 1,8 a 0,3 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$. Constataram-se diferenças significativas entre os diferentes tratamentos nas 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m. Nas camadas 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, maiores valores foram observados nos tratamentos D_{10} , D_{15} e D_{20} , diferindo-se significativamente dos tratamentos SI, D_{AM} e D_0 . Na camada de 0,20 – 0,40 m, o teor de K variou de 0,3 a 0,9 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$, sendo menores teores desse nutriente nos tratamentos SI e D_{10} , diferindo-se significativamente dos tratamentos D_{AM} , D_{10} , D_{15} e D_{20} (Tabela 6).

Ao serem observadas as respostas deste nutriente no solo à adição de diferentes quantidades de composto, verificou-se que em 2011, no plantio de *Mabea fistulifera*, houve efeito significativo até a camada de 0,20 m (Figura 47).

Até a camada de 0,10 m os teores de potássio ajustaram-se ao modelo quadrático e na camada 0,10-0,20 m, foi verificado um modelo linear (Figura 47). No plantio de *Eucalyptus urograndis*, verificaram-se correlações quadrática na camada de 0,05 - 0,10 m e linear nas camadas 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m (Figura 47).

Em 2012, os teores de K no solo variaram de 2,1 a 0,2 mmol_c dm⁻³ no plantio de *Mabea fistulifera*. Constataram-se diferenças significativas entre os tratamentos nas camadas 0,0-0,05 e 0,20 – 0,40 m. Na primeira, os maiores valores de K foram observados nos tratamentos D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀, diferindo-se significativamente dos tratamentos SI e D_{AM}. Já na camada de 0,20 – 0,40 m, os menores valores foram verificados nos tratamentos SI e D₀, diferindo-se significativamente dos demais tratamentos (Tabela 6).

Tabela 6 - Teores de potássio, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹ (continua).

Trat.	Camada (m)	Potássio (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0 - 0,05	1,5 Aa	1,5 Aa	1,2 Ab	1,2 Ab
D _{AM}		1,5 Aa	1,4 Aa	1,3 Ab	1,5 Ab
D ₀		1,3 Aa	1,2 Aa	1,6 Aa	1,3 Ab
D ₁₀		1,9 Aa	1,7 Aa	1,7 Aa	2,1 Aa
D ₁₅		1,8 Aa	1,8 Aa	2,1 Aa	1,5 Ab
D ₂₀		1,5 Aa	1,5 Aa	1,9 Aa	2,1 Aa
CV ¹			13,00		13,42
CV ²	%	13,56		12,29	
CV ³		13,43	12,39	13,43	12,39
SI	0,05 – 0,10	0,8 Ab	0,8 Ab	0,7 Aa	0,7 Ab
D _{AM}		0,8 Ab	1,0 Ab	0,9 Ba	1,7 Aa*
D ₀		0,9 Ab	0,8 Ab	1,0 Aa	0,9 Ab
D ₁₀		1,5 Aa	1,4 Aa	1,1 Aa	1,4 Aa
D ₁₅		1,3 Aa	1,6 Aa	1,4 Aa	0,9 Bb*
D ₂₀		1,2 Aa	1,4 Aa	1,4 Aa	1,3 Aa
CV ¹			14,87		15,46
CV ²	%	12,20		14,96	
CV ³		13,23	14,03	13,23	14,03

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Tabela 6 - Continuação.

Trat.	Camada (m)	Potássio (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	0,5 Ab	0,5 Ab	0,4 Aa	0,4 Ab
D _{AM}		0,8 Ab	0,7 Ab	0,7 Aa	1,0 Aa
D ₀		0,8 Ab	0,5 Ab	0,5 Aa	0,5 Ab
D ₁₀		1,0 Aa	1,0 Aa	0,5 Ba	1,0 Aa
D ₁₅		1,0 Aa	1,1 Aa	0,8 Aa	0,7 Ab
D ₂₀		1,2 Aa	1,1 Aa	1,0 Aa	0,9 Aa
CV ¹			24,72		17,91
CV ²	%	15,44		22,35	
CV ³		16,78	20,69	16,78	20,69
SI		0,20 - 0,40	0,3 Ab	0,3 Ab	0,2 Ab
D _{AM}	0,7 Aa		0,5 Aa	0,7 Aa	1,0 Aa*
D ₀	0,8 Aa		0,4 Bb	0,3 Ab*	0,5 Ab
D ₁₀	1,1 Aa		0,7 Ba	0,6 Aa*	0,8 Aa
D ₁₅	0,8 Aa		0,6 Aa	0,6 Aa	0,6 Aa
D ₂₀	1,0 Aa		0,9 Aa	0,8 Aa	0,5 Ab*
CV ¹			16,96		18,66
CV ²	%	17,25		22,28	
CV ³		18,78	20,63	18,78	20,63

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

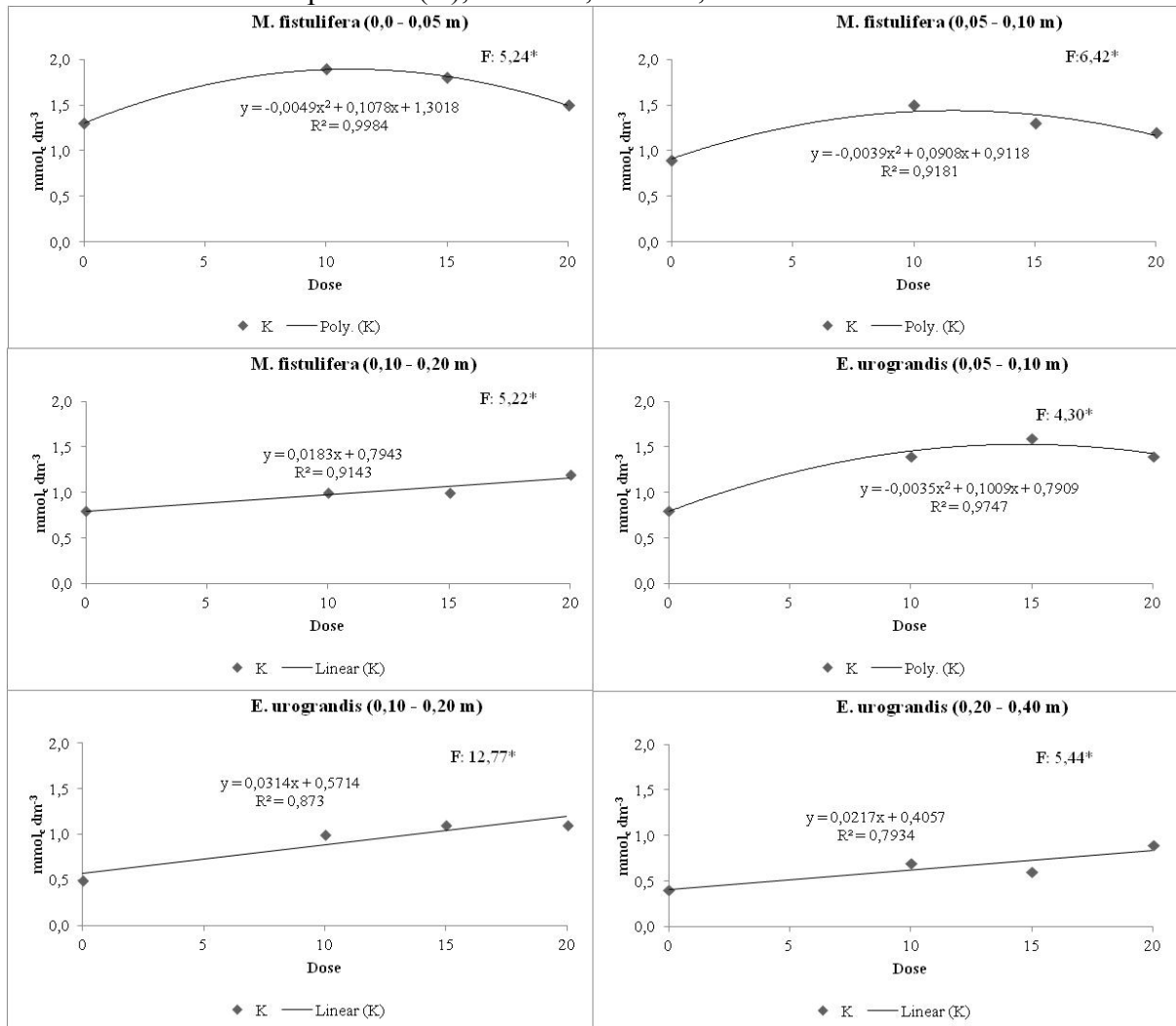
No plantio de *Eucalyptus urograndis*, em 2012, foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos nas quatro camadas estudadas. Os teores de K variaram de 2,1 a 0,2 mmol_c dm⁻³. Na camada de 0,0 – 0,05 m, os maiores teores de K foram observados nos tratamentos D₁₀ e D₂₀. Nas camadas de 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, maiores valores de K foram constatados nos tratamentos D_{AM}, D₁₀ e D₂₀. Na camada de 0,20 – 0,40 m, o menor teor de K foi observado no tratamento SI, valores intermediários nos tratamentos D₀ e D₂₀ e maiores valores nos tratamentos D_{AM}, D₁₀ e D₁₅ (Tabela 6).

Em 2012, no plantio de *Mabea fistulifera*, só houve correlação significativa linear na camada 0,20 – 0,40 m. Já no plantio de *Eucalyptus urograndis*, verificaram-se correlações lineares na camada de 0,0 – 0,05 m e quadrática na camada de 0,20 – 0,40 m (Figura 48).

Barreto (2008) também observou comportamento linear no teor de K no solo à medida em que se aumentavam as doses de composto orgânico adicionado.

Quando analisado os teores de K no solo para os tratamentos com as duas espécies, arbóreas estudadas, verificou-se comportamento similar nos dois períodos de avaliação. Ao serem comparados os períodos de avaliação, dentro de cada espécie, também se observou comportamento similar do teor desse nutriente no solo (Tabela 6). Os teores de K no solo estão variando de baixo (inferiores a $15 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) a médio (16 a $30 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) (SOUSA; LOBATO, 2004).

Figura 47 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses do composto, para os teores de potássio (K), em 2011, Selvíria, MS.

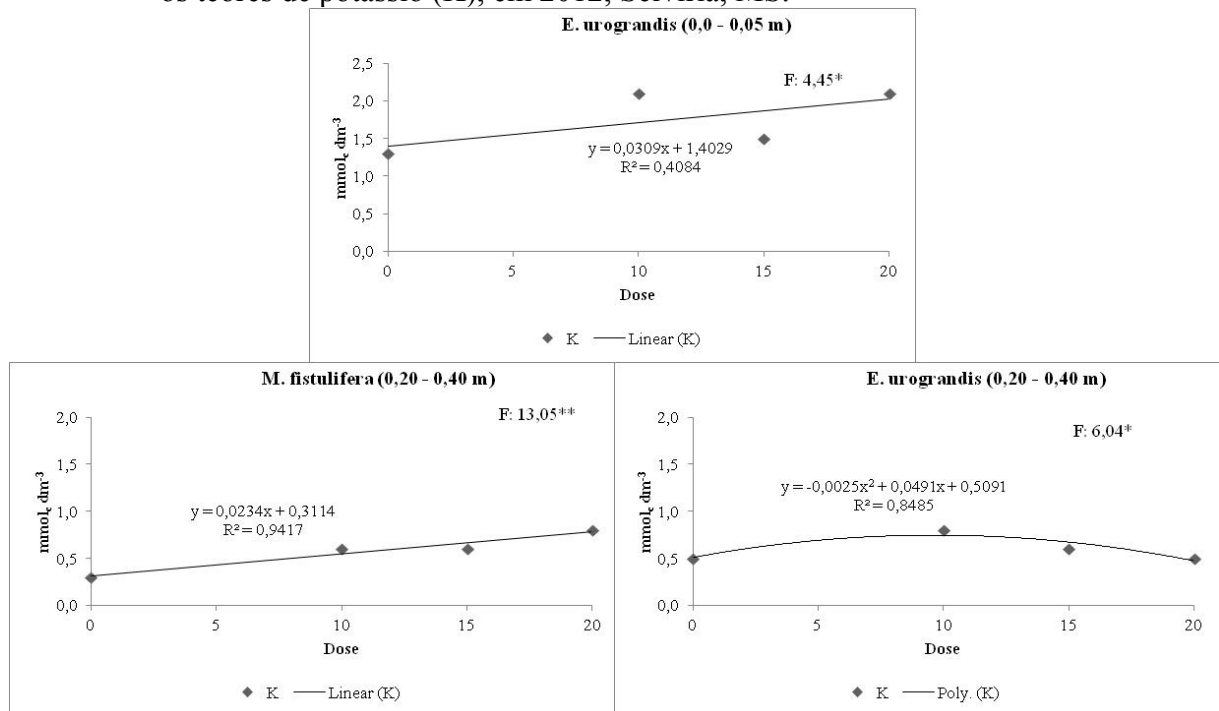


*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Observa-se que de forma geral os valores de K no solo nos tratamentos SI, D₀ e D_{AM} estão diminuindo em profundidade, já os tratamentos que receberam composto orgânico tendem a manter o valor constante até a camada de 0,20 m. Este comportamento provavelmente está relacionado à forma de aplicação do composto ao solo, pois o mesmo foi incorporado ao solo em área total até a camada de 0,40 m.

Figura 48 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses do composto, para os teores de potássio (K), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

2.5.1.3 Cálcio (Ca)

Em 2011, no plantio de *Mabea fistulifera*, o teor de cálcio no solo variou de 100 a 6,4 mmol_c dm⁻³, sendo constatadas diferenças significativas entre os tratamentos nas quatro camadas estudadas (Tabela 7). Nas camadas 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m, os maiores teores de cálcio foram quantificados no tratamento D₂₀ diferindo-se significativamente dos demais. Os tratamentos que receberam 10 e 15 Mg ha⁻¹ de composto orgânico, ocuparam uma posição

intermediária e os menores teores de cálcio no solo foram constatados nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀ (Tabela 7).

Tabela 7 - Teores de cálcio, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹ (continua).

Trat.	Camada (m)	Cálcio (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0 - 0,05	11,5 Ac	11,5 Ab	8,8 Ac	8,8 Ad
D _{AM}		9,8 Ac	8,0 Ab	11,5 Ac	10,5 Ad
D ₀		8,0 Ac	7,7 Ab	11,0 Ac	10,7 Ad
D ₁₀		35,0 Ab	42,0 Aa	29,3 Ab	27,0 Ac
D ₁₅		34,0 Bb	56,3 Aa	39,5 Ab	56,7 Ab
D ₂₀		100,0 Aa	53,7 Ba	91,8 Aa	93,5 Aa*
CV ¹			22,07		10,15
CV ²	%	17,81		22,13	
CV ³		21,21	18,99	21,21	18,99
SI	0,05 – 0,10	8,1 Ac	8,1 Ac	9,0 Ac	9,0 Ad
D _{AM}		11,0 Ac	8,3 Ac	10,8 Ac	11,0 Ad
D ₀		8,8 Ac	7,7 Ac	9,3 Ac	10,3 Ad
D ₁₀		42,5 Ab	44,8 Ab	25,8 Ab	19,0 Ac*
D ₁₅		31,0 Ab	38,7 Ab	29,5 Bb	42,5 Ab
D ₂₀		64,3 Aa	61,3 Aa	36,0 Ba	58,3 Aa
CV ¹			3,87		12,53
CV ²	%	19,40		11,14	
CV ³		13,22	18,43	13,22	18,43

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott-Knott no nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Na camada 0,10 – 0,20 m, os teores de cálcio no solo variaram de 6,4 mmol_c dm³ no tratamento SI a 23,7 mmol_c dm⁻³ no tratamento que recebeu 20 Mg ha⁻¹ do composto. Verificou-se nesta camada de solo que o grupo de tratamentos que receberam composto

orgânico como forma de adubação (D₁₀, D₁₅ e D₂₀) apresentavam teores de cálcio no solo significativamente maiores que os tratamentos SI, D_{AM} e D₁₀ (Tabela 7). Na camada de 0,20 – 0,40 m, os teores de cálcio oscilaram de 6,4 a 11,8 mmol_c dm⁻³ nos tratamentos SI e D₂₀, respectivamente. Verificou-se que o teor de cálcio nos tratamentos D_{AM}, D₁₀, D₁₅ e D₂₀ era estatisticamente maior que os tratamentos SI e D₀ (Tabela 7).

Tabela 7 - Continuação.

Trat.	Camada (m)	Cálcio (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	6,4 Ab	6,4 Ab	6,5 Ab	6,5 Ac
D _{AM}		8,8 Ab	7,5 Ab	10,8 Ab	7,3 Ac
D ₀		7,8 Ab	7,3 Ab	8,0 Ab	5,7 Ac
D ₁₀		19,8 Aa	14,8 Aa	18,0 Aa	16,0 Ab
D ₁₅		20,8 Aa	19,3 Aa	20,0 Aa	17,7 Ab
D ₂₀		23,7 Aa	18,3 Aa	18,0 Ba	29,0 Aa*
CV ¹			8,89		10,85
CV ²	%	13,71		16,83	
CV ³		13,39	17,26	13,39	17,26
SI	0,20 - 0,40	6,4 Ab	6,4 Aa	5,1 Ac	5,1 Aa
D _{AM}		8,7 Aa	5,8 Ba	8,0 Ab	6,0 Aa
D ₀		6,5 Ab	6,3 Aa	7,3 Ab	6,0 Aa
D ₁₀		9,5 Aa	6,3 Ba	11,0 Aa	6,3 Ba
D ₁₅		9,3 Aa	6,8 Ba	12,3 Aa	6,7 Ba
D ₂₀		11,8 Aa	8,8 Ba	9,0 Ab	9,0 Aa
CV ¹			6,42		8,27
CV ²	%	11,43		11,93	
CV ³		11,29	12,12	11,29	12,12

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Em 2011, no plantio de *Eucalyptus urograndis*, os teores de cálcio no solo variaram de 5,8 a 61,3 mmol_c dm⁻³, sendo constatada diferença significativa entre os tratamentos até a camada de 0,20 m (Tabela 7). Nas camadas de 0,0 – 0,05 e 0,10 - 0,20 m, os teores de cálcio no solo apresentaram comportamento semelhantes, com maiores teores observados nos

tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀, diferindo-se significativamente dos tratamentos SI, D_{AM} e D₀ (Tabela 7). Na camada 0,05 – 0,10 m, os menores teores de cálcio foram encontrados nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀, diferindo-se dos tratamentos D₁₀ e D₁₅, com valores intermediários e os maiores teores de cálcio, sendo no tratamento D₂₀ (Tabela 7).

Em 2011, no plantio de *Mabea fistulifera*, houve interação significativa quadrática na camada 0,00 – 0,05 m e linear nas camadas 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m. No plantio de eucalipto, os dados se enquadravam ao modelo quadrático na camada 0,00 – 0,05 m e linear nas camadas 0,05 – 0,10 e 0,10 - 0,20 m (Figura 49).

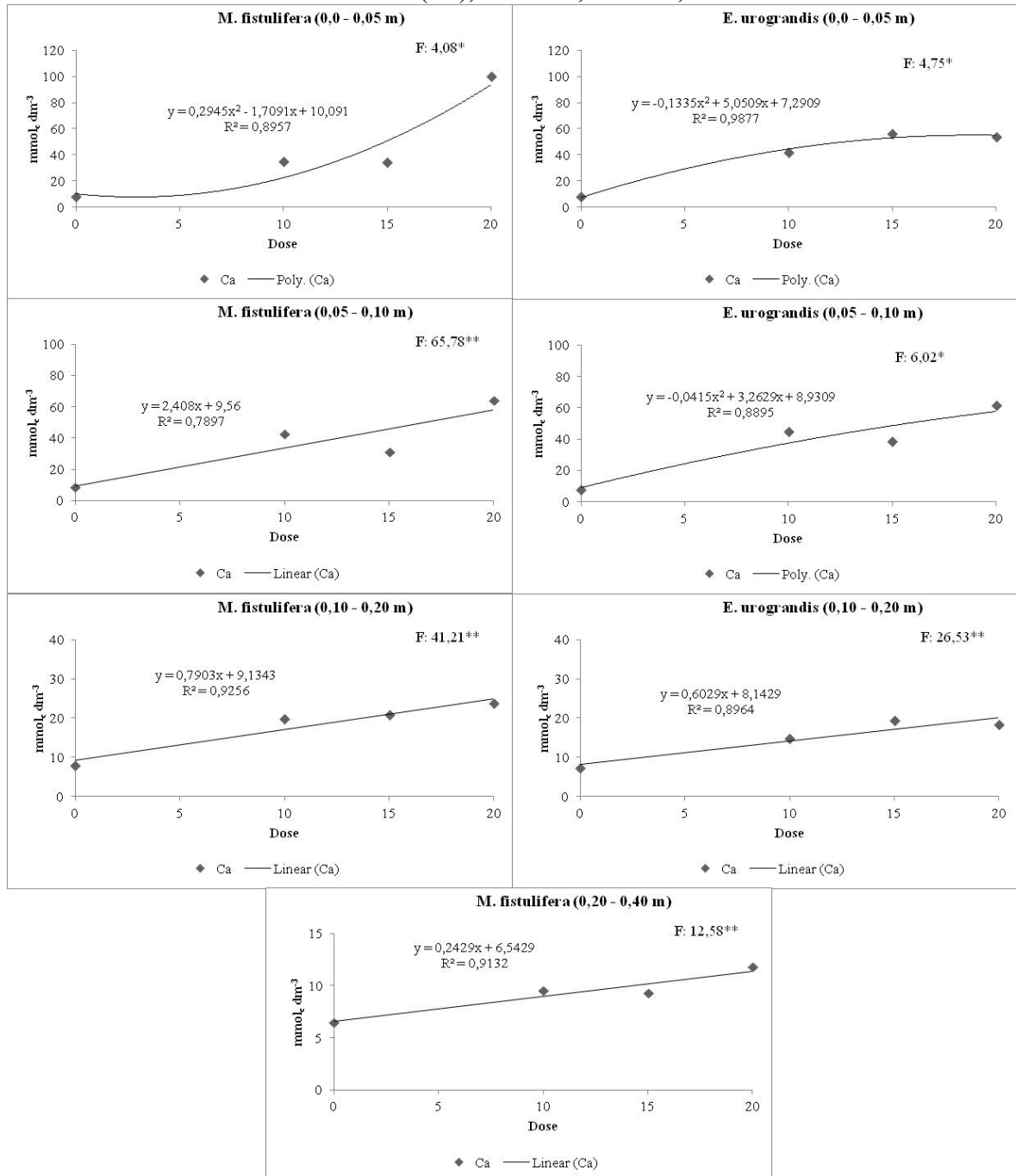
No segundo ano de avaliação do solo, no plantio de *Mabea fistulifera*, os teores de cálcio no solo variaram de 5,1 a 91,8 mmol_c dm³ (Tabela 7). Da mesma forma que observado no ano anterior, foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos nas diferentes camadas de solo estudadas (Tabela 7). Nas camadas 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m, o comportamento dos tratamentos foram semelhantes ao de 2011, com maiores teores de cálcio no tratamento D₂₀, valores intermediários nos tratamentos D₁₀ e D₁₅ e menores teores nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀ (Tabela 7).

Na camada de 0,10 – 0,20 m, os teores de cálcio no solo variaram de 6,5 mmol_c dm⁻³ na área sem intervenção a 20 mmol_c dm⁻³ na área onde foram adicionados 15 Mg ha⁻¹ do composto orgânico. Nesta camada, o comportamento do cálcio no solo também foi semelhante ao observado em 2011, com maiores valores nos tratamentos que receberam composto orgânico, diferindo-se significativamente dos demais (Tabela 7). Verificaram-se valores variando de 5,1 a 12,3 mmol_c dm⁻³ na camada de 0,20 – 0,40 m (Tabela 7). Nesta camada, os maiores teores de cálcio no solo foram constatados nos tratamentos D₁₀ e D₁₅, valores intermediários nos tratamentos D_{AM}, D₁₀ e D₂₀ e menores valores no tratamento SI (Tabela 7). Quando foram comparadas as espécies dentro de cada ano, verificou-se que no ano de 2011, na camada 0,20 – 0,40 m, o teor de cálcio no solo foi significativamente menor no plantio de *Eucalyptus urograndis* nos tratamentos D_{AM}, D₁₀, D₁₅ e D₂₀. Nas demais camadas, o comportamento desse nutriente no solo foi semelhante nos dois plantios (Tabela 7).

No ano de 2012, o teor de cálcio no solo também apresentou um comportamento semelhante, quando foram comparadas as duas espécies (Tabela 7). Por ser uma espécie de rápido desenvolvimento, é possível que o sistema radicular do eucalipto tenha se desenvolvido em uma profundidade superior à do canudo-de-pito, absorvendo também o cálcio disponível na camada 0,20 – 0,40 m. Já nas demais camadas, houve a absorção de

cálcio de forma similar entre as espécies, dessa forma explicando uma concentração semelhante de cálcio no solo entre as duas espécies.

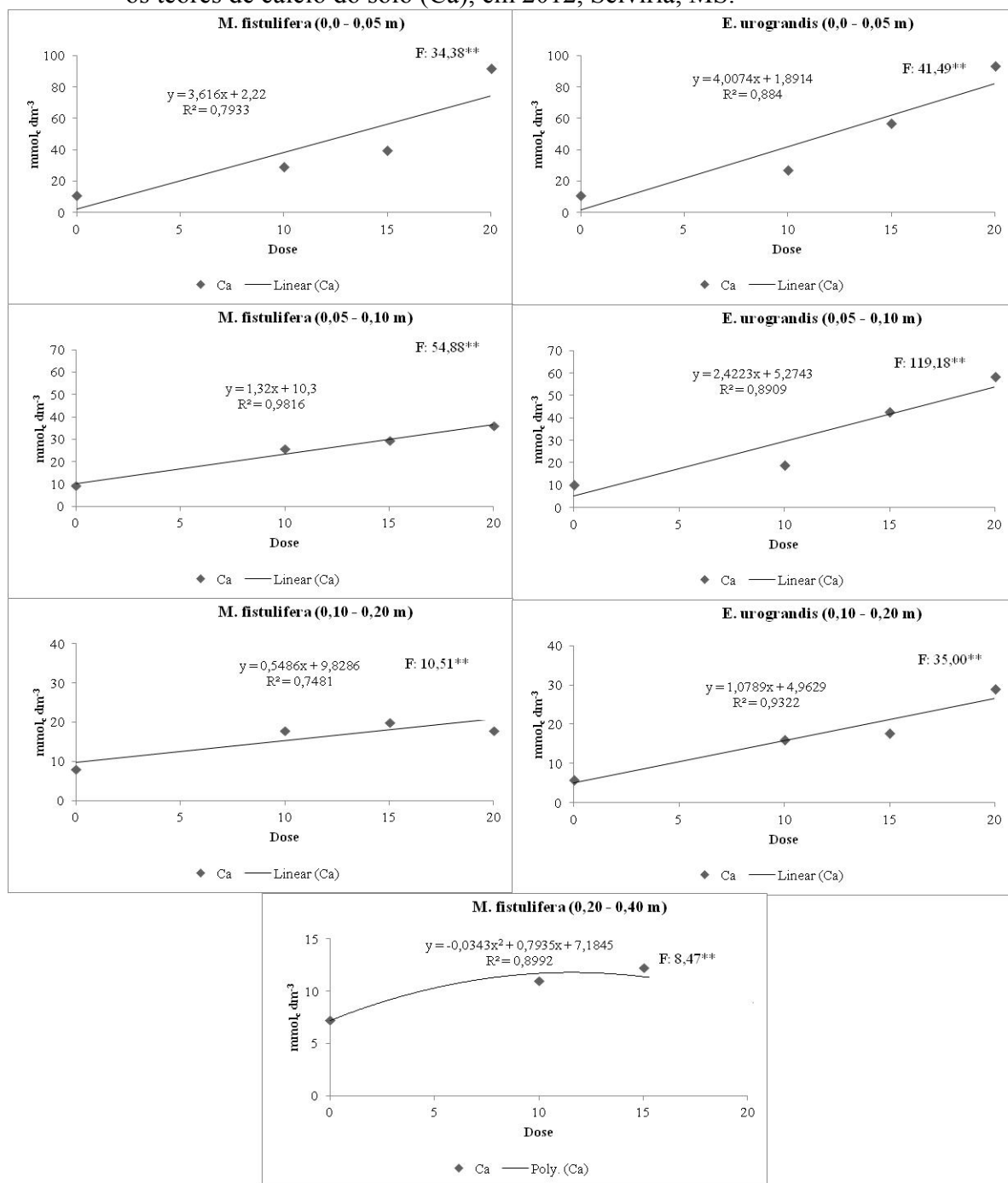
Figura 49 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de cálcio do solo (Ca), em 2011, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 50 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de cálcio do solo (Ca), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Quando foram comparados os dois períodos de avaliação (2011 e 2012), em ambos os plantios, os teores de cálcio no solo tenderam a permanecer inalterados. Em 2012, no plantio de *Mabea fistulifera* foram constatadas interações lineares entre o teor de cálcio no solo e as

diferentes doses de composto adicionadas até a camada de 0,20 m e na camada de 0,20-0,40 m, observou-se comportamento quadrático, com máximo teor de cálcio no solo quando se adicionou $11,57 \text{ Mg ha}^{-1}$ do composto orgânico (Figura 50). No plantio de *Eucalyptus urograndis*, as interações foram significativas e lineares até a camada de 0,20 m (Figura 50).

Os teores de Ca no solo variaram de baixo (menores que $15 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) a alto (maiores que $70 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), sendo que de forma geral, até a camada de 0,20 m, os tratamentos que receberam composto orgânico apresentaram-se com teores de Ca na faixa adequada (15 a $70 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) (SOUSA; LOBATO, 2004). Ao estudar o efeito da calagem superficial com resíduo alcalino da indústria de papel e celulose em um Cambissolo Húmico Alumínico altamente tamponado, Medeiros et al. (2009) encontraram resultado semelhante ao deste estudo. Os autores observaram aumento linear dos teores de Ca em função do resíduo alcalino adicionado ($2,62$, $5,25$ e $10,5 \text{ Mg ha}^{-1}$). Os autores concluíram que este resultado se devia ao elevado teor de Ca que normalmente predomina nos resíduos provenientes do processo de extração da celulose. Barreto (2008) também verificou aumento no teor de Ca no solo em função do aumento das doses de composto adicionadas. O autor concluiu que o aumento desse nutriente no solo estava relacionado à alta concentração desse elemento nos resíduos utilizados.

2.5.1.4 Magnésio (Mg)

No plantio de *Mabea fistulifera*, no primeiro ano de avaliação, o teor de Mg variou de $4,5$ a $12,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ nas camadas $0,10$ - $0,20$ e $0,0$ - $0,05$ m no tratamento SI e no tratamento D_{20} , respectivamente (Tabela 8). Na camada $0,0$ - $0,05$ m os maiores teores de Mg foram constatados nos tratamentos D_{10} e D_{20} , diferindo significativamente dos tratamentos SI, D_0 , D_{AM} e D_{15} (Tabela 8). Na camada $0,05$ - $0,10$ m, os teores Mg no solo variaram de $5,9$ a $11,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ nos tratamentos SI e D_{20} , respectivamente. Nesta camada, os maiores valores de Mg foram verificados nos tratamentos que receberam o composto orgânico, diferindo-se significativamente dos demais. Já na camada $0,10$ - $0,20$ m, os maiores teores de Mg foram verificados nos tratamentos D_{10} e D_{20} , diferindo-se significativamente dos tratamentos SI, D_0 , D_{AM} e D_{15} . Não foi observada diferença significativa entre os tratamentos na camada e $0,20$ - $0,40$ m (Tabela 8).

No plantio de *Eucalyptus urograndis*, em 2011, os teores de Mg no solo variaram de 12,3 a 4,3 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ (Tabela 8). Da mesma forma que observado no plantio de *Mabea fistulifera*, só foram verificados efeitos significativos até a camada de 0,20 m (Tabela 8). Nas camadas de 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m os tratamentos que receberam composto orgânico como fonte de nutrientes, apresentaram teores superiores de magnésio no solo, diferindo significativamente dos demais (Tabela 8).

Tabela 8 - Teores de magnésio, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha^{-1} (continua).

Trat.	Camada (m)	Magnésio ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0 - 0,05	7,7 Ab	7,7 Ab	8,6 Aa	8,6 Ab
D _{AM}		7,8 Ab	7,5 Ab	9,8 Aa	9,3 Ab
D ₀		7,3 Ab	7,0 Ab	9,3 Aa	10,3 Ab*
D ₁₀		10,5 Aa	10,3 Aa	10,8 Aa	13,0 Ab
D ₁₅		9,0 Ab	11,3 Aa	11,5 Aa	11,7 Ab
D ₂₀		12,5 Aa	12,3 Aa	10,5 Ba	23,3 Aa*
CV ¹			13,30		11,72
CV ²	%	11,33		12,99	
CV ³		12,76	11,83	12,76	11,83
SI	0,05 – 0,10	5,9 Ab	5,9 Ab	7,9 Aa	7,9 Aa
D _{AM}		7,5 Ab	7,5 Ab	12,5 Aa	10,0 Aa
D ₀		7,3 Ab	6,3 Ab	8,3 Aa	10,0 Aa*
D ₁₀		9,8 Aa	11,8 Aa	10,3 Aa	10,8 Aa
D ₁₅		9,0 Aa	11,3 Aa	12,0 Aa	10,0 Aa
D ₂₀		11,0 Aa	11,0 Aa	10,3 Aa	13,0 Aa
CV ¹			13,01		16,13
CV ²	%	12,27		16,00	
CV ³		14,95	13,89	14,95	13,89

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Tabela 8 - Continuação.

Trat.	Camada (m)	Magnésio (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	4,5 Ab	4,5 Ab	6,1 Ab	6,1 Ab
D _{AM}		7,3 Ab	7,0 Aa	10,3 Aa	9,0 Aa
D ₀		6,8 Ab	5,7 Ab	7,7 Ab	6,7 Ab
D ₁₀		11,3 Aa	7,8 Aa	7,8 Ab	9,3 Aa
D ₁₅		8,0 Ab	9,0 Aa	11,5 Aa	9,3 Aa
D ₂₀		10,3 Aa	8,3 Aa	8,0 Ab	9,5 Aa
CV ¹			7,65		10,11
CV ²	%	15,18		12,21	
CV ³		14,26	13,04	14,26	13,04
SI	0,20 - 0,40	4,5 Aa	4,5 Aa	4,5 Ab	4,5 Aa
D _{AM}		5,3 Aa	4,8 Aa	7,0 Aa	6,0 Aa
D ₀		5,5 Aa	4,3 Aa	6,3 Ab	7,0 Aa*
D ₁₀		6,5 Aa	4,5 Aa	7,7 Aa	6,8 Aa
D ₁₅		6,3 Aa	5,0 Aa	9,0 Aa	6,0 Ba
D ₂₀		5,8 Aa	5,5 Aa	5,8 Ab	6,0 Aa
CV ¹			8,21		9,02
CV ²	%	15,49		13,32	
CV ³		12,16	16,51	12,16	16,51

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

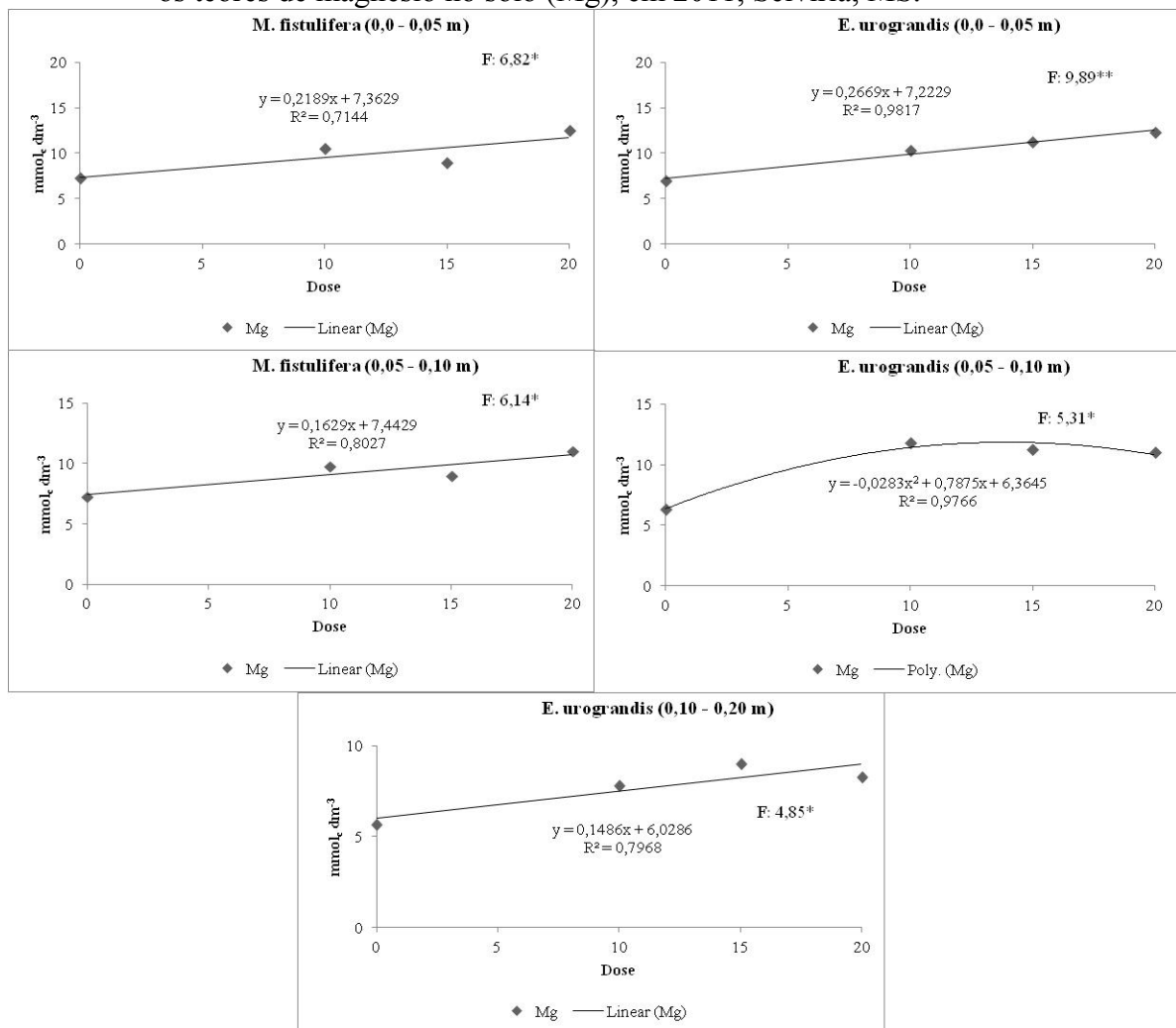
Fonte: Produção do próprio autor.

Na camada de 0,10 – 0,20 m, os teores desse nutriente variaram de 4,5 mmol_c dm⁻³ na área sem intervenção a 10,3 mmol_c dm⁻³ na área que recebeu 20 Mg ha⁻¹ de composto orgânico como fonte de nutrientes. Nesta camada, que os teores de magnésio nos tratamentos D₁₀ e D₂₀ eram significativamente superiores aos tratamentos SI, D_{AM}, D₀ e D₁₅ (Tabela 8).

Em 2012, no plantio de *Mabea fistulifera*, os teores de magnésio no solo variaram de 11,5 mmol_c dm⁻³ no tratamento D₁₅ da camada de 0,0 – 0,05 m a 4,5 mmol_c dm⁻³ na área sem intervenção da camada de 0,20 – 0,40 m (Tabela 8). Nesta segunda avaliação, apenas foram verificadas diferenças significativas entre os tratamentos nas camadas mais subsuperficiais (0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m). Na camada de 0,10 – 0,20 m, os maiores teores de magnésio foram observados nos tratamentos D_{AM} e D₁₅ (10,3 e 11,5 mmol_c dm⁻³), diferindo-se

significativamente dos tratamentos SI, D₀, D₁₀ e D₂₀ (Tabela 8). Na camada de 0,20 – 0,40 m, foram observados teores de magnésio com valores de 4,5 mmol_c dm⁻³ na área sem intervenção a 9,0 mmol_c dm⁻³ na área que recebeu 15 Mg ha⁻¹ do composto. Nesta camada, os maiores teores de Mg foram verificados nos tratamentos D_{AM}, D₁₀ e D₁₅, diferindo-se significativamente dos tratamentos SI, D₀ e D₂₀ (Tabela 8).

Figura 51 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de magnésio no solo (Mg), em 2011, Selvíria, MS.



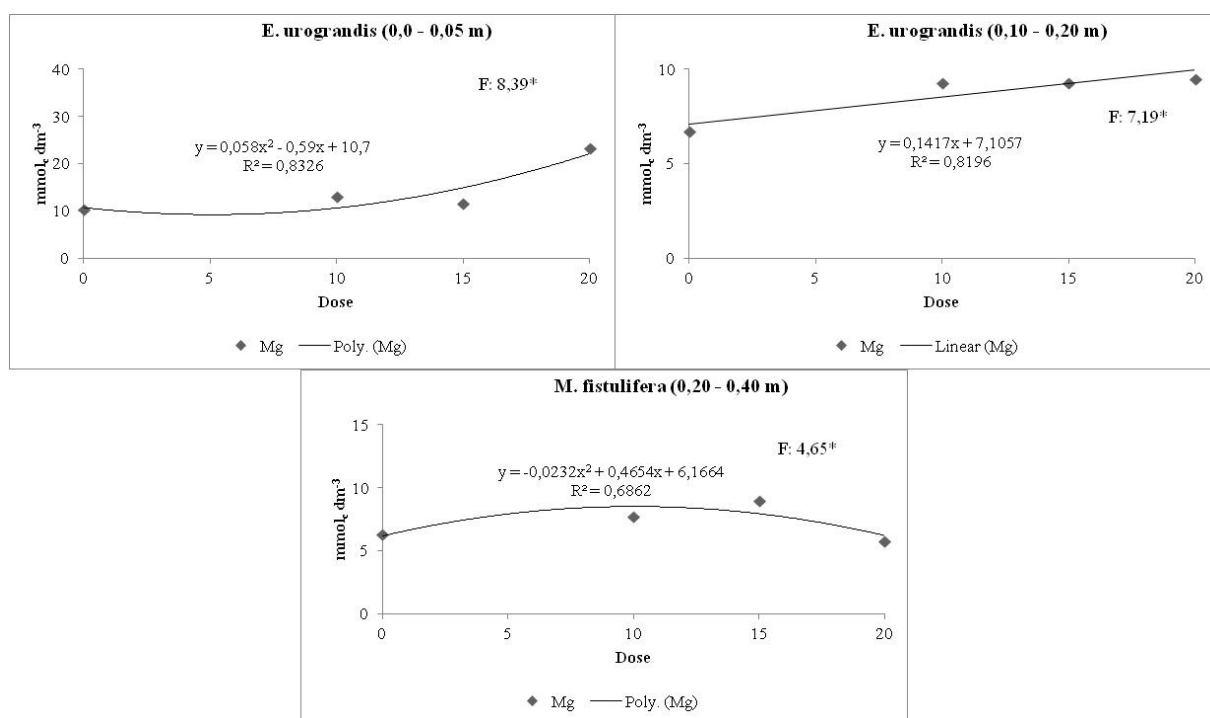
*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

No plantio de *Eucalyptus urograndis*, em 2012, os valores de magnésio no solo variaram de 23,3 a 4,5 mmol_c dm⁻³ (Tabela 8). Foram constatadas diferenças significativas entre os diferentes tratamentos nas camadas 0,0 – 0,05, 0,10 – 0,20 m. Nas camadas 0,05 –

0,10 e 0,20 – 0,40 m, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos estudados (Tabela 8). Na camada de 0,0 – 0,05 m, os teores de magnésio oscilaram de 23,3 mmol_c dm⁻³ no tratamento D₂₀ a 8,6 mmol_c dm⁻³ no tratamento SI. Nesta camada, os maiores teores de magnésio foram constatados no tratamento D₂₀, diferindo-se significativamente dos demais tratamentos (Tabela 8). Na camada 0,10 – 0,20 m, os teores de magnésio oscilaram de 6,1 a 9,5 mmol_c dm⁻³ (SI e D₂₀, respectivamente), sendo constatado que os tratamentos SI e D₀ apresentavam teores de magnésio significativamente menores que os tratamentos D_{AM}, D₁₀, D₁₅ e D₂₀ (Tabela 8). Os teores de Mg encontram-se na faixa adequada (5 a 20 mmol_c dm⁻³ e acima de 5 mmol_c dm⁻³ para camadas abaixo de 0,20 m) (SOUSA; LOBATO, 2004).

Figura 52 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de magnésio no solo (Mg), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Em 2011, com a adição de diferentes doses, verificou-se no plantio de *Mabea fistulifera*, resposta linear nas camadas 0,00-0,05 e 0,05-0,10 m (Figura 51) e em 2012, apenas foi verificado interação quadrática na camada 0,20 – 0,40 m, com máximo teor de Mg

no solo quando fosse adicionado $10,03 \text{ Mg ha}^{-1}$ do composto orgânico (Figura 52). No plantio de *Eucalyptus urograndis*, no primeiro ano de avaliação, verificaram-se relações lineares nas camadas 0,0 – 0,05 e 0,10 – 0,20 e quadrática na camada 0,10 – 0,20 m (Figura 21). Em 2012, foram observadas interação quadrática na camada 0,0 – 0,05 m e linear na camada 0,05 – 0,10 m (Figura 52).

Quando comparados os teores de magnésio na área de plantio das duas espécies, dentro de cada ano de avaliação, verificou-se que de forma geral, o teor desse nutriente encontrava-se semelhante em ambos os plantios (Tabela 8). Quando comparados os teores de magnésio no solo entre os dois períodos de avaliação, verificou-se que de forma geral houve a manutenção dos teores desse nutriente no solo (Figura 8).

2.5.1.5 Matéria orgânica (MO)

Em ambos os plantios e períodos de avaliação, não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos e espécies nas diferentes camadas estudadas para o teor de matéria orgânica no solo (Tabela 9). Em 2011, de forma geral, os valores de matéria orgânica no solo variaram de $17,3 \text{ g dm}^{-3}$ nas áreas sem intervenção dos plantios de *M. Fistulifera* e *E. urograndis* a $7,3 \text{ g dm}^{-3}$ nos tratamentos D_{AM} e D_{20} , na camada de 0,20 – 0,40 m (Tabela 9). Em 2012, no plantio de *Mabea fistulifera* os teores de matéria orgânica do solo variaram de 17,6 a $7,8 \text{ g dm}^{-3}$ e no plantio de *Eucalyptus urograndis*, variaram de 18,5 a $8,3 \text{ g dm}^{-3}$ (Tabela 9).

Em ambos os plantios e os anos de estudo, o tratamento SI tendeu a apresentar maior teor de matéria orgânica em relação aos demais. Este fato provavelmente se deve à presença de braquiária e ao não revolvimento do solo nessa área, que contribuem para a manutenção do teor de matéria orgânica no solo, pois o manejo físico aplicado ao solo pode ter acelerado a degradação da matéria orgânica presente no mesmo. Pode-se notar entretanto, que nas áreas onde houve revolvimento e adição de composto orgânico (D_{10} , D_{15} , D_{20}), nas camadas 0,0-0,05 e 0,05-0,10 m, são mais promissoras por apresentar valores superiores às áreas sem adição do composto (D_0 e D_{AM}).

Tabela 9 - Teores de matéria orgânica, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹ (continua).

Trat.	Camada (m)	Matéria orgânica (g dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0 - 0,05	17,3 Aa	17,3 Aa	17,6 Aa	17,6 Aa
D _{AM}		14,5 Aa	13,5 Aa	13,5 Aa	15,5 Aa
D ₀		13,8 Aa	12,7 Aa	14,7 Aa	14,0 Aa
D ₁₀		15,3 Aa	16,3 Aa	15,8 Aa	15,5 Aa
D ₁₅		15,5 Aa	16,3 Aa	16,3 Aa	17,3 Aa
D ₂₀		15,8 Aa	13,8 Aa	16,3 Aa	18,5 Aa*
CV ¹			12,24		6,38
CV ²	%	10,77		10,05	
CV ³		11,49	9,21	11,49	9,21
SI	0,05 – 0,10	13,0 Aa	13,0 Aa	13,0 Aa	13,0 Aa
D _{AM}		12,3 Aa	13,8 Aa	12,8 Aa	14,0 Aa
D ₀		12,3 Aa	11,7 Aa	13,7 Aa	12,7 Aa
D ₁₀		14,0 Aa	14,0 Aa	15,0 Aa	14,3 Aa
D ₁₅		14,8 Aa	13,5 Aa	15,0 Aa	14,7 Aa
D ₂₀		14,3 Aa	12,3 Aa	14,3 Aa	14,5 Aa
CV ¹			13,10		7,21
CV ²	%	10,25		10,09	
CV ³		11,32	8,62	11,32	8,62

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Os valores de matéria orgânica são próximos aos verificados por Arruda (2012). O autor estudando o uso deste mesmo composto, nas mesmas proporções, porém, distribuídos na linha de plantio e em solo não degradado, após 12 meses, verificou teores de matéria orgânica do solo variando de 9 a 17 g dm⁻³ no plantio de *Mabea fistulifera* e de 9 a 16 g dm⁻³.

Tabela 9 - Continuação.

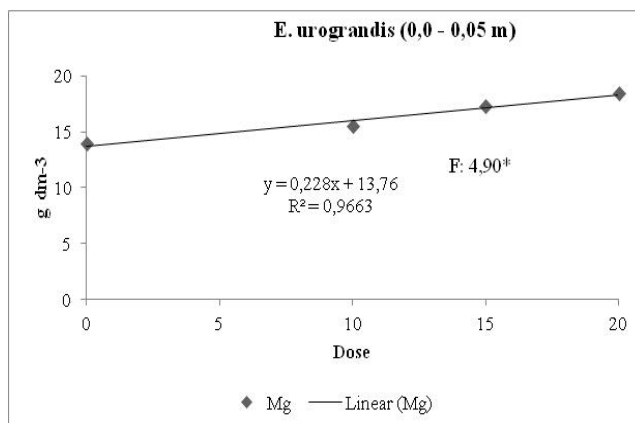
Trat.	Camada (m)	Matéria orgânica (g dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	10,5 Aa	10,5 Aa	10,3 Aa	10,3 Aa
D _{AM}		11,0 Aa	10,3 Aa	11,0 Aa	15,7 Aa*
D ₀		11,3 Aa	9,3 Aa	11,7 Aa	12,3 Aa
D ₁₀		11,5 Aa	10,8 Aa	12,3 Aa	12,5 Aa
D ₁₅		11,8 Aa	12,0 Aa	14,0 Aa	11,7 Aa
D ₂₀		10,5 Aa	10,5 Aa	10,8 Aa	12,3 Aa
CV ¹			13,03		5,60
CV ²	%	9,17		10,42	
CV ³		10,36	9,32	10,36	9,32
SI	0,20 - 0,40	11,3 Aa	11,3 Aa	8,6 Aa	8,6 Aa
D _{AM}		12,3 Aa	7,3 Aa	10,0 Aa	10,5 Aa*
D ₀		7,7 Aa	10,0 Aa	8,7 Aa	10,0 Aa
D ₁₀		9,8 Aa	10,0 Aa	11,7 Aa	8,8 Aa
D ₁₅		10,3 Aa	8,7 Aa	10,3 Aa	8,7 Aa
D ₂₀		10,3 Aa	7,3 Aa	7,8 Aa	8,3 Aa
CV ¹			16,88		7,51
CV ²	%	11,79		9,77	
CV ³		9,81	11,85	9,81	11,85

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Quando foram comparados os períodos de avaliação dentro da mesma espécie, observou-se que em 2012, os teores de matéria orgânica no solo tenderam a ser mais elevados que os teores observados em 2011 em todas as camadas (Tabela 9). No plantio de *Eucalyptus urograndis*, verificou-se que os teores de matéria orgânica do solo nos tratamentos D₂₀ na camada 0,0 – 0,05 e os tratamentos D_{AM} nas camadas 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, foram significativamente maiores em 2012 quando comparados aos valores de 2011 (Tabela 9). Este resultado é desejado e indica que o composto orgânico em paralelo ao desenvolvimento das espécies arbóreas estão contribuindo para a reestruturação da matéria orgânica do solo.

Figura 53 - Respostas significativas para a Regressão entre diferentes doses de composto, para os teores de matéria orgânica no solo (MO), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

O teste de regressão reafirma a hipótese levantada no parágrafo anterior, pois em 2012 já foi possível verificar efeito significativo linear entre adição de diferentes doses de composto e os teores de matéria orgânica no plantio de *Eucalyptus urograndis*, na camada de 0,0 – 0,05 m (Figura 53).

2.5.1.6 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Em 2011 nas áreas de plantio de *Mabea fistulifera*, o pH do solo variou de 5,3 a 7,5 (Tabela 10). Na camada 0,0 - 0,05 m, os valores de pH foram significativamente menores aos observados nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀, valores intermediários nos tratamentos D₁₀ e D₁₅ e maiores valores no tratamento D₂₀. Nas camadas (0,05-0,10 e 0,10-0,20 m) os maiores valores de pH foram verificados nos tratamentos que receberam composto orgânico (D₁₀, D₁₅ e D₂₀), diferindo-se significativamente dos demais tratamentos. Não foi observada diferença significativa entre tratamentos na camada 0,20-0,40 m (Tabela 10).

Neste mesmo ano, na área de plantio de *Eucalyptus urograndis*, os valores de pH do

solo variaram de 5,3 a 7,5, na camada de 0,0 – 0,05 m, de 5,4 a 7,0 na camada de 0,05 – 0,10 m, de 5,4 a 6,8 na camada de 0,10 – 0,20 m e de 5,5 a 6,5 na camada de 0,20 – 0,40 m (Tabela 10). Nas três primeiras camadas (0,0 – 0,05, 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m) o pH dos tratamentos que receberam composto orgânico como fonte de nutrientes (D₁₀, D₁₅ e D₂₀) apresentaram valores estatisticamente maiores que os demais (SI, D_{AM} e D₀) (Tabela 10). Na camada de 0,20 – 0,40 m não observou-se diferença significativa entre os tratamentos estudados (Tabela 10).

Tabela 10 - Valores de potencial hidrogeniônico, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹ (continua).

Trat.	Camada (m)	pH (CaCl ₂)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0 - 0,05	5,3 Ac	5,3 Ab	5,3 Ac	5,3 Ac
D _{AM}		5,5 Ac	5,3 Ab	5,6 Ac	5,5 Ac
D ₀		5,3 Ac	5,3 Ab	5,6 Ac	5,5 Ac
D ₁₀		6,7 Ab	6,8 Aa	6,5 Ab	6,3 Ab*
D ₁₅		6,7 Ab	7,3 Aa	6,6 Bb	7,2 Aa
D ₂₀		7,4 Aa	7,5 Aa	7,2 Aa	7,2 Aa
CV ¹			0,64		1,32
CV ²	%	3,31		2,81	
CV ³		3,39		3,39	
SI	0,05 – 0,10	5,3 Ab	5,3 Ab	5,4 Ab	5,4 Ac
D _{AM}		5,7 Ab	5,3 Ab	5,7 Ab	5,4 Ac
D ₀		5,4 Ab	5,3 Ab	5,4 Ab	5,6 Ac
D ₁₀		7,1 Aa	6,9 Aa	6,5 Aa	6,3 Ab*
D ₁₅		7,0 Aa	7,2 Aa	7,0 Aa	7,0 Aa
D ₂₀		7,5 Aa	7,5 Aa	7,0 Aa	7,2 Aa
CV ¹			2,42		2,94
CV ²	%	3,39		3,37	
CV ³		3,49		3,49	

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Tabela 10 - Continuação.

Trat.	Camada (m)	pH (CaCl ₂)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	5,4 Ab	5,4 Ab	5,5 Ab	5,5 Ab
D _{AM}		5,7 Ab	5,6 Ab	5,9 Ab	5,9 Ab
D ₀		5,8 Ab	5,7 Ab	5,7 Ab	5,4 Ab
D ₁₀		6,5 Aa	6,3 Aa	6,0 Ab	6,3 Aa
D ₁₅		6,6 Aa	6,8 Aa	6,8 Aa	6,5 Aa
D ₂₀		7,0 Aa	6,8 Aa	6,7 Aa	6,9 Aa
CV ¹			4,33		4,09
CV ²	%	4,19		4,61	
CV ³		4,63		4,63	
SI	0,20 - 0,40	5,5 Aa	5,5 Aa	5,6 Aa	5,6 Aa
D _{AM}		5,5 Aa	5,7 Aa	5,8 Aa	6,2 Aa
D ₀		6,1 Aa	5,7 Aa	6,0 Aa	5,6 Aa
D ₁₀		6,3 Aa	5,9 Aa	5,9 Aa	5,9 Aa
D ₁₅		6,3 Aa	6,2 Aa	6,5 Aa	6,0 Aa
D ₂₀		6,7 Aa	6,5 Aa	6,4 Aa	6,4 Aa
CV ¹			4,30		2,44
CV ²	%	5,16		4,62	
CV ³		4,94		4,94	

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Em 2012, na área de plantio de *Mabea fistulifera*, os valores de pH do solo variaram de 5,3 a 7,2. De forma geral, foi verificado o mesmo comportamento verificado no ano anterior em relação às diferenças verificadas entre os tratamentos. Da mesma forma que observado em 2011, não foram constatados diferenças significativas entre os diferentes tratamentos na camada de 0,20 – 0,40 m (Tabela 10).

Quando são analisados os valores de pH do plantio de *Eucalyptus urograndis*, observam-se em 2012 valores variando de 5,3 a 7,2 (Tabela 10). Nas camadas de 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m os valores de pH foram significativamente superiores nos tratamentos D₁₅ e D₂₀, valores intermediários no tratamento D₁₀ e menores valores nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀

(Tabela 10). Na camada de 0,10 – 0,20 m, foi observado o mesmo comportamento verificado em 2011, com maiores valores nos tratamentos que receberam composto orgânico e na camada de 0,20 – 0,40 m, não foram constatadas diferenças significativas de valores de pH entre os diferentes tratamentos estudados (Tabela 10).

De acordo com Souza e Lobato (2004), o pH dos solos de cerrado pode ser classificado como adequado na faixa de 4,9 a 5,5, alto de 5,6 a 5,8 e muito alto para valores maiores 5,9. O valor de pH no solo observado nos tratamentos que receberam composto orgânico é resultado da alcalinidade de parte dos resíduos que compõem o composto aplicado ao solo (Tabela 2). A lama cal possui coloração clara e é constituída basicamente por carbonatos de cálcio (CaCO_3), enquanto o *dregs* possui cor acinzentada e é constituído por carbonatos, hidróxidos e sulfetos, sobretudo de Na e Ca (ALMEIDA et al., 2008).

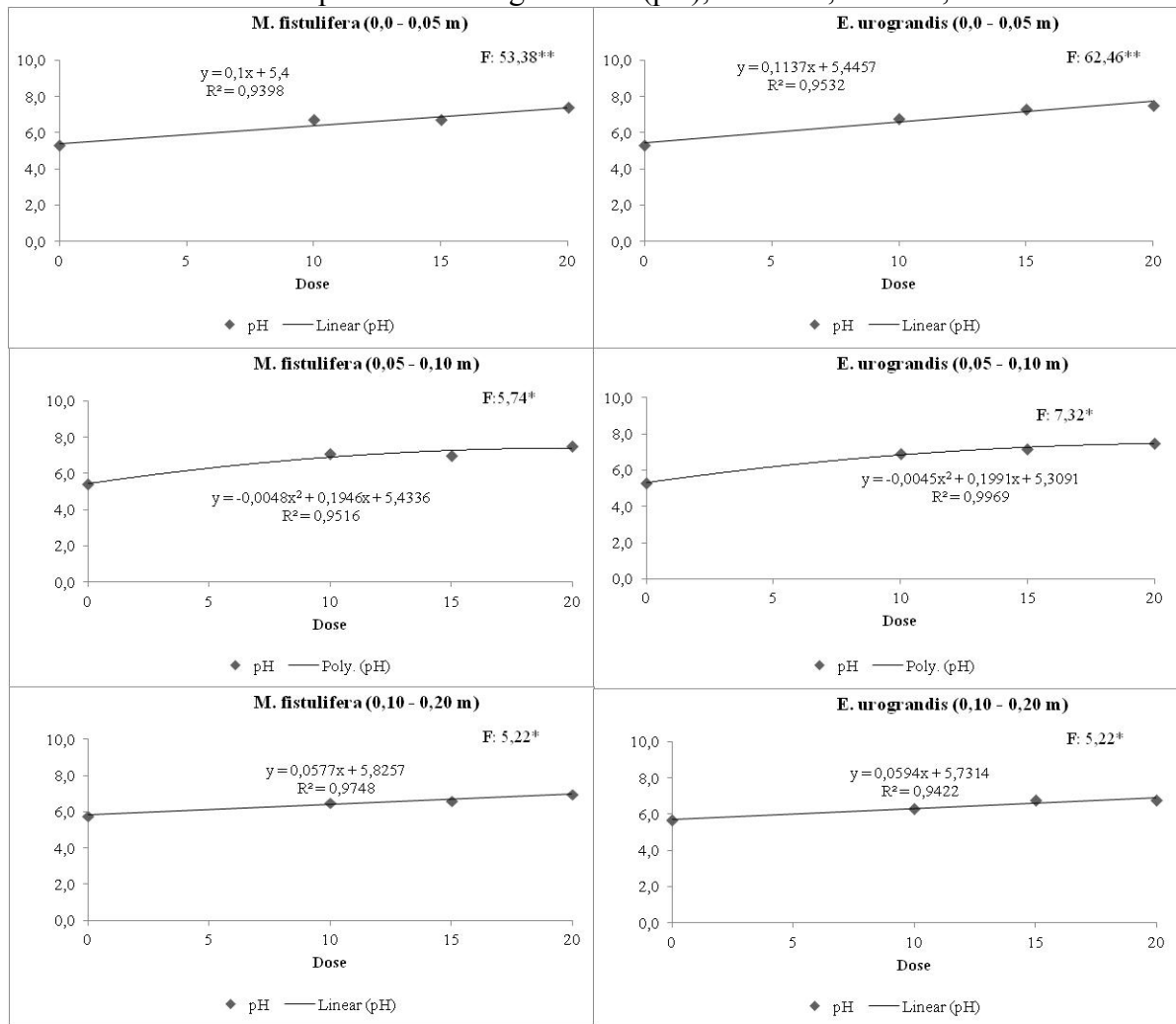
Ao serem confrontados os valores de pH do solo de cada uma das áreas, em cada período de avaliação, observou-se que as áreas onde estão plantadas as duas espécies tenderam a apresentar comportamentos semelhantes em relação a esta variável (Tabela 10). Quando são confrontados os períodos de avaliação, dentro da área de plantio de uma mesma espécie, não foram observadas mudanças relevantes no pH do solo. Porém, pode-se observar que existe uma tendência à diminuição do pH nos tratamentos que receberam composto orgânico, sendo verificado diferença significativa no tratamento D₁₀ nas camadas 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m do plantio de *E. urograndis*, com menores valores em 2012 (Tabela 10). Este é um indicativo de que o pH provavelmente chegou ao pico máximo em 2011 e com a decomposição do material orgânico adicionado ao solo e o desenvolvimento das espécies arbóreas existe uma tendência à diminuição destes valores.

Kiehl (1985) explica que a adição de materiais orgânicos pode, inicialmente, aumentar o pH na superfície do solo, principalmente porque os resíduos são ricos em bases trocáveis. Porém, com a absorção dos nutrientes pelas plantas e também devido à lixiviação das bases para as camadas subsuperficiais, as camadas superficiais do solo tornam-se mais ácidas. Oliveira et al. (1996) relatam a acidez do solo e as condições fisiológicas que o acompanham resultam da falta de cátions metálicos permutáveis, que na sua ausência deixam livres, ânions como HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} e NO_3^- e outros formadores de ácidos, resultando em diminuição do pH.

Em 2011, em ambos os plantios, nas camadas 0,0-0,05 e 0,10-0,20 m, os dados ajustaram-se ao modelo linear e na camada 0,05-0,10 m, o modelo que melhor explicou a

variação dos dados foi o quadrático (Figura 54). Em 2012, verificou-se nos dois plantios, que até a camada de 0,20 m o comportamento do pH no solo em relação às diferentes doses de composto orgânico adicionado foi linear (Figura 55). Em ambos os períodos avaliados, não se observaram correlações significativas na camada 0,20 – 0,40 m.

Figura 54 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de potencial hidrogeniônico (pH), em 2011, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

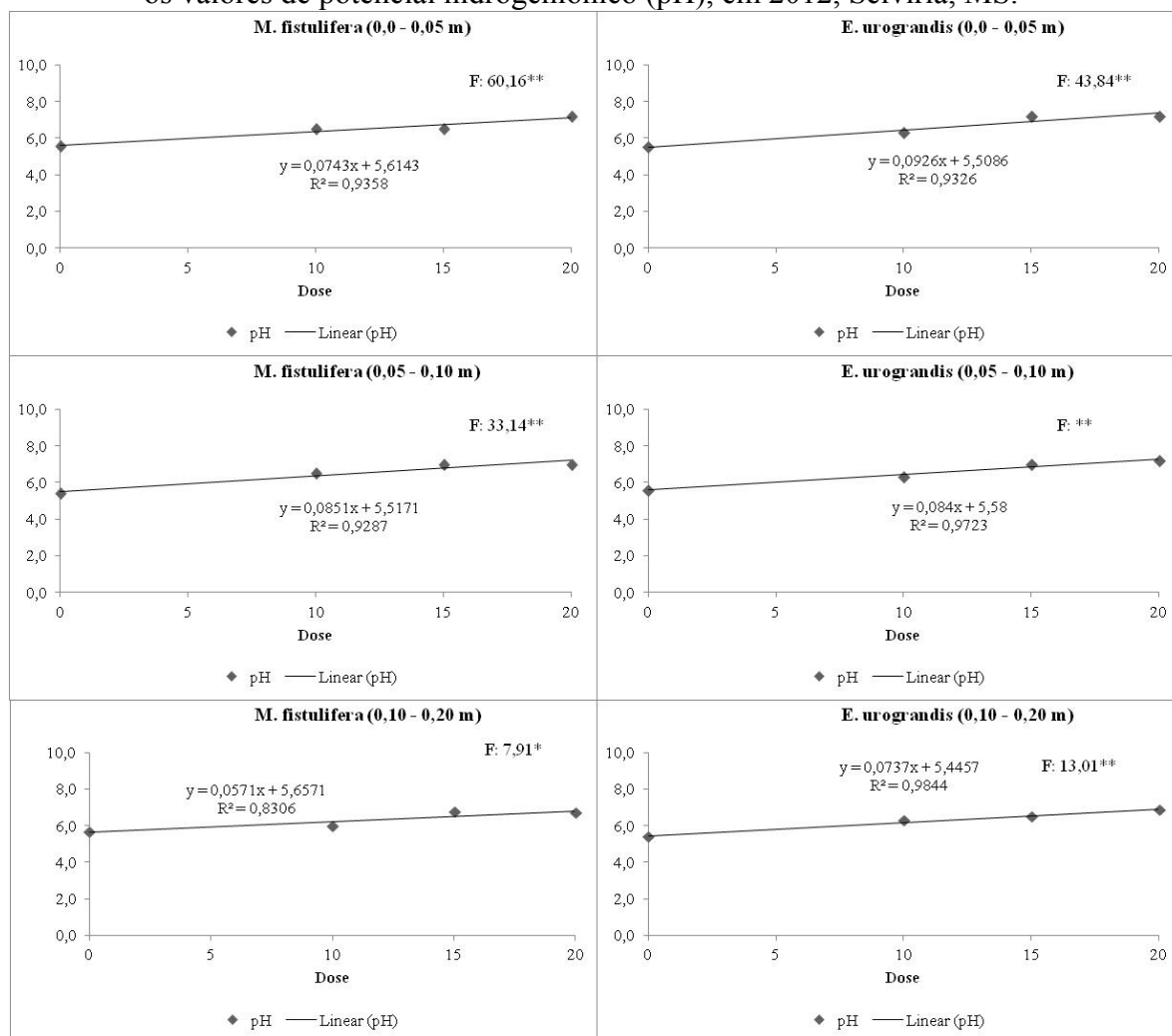
Fonte: Produção do próprio autor.

Medeiros et al. (2009) verificaram comportamento linear no aumento do pH, em função do aumento da quantidade de corretivo celulósico aplicada, nas camadas 0,05-0,10 e 0,10-0,15 m. Os autores concluíram que o resíduo foi mais eficiente em relação ao calcário em função de possuir maior quantidade de NaOH e CaOH em sua composição. Estudando o

efeito da aplicação de resíduos da indústria de papel e celulose nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo com o plantio de *Pinnus taeda*, Rodrigues (2004) também observou aumento do pH no solo em função da quantidade de resíduo celulósico aplicado.

De maneira semelhante, ao estudar a utilização de resíduos sólidos alcalinos de indústrias de celulose na correção de acidez do solo, em casa de vegetação e com o plantio de milho Teixeira (2003) observou aumento dos valores de pH. Após 180 dias de estudo, o autor verificou que em todas as faixas granulométricas estudadas, houve a neutralização da acidez do solo, com a elevação do pH a valores acima de 6,0, em todos os tratamentos, exceto a testemunha.

Figura 55 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de potencial hidrogeniônico (pH), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

2.5.1.7 Acidez Trocável (Al)

Em relação ao Al (acidez trocável), não foi observada a presença deste elemento no solo em nenhuma das camadas e tratamentos estudados. Volkweiss (1989) explicam que em pH com valor maior que 5,5 o valor de Al^{+3} é insignificante. Este comportamento ocorre devido ao Al estar precipitado na forma de oxi-hidróxidos de alumínio, que são formas dominantes nesta condição de pH.

2.5.1.8 Acidez Potencial (H + Al)

Em 2011, os valores de H+Al variaram de 16,5 $mmol_c dm^{-3}$, no tratamento SI, na camada de 0,0-0,05 a 8,0 $mmol_c dm^{-3}$ no tratamento D₂₀, na camada 0,05-0,10 m, no plantio de *Mabea fistulifera* e de 16,5 $mmol_c dm^{-3}$ no tratamento SI a 8,0 $mmol_c dm^{-3}$ na camada 0,0-0,05 m. Em ambos os plantios, as respostas do solo à acidez potencial foram semelhantes (Tabela 11).

Nas camadas 0,0-0,05, 0,05- 0,10 e 0,10-0,20 m, verificou-se existência de diferença significativa entre os tratamentos. Foi observado que nestas três camadas a acidez potencial do solo (H+Al) apresentou padrão semelhante com maior valor nos tratamentos que não receberam composto orgânico (SI, D₀ e D_{AM}) diferindo-se significativamente daqueles que receberam o composto orgânico (D₁₀, D₁₅ e D₂₀) (Tabela 11). Na camada de 0,20-0,40 m, não foram observados diferenças significativas entre os diferentes tratamentos (Tabela 11).

Em 2012, o comportamento do H + Al no solo foi semelhante ao verificado em 2011, com maiores valores nos tratamentos (SI, D₀ e D_{AM}), diferindo-se significativamente dos tratamentos D₁₀, D₁₅, D₂₀. Da mesma forma que observado em 2011, não foram observados efeitos entre os diferentes tratamentos nos valores de H + Al na camada de 0,20 – 0,40 m (Tabela 11).

Quando foram comparados os solos dos dois plantios, dentro de um mesmo período de avaliação, observou-se comportamento similar dos valores de H + Al, não sendo verificadas diferenças significativas (Tabela 11). O mesmo comportamento foi observado quando foram comparados os dois períodos de avaliação, pois de forma geral não houve alteração dos teores

de H + Al no solo em 2012, quando comparado com os resultados observados em 2011 (Tabela 11).

Ao serem correlacionados a adição de composto orgânico com os valores de H + Al, verificaram-se em ambos os plantios e ambos os períodos de avaliação que o decréscimo desses valores ajustou-se ao modelo linear (Figuras 56 e 57). O decréscimo do teor de H + Al pode estar relacionado ao aumento do pH no solo, que disponibilizou maior quantidade de OH⁻ à solução do solo, neutralizando para do H⁺ disponível ao solo.

Tabela 11 - Valores de acidez potencial, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹ (continua).

Trat.	Camada (m)	Acidez Potencial (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0 - 0,05	16,5 Aa	16,5 Aa	15,5 Aa	15,5 Aa
D _{AM}		15,0 Aa	15,8 Aa	15,5 Aa	16,8 Aa
D ₀		15,5 Aa	15,0 Aa	14,3 Aa	13,3 Aa
D ₁₀		11,0 Ab	10,3 Ab	11,5 Ab	11,8 Ab
D ₁₅		10,5 Ab	9,3 Ab	10,3 Ab	8,7 Ab
D ₂₀		8,8 Ab	8,0 Ab	8,5 Ab	8,8 Ab
CV ¹			1,14		2,79
CV ²	%	8,25		9,37	
CV ³		9,99	7,44	9,99	7,44
SI	0,05 – 0,10	15,4 Aa	15,4 Aa	15,3 Aa	15,3 Aa
D _{AM}		13,3 Aa	15,8 Aa	14,5 Aa	16,0 Aa
D ₀		14,5 Aa	14,7 Aa	15,0 Aa	13,3 Aa
D ₁₀		9,5 Ab	9,8 Ab	11,5 Ab*	11,8 Ab
D ₁₅		9,5 Ab	9,0 Ab	9,0 Ab	9,3 Ab
D ₂₀		8,0 Ab	8,3 Ab	9,0 Ab*	8,5 Ab
CV ¹			5,54		6,34
CV ²	%	9,00		9,24	
CV ³		9,82	8,38	9,82	8,38

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

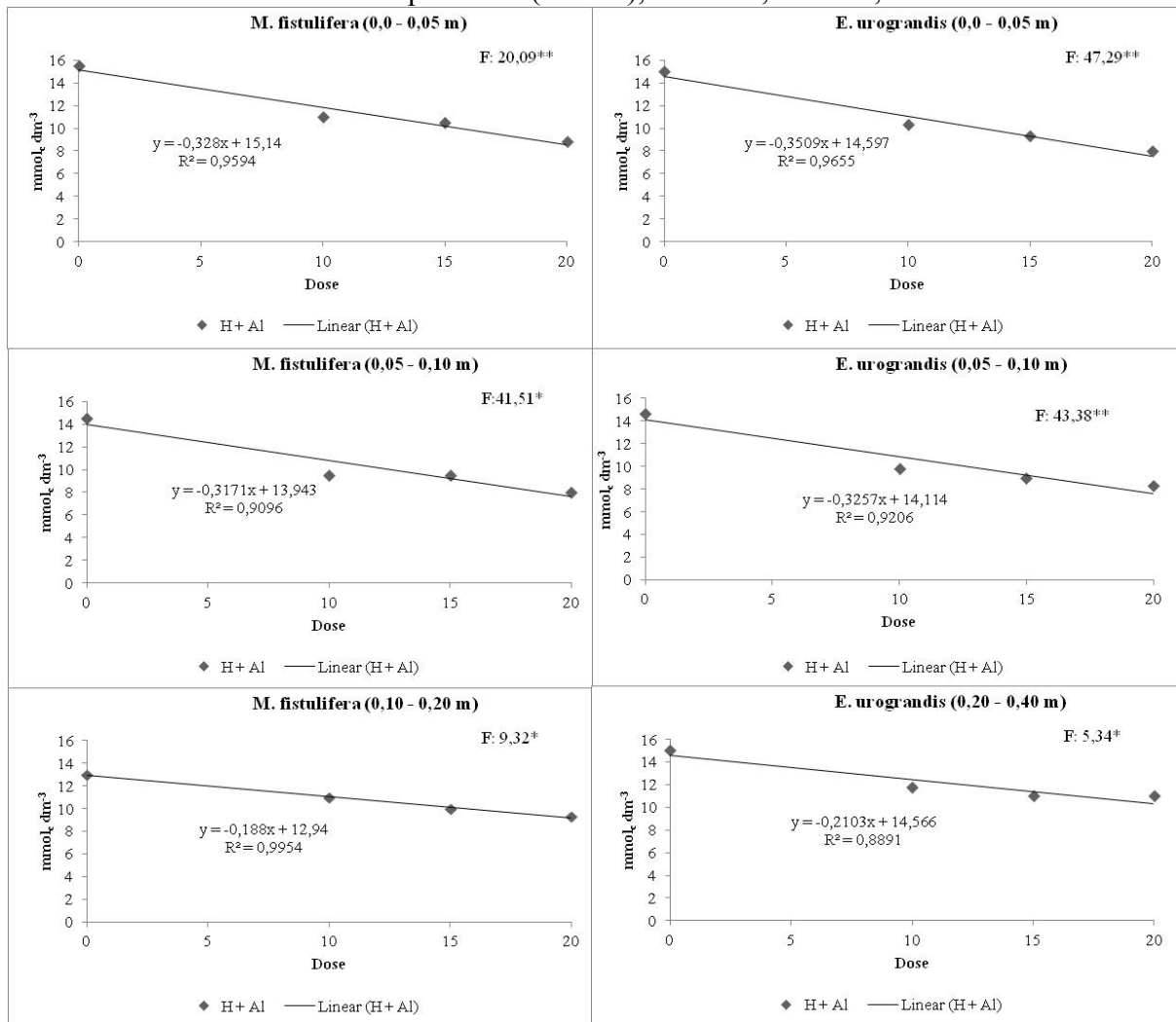
Tabela 11 - Continuação.

Trat.	Camada (m)	Acidez Potencial (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	14,6 Aa	14,6 Aa	14,5 Aa	14,5 Aa
D _{AM}		13,0 Aa	14,3 Aa	13,5 Aa	14,3 Aa
D ₀		13,0 Aa	12,7 Aa	13,0 Aa	13,7 Aa
D ₁₀		11,0 Ab	11,8 Ab	12,8 Aa	11,5 Aa
D ₁₅		10,0 Ab	10,3 Ab	9,8 Ab	10,7 Aa
D ₂₀		9,3 Ab	10,5 Ab	10,0 Ab	10,3 Aa
CV ¹			7,73		10,19
CV ²	%	8,39		10,62	
CV ³		9,91	9,24	9,91	9,24
SI	0,20 - 0,40	13,6 Aa	13,6 Aa	13,5 Aa	13,5 Aa
D _{AM}		13,3 Aa	12,8 Aa	12,3 Aa	12,3 Aa
D ₀		11,5 Ba	15,0 Aa	12,0 Aa	12,7 Aa
D ₁₀		11,5 Aa	11,8 Aa	13,7 Aa	13,0 Aa
D ₁₅		11,3 Aa	11,0 Aa	10,5 Aa	11,7 Aa
D ₂₀		10,3 Aa	11,0 Aa	10,3 Aa	11,5 Aa
CV ¹			5,24		9,77
CV ²	%	9,28		9,44	
CV ³		8,93	9,76	8,93	9,76

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

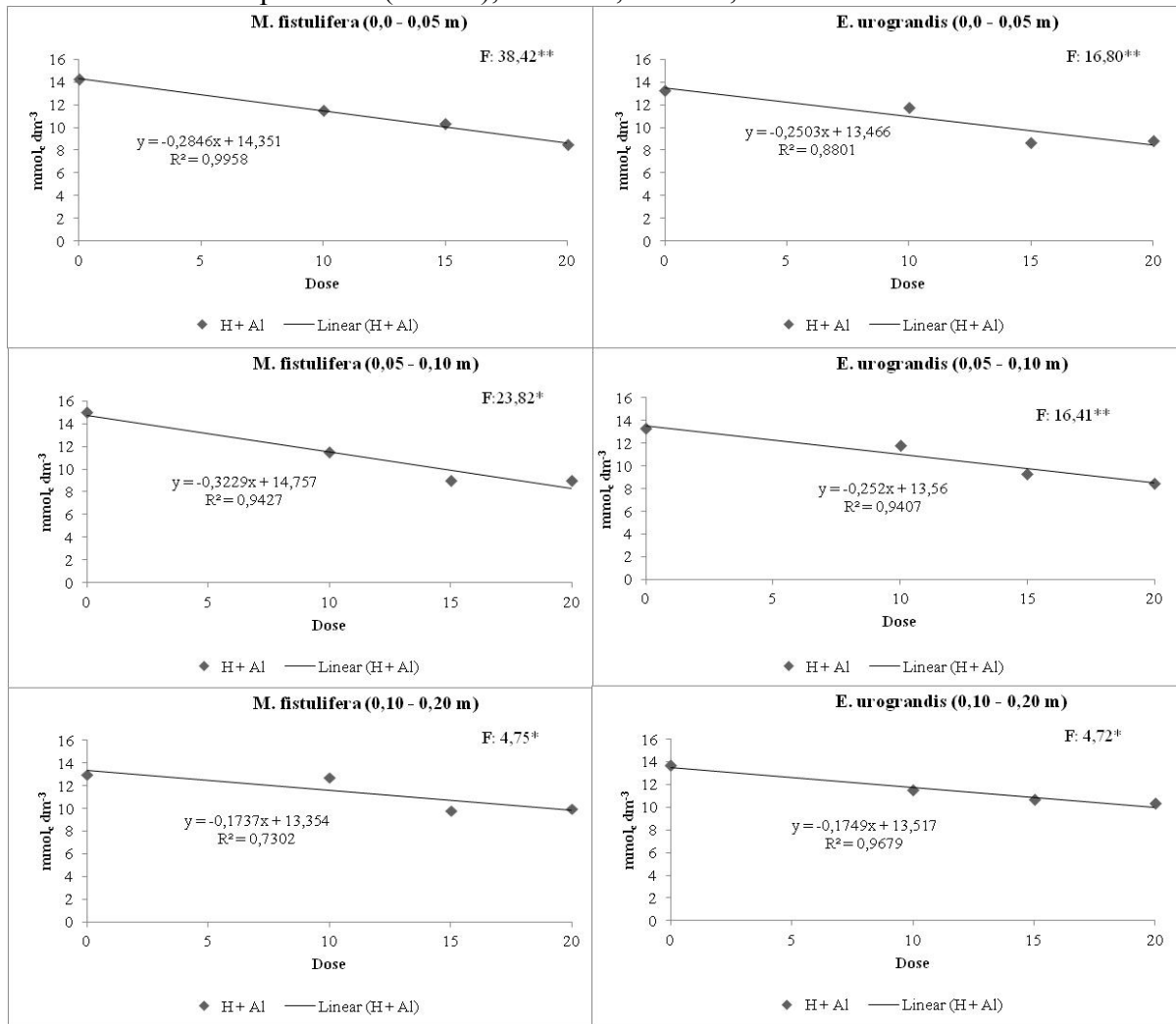
Figura 56 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de acidez potencial (H + Al), em 2011, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 57 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de acidez potencial (H + Al), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

2.5.1.9 Soma de Bases (SB)

A soma de bases variou de 11,2 a 114 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ na área de plantio de *Mabea fistulifera* no ano de 2011 (Tabela 12). Nas camadas de 0,0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m, os maiores valores de SB foram registrados no tratamento D₂₀, diferindo-se significativamente dos tratamentos D₁₀ e D₁₅, e estes diferindo-se dos tratamentos SI, D_{AM} e D₀ (Tabela 12). Já nas camadas 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, a SB foi significativamente maior nos tratamentos que receberam composto orgânico (D₁₀, D₁₅ e D₂₀), quando comparados aos demais tratamentos (SI, D_{AM}, D₀) (Tabela 12).

Ainda em 2011, no plantio de *Eucalyptus urograndis*, verificaram-se SB variando de

73,7 mmol_c dm⁻³ no tratamento D₂₀ da camada 0,05 – 0,10 m a 11,0 mmol_c dm⁻³ no tratamento D₀ da camada de 0,20 – 0,40 m (Tabela 12). Nas camadas 0,0 – 0,05, 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, as maiores SB foram verificadas nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀, diferindo significativamente dos tratamentos SI, D_{AM} e D₀ (Tabela 12). Na camada de 0,20 – 0,40 m, não foram observados diferenças significativas entre os diferentes tratamentos testados (Tabela 12).

Tabela 12 - Valores de soma de bases, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹ (continua).

Trat.	Camada (m)	Soma de Bases (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0 - 0,05	20,7 Ac	20,7 Ab	20,0 Ac	20,0 Ad
D _{AM}		19,0 Ac	16,9 Ab	22,6 Ac	21,2 Ad
D ₀		16,5 Ac	15,9 Ab	21,9 Ac	22,3 Ad
D ₁₀		47,4 Ab	53,9 Aa	41,7 Ab	41,8 Ac
D ₁₅		44,8 Bb	69,3 Aa	38,8 Bb	69,8 Ab
D ₂₀		114,0 Aa	67,4 Ba	104,2 Aa	116,3 Aa*
CV ¹	%	18,79		10,54	
CV ²		14,72		16,18	
CV ³		15,00	15,95	15,00	15,95
SI	0,05 – 0,10	14,8 Ac	14,8 Ab	18,2 Ac	18,2 Ad
D _{AM}		19,3 Ac	16,8 Ab	28,0 Ab	22,4 Ad
D ₀		16,9 Ac	14,8 Ab	18,7 Ac	21,2 Ad
D ₁₀		53,7 Ab	57,9 Aa	37,1 Aa	29,6 Ac*
D ₁₅		41,3 Ab	51,5 Aa	42,9 Aa	53,4 Ab
D ₂₀		76,5 Aa	73,7 Aa	47,6 Ba*	72,6 Aa
CV ¹	%	5,20		13,04	
CV ²		16,25		10,29	
CV ³		11,14	15,70	11,14	15,70

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Tabela 12 - Continuação.

Trat.	Camada (m)	Soma de Bases (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	11,4 Ab	11,4 Ab	13,0 Ab	13,0 Ab
D _{AM}		16,8 Ab	15,2 Ab	21,7 Ab	17,3 Ab
D ₀		15,3 Ab	13,5 Ab	16,2 Ab	12,8 Ab
D ₁₀		32,0 Aa	23,5 Aa	23,3 Ab	26,3 Aa
D ₁₅		29,8 Aa	29,4 Aa	42,5 Aa	27,7 Aa
D ₂₀		35,1 Aa	27,6 Aa	32,0 Aa	39,4 Aa*
CV ¹			8,19		11,14
CV ²	%	12,92		17,64	
CV ³		16,99	13,77	16,99	13,77
SI	0,20 - 0,40	11,2 Ab	11,2 Aa	9,8 Ac	9,8 Aa
D _{AM}		14,6 Ab	11,0 Aa	15,7 Ab	12,8 Aa
D ₀		12,8 Ab	11,1 Aa	14,0 Ab	13,4 Aa
D ₁₀		17,1 Aa	11,4 Ba	19,1 Aa	13,6 Ba
D ₁₅		16,3 Aa	12,4 Aa	21,8 Aa	13,2 Ba
D ₂₀		18,5 Aa	15,1 Aa	15,6 Ab	15,9 Aa
CV ¹			3,70		8,59
CV ²	%	10,92		10,57	
CV ³		9,91	11,65	9,91	11,65

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

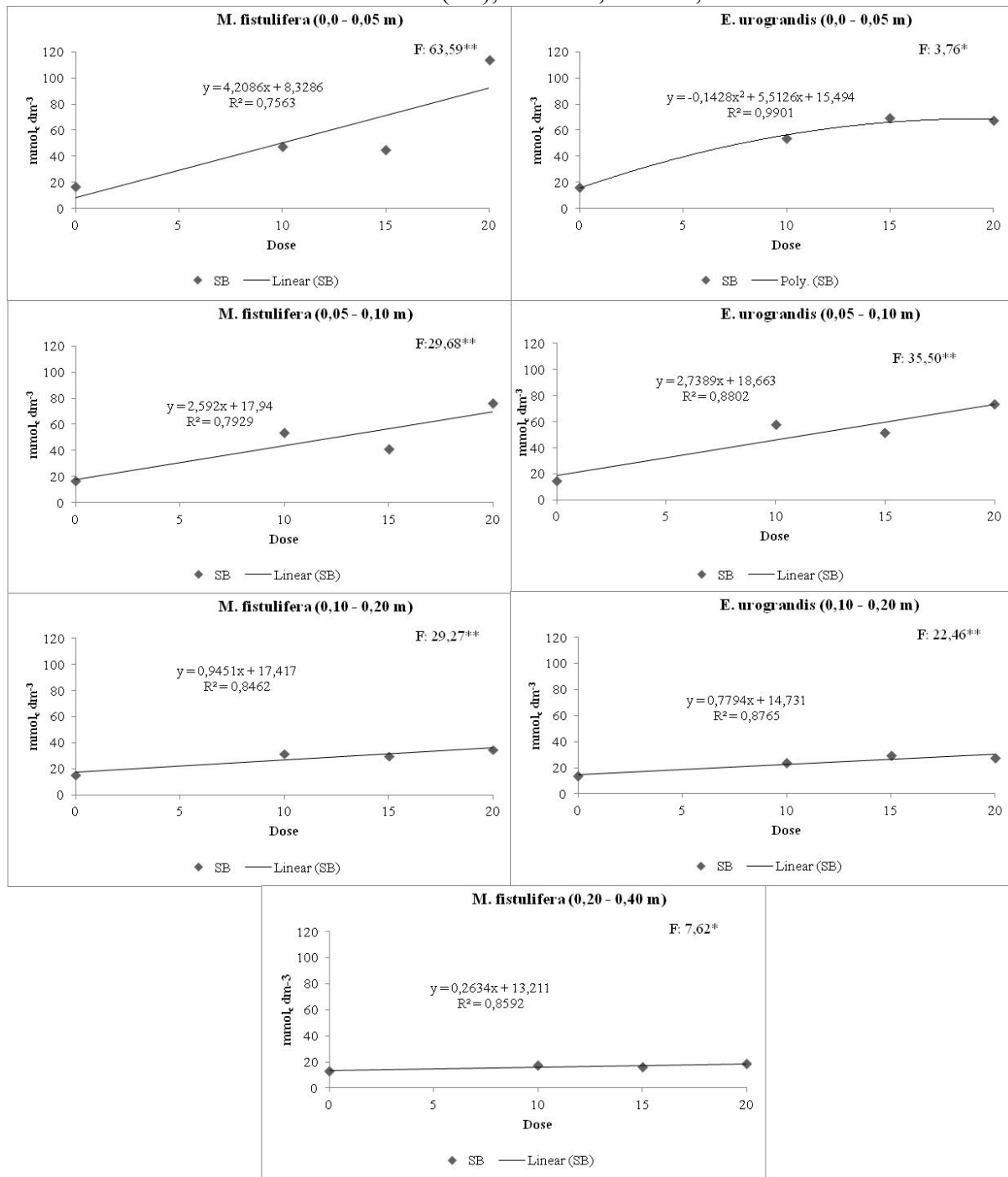
Fonte: Produção do próprio autor.

Em 2011, no plantio de *Mabea fistulifera*, foram observadas correlações lineares entre a quantidade de composto orgânico adicionado ao solo e a soma de bases nas diferentes camadas de solo estudadas (Figura 58). Já no plantio de eucalipto, não se observou efeito significativo na camada de 0,20 – 0,40 m. Verificou-se a presença de efeito quadrático na camada 0,00 – 0,05 m e linear nas camadas 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m (Figura 58).

Em 2012, na área de plantio de *Mabea fistulifera*, a SB no solo variou de 104,2 a 9,8 mmol_c dm⁻³ (Tabela 12). Na camada de 0,0 – 0,05 m, foram observados valores variando de 20,0 mmol_c dm⁻³ na área sem intervenção a 104,2 mmol_c dm⁻³ na área que recebeu 20 Mg ha⁻¹ de composto orgânico (Tabela 12). Nesta camada, as menores somas de bases foram constatadas nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀, diferindo-se dos tratamentos D₁₀ e D₁₅, com

valores intermediários e maiores valores no tratamento D₂₀ (Tabela 12).

Figura 58 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de soma de bases (SB), em 2011, Selvíria, MS.



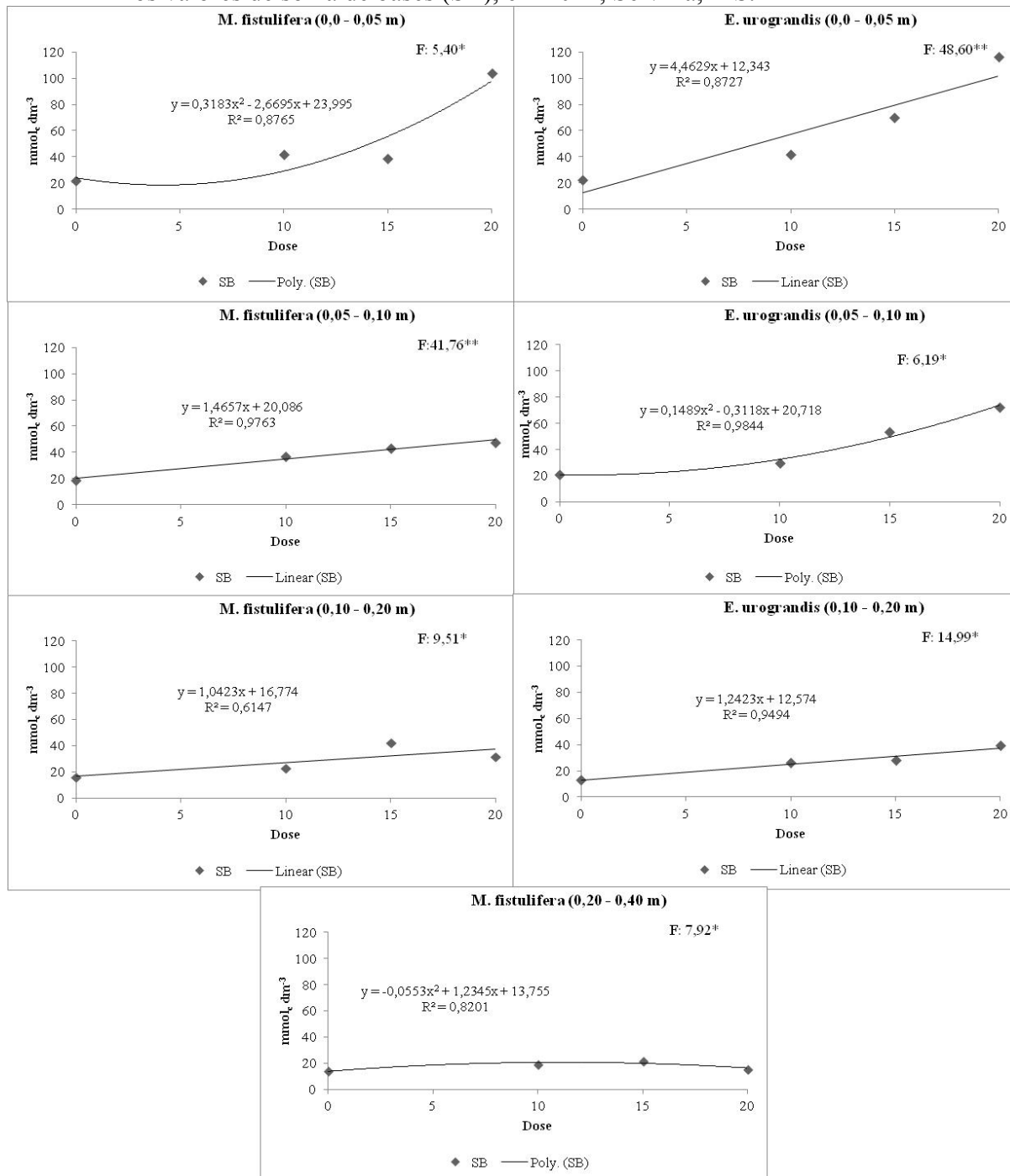
*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Na camada 0,05 – 0,10 m, a SB variou de 18,2 mmol_c dm⁻³ no tratamento SI à 125

47,6 mmol_c dm⁻³ no tratamento D₂₀ (Tabela 12). Nesta camada, os maiores valores foram observados nos tratamentos D₁₀ D₁₅ e D₂₀, valores intermediários no tratamento D_{AM} e menores valores nos tratamentos SI e D₀ (Tabela 12).

Figura 59 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de soma de bases (SB), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Na camada de 0,10 – 0,20 m, os valores de SB variaram de 13,0 a 42,5 mmol_c dm⁻³ (SI e D₁₅, respectivamente). As maiores SB foram observadas nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀, diferindo-se significativamente dos tratamentos SI, D_{AM} e D₀ (Tabela 12). Já na camada de 0,20 – 0,40 m, os valores de SB variaram de 9,8 a 21,8 mmol_c dm⁻³, sendo constatado valores significativamente maiores nos tratamentos D₁₀ e D₁₅, valores intermediários nos tratamentos D_{AM}, D₀ e D₂₀ e menores valores no tratamento SI (Tabela 12). Em 2012, também foram verificadas correlações significativas na área de plantio de *Mabea fistulifera* até a camada de 0,40 m e até a camada de 0,20 m na área de plantio de *Eucalyptus urograndis* (Figura 59).

Quando foram comparados as SB na área de cada espécie, em cada período de avaliação, verificou-se um comportamento semelhante entre as áreas (Tabela 12). Ao serem comparados os períodos de avaliação, dentro de cada área, também não foram observados grandes modificações dos valores de somas de bases em 2012 quando comparados aos valores de 2011 (Tabela 12). Os valores de saturação por bases variaram de adequados (36 a 60%), alto (61 a 70%) e muito alto (maior ou igual a 71%) (SOUZA; LOBATO, 2004).

2.5.1.10 Capacidade de Troca Catiônica (CTC)

A capacidade de troca catiônica no solo em 2011 variou de 122,8 a 24,3 mmol_c dm⁻³ na área de plantio de *Mabea fistulifera* (Tabela 13). Foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos nas diferentes camadas estudadas (Tabela 13). Na camada de 0,0 – 0,05 m, a CTC variou de 32,0 mmol_c dm⁻³ no tratamento D₀ a 122,8 mmol_c dm⁻³ no tratamento D₂₀ (Tabela 13). Os tratamentos SI, D_{AM} e D₀ foram os que apresentaram os menores valores de CTC, diferindo-se significativamente do tratamento D₁₀, onde foram encontrados valores intermediários, este, diferindo-se de D₁₅ e D₂₀, com maiores valores de CTC (Tabela 13).

Na camada 0,05 – 0,10 m, os valores de CTC oscilaram de 84,5 mmol_c dm⁻³ no tratamento D₂₀ a 30,2 mmol_c dm⁻³ na área sem intervenção (Tabela 13). Maiores valores foram observados no tratamento com 20 Mg ha⁻¹ do composto, diferindo-se significativamente dos tratamentos D₁₀ e D₁₅, com valores intermediários. Da mesma forma que observado para a camada 0,0 – 0,05 m os menores valores de CTC do solo foram observadas nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀, diferindo-se significativamente das demais (Tabela 13).

Na camada de 0,10 – 0,20 m, os maiores valores de CTC do solo foram verificados no grupo de tratamentos que receberam composto orgânico como fonte de nutrientes (D₁₀, D₁₅ e

D₂₀), diferindo-se significativamente dos tratamentos (SI, D_{AM} e D₂₀) (Tabela 13). Já na camada de 0,20 – 0,40 m, os valores de CTC no solo variaram de 24,8 a 28,8 mmol_c dm⁻³ (SI e D₂₀, respectivamente), sendo constatado maiores valores nos tratamentos D_{AM}, D₁₀, D₁₅ e D₂₀, diferindo-se significativamente dos tratamentos SI e D₀ (Tabela 13).

Tabela 13 - Valores de capacidade de troca catiônica, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹ (continua).

Trat.	Camada (m)	Capacidade de Troca Catiônica (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0-0,05	37,2 Ac	37,2 Ab	35,5 Ab	35,5 Ac
D _{AM}		34,0 Ac	32,6 Ab	38,1 Ab	38,0 Ac
D ₀		32,0 Ac	30,9 Ab	36,2 Ab	35,6 Ac
D ₁₀		58,4 Ab	64,2 Aa	53,2 Ab	53,6 Ac
D ₁₅		55,b Ba	78,6 Aa	49,8 Bb	78,5 Ab
D ₂₀		122,8 Aa	75,4 Ba	112,7 Aa	125,1 Aa*
CV ¹			14,89		8,92
CV ²	%	11,18		12,49	
CV ³		11,68	12,04	11,68	12,04
SI	0,05 – 0,10	30,2 Ac	30,2 Ab	32,0 Ab	32,0 Ac
D _{AM}		32,5 Ac	32,5 Ab	38,7 Ab	38,4 Ac
D ₀		31,4 Ac	29,4 Ab	33,7 Ab	34,6 Ac
D ₁₀		63,2 Ab	67,6 Aa	48,6 Aa	49,7 Ab
D ₁₅		50,8 Ab	60,5 Aa	51,9 Aa	62,7 Aa
D ₂₀		84,5 Aa	81,9 Aa	56,6 Ba	73,9 Aa
CV ¹			4,18		6,19
CV ²	%	11,96		8,30	
CV ³		8,79	11,60	8,79	11,60

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Tabela 13 - Continuação.

Trat.	Camada (m)	Capacidade de Troca Catiônica (mmol _c dm ⁻³)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	26,0 Ab	26,0 Ab	27,5 Ab	27,5 Ab
D _{AM}		29,8 Ab	29,5 Ab	35,2 Ab	31,5 Ab
D ₀		28,3 Ab	26,2 Ab	29,2 Ab	26,5 Ab
D ₁₀		43,0 Aa	35,3 Ba	36,0 Ab	37,8 Aa
D ₁₅		39,8 Aa	39,7 Aa	52,3 Aa	38,3 Ba
D ₂₀		44,4 Aa	38,1 Aa	42,0 Aa	49,7 Aa*
CV ¹			5,67		11,37
CV ²	%	7,18		10,49	
CV ³		10,30	7,47	10,30	7,47
SI		0,20 - 0,40	24,8 Ab	24,8 Aa	23,3 Ab
D _{AM}	27,8 Aa		23,8 Ba	27,9 Ab	25,1 Aa
D ₀	24,3 Ab		26,1 Aa	26,0 Ab	26,0 Aa
D ₁₀	28,6 Aa		23,2 Ba	32,8 Aa	26,6 Ba
D ₁₅	27,6 Aa		23,4 Ba	32,3 Aa	24,9 Ba
D ₂₀	28,8 Aa		26,1 Aa	25,8 Ab	27,4 Aa
CV ¹			3,31		7,50
CV ²	%	5,06		5,47	
CV ³		5,31	5,23	5,31	5,23

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Ainda em 2011, na área de plantio de *Eucalyptus urograndis*, os valores de capacidade de troca catiônica do solo variaram de 81,9 a 23,2 mmol_c dm⁻³ (Tabela 13). Nas camadas 0,0 – 0,05, 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, os maiores valores de CTC foram verificados nos tratamentos que receberam composto orgânico (D₁₀, D₁₅ e D₂₀), diferindo-se significativamente dos tratamentos SI, D_{AM} e D₀ (Tabela 13). Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para a CTC do solo na camada de 0,20 – 0,40 m (Tabela 13).

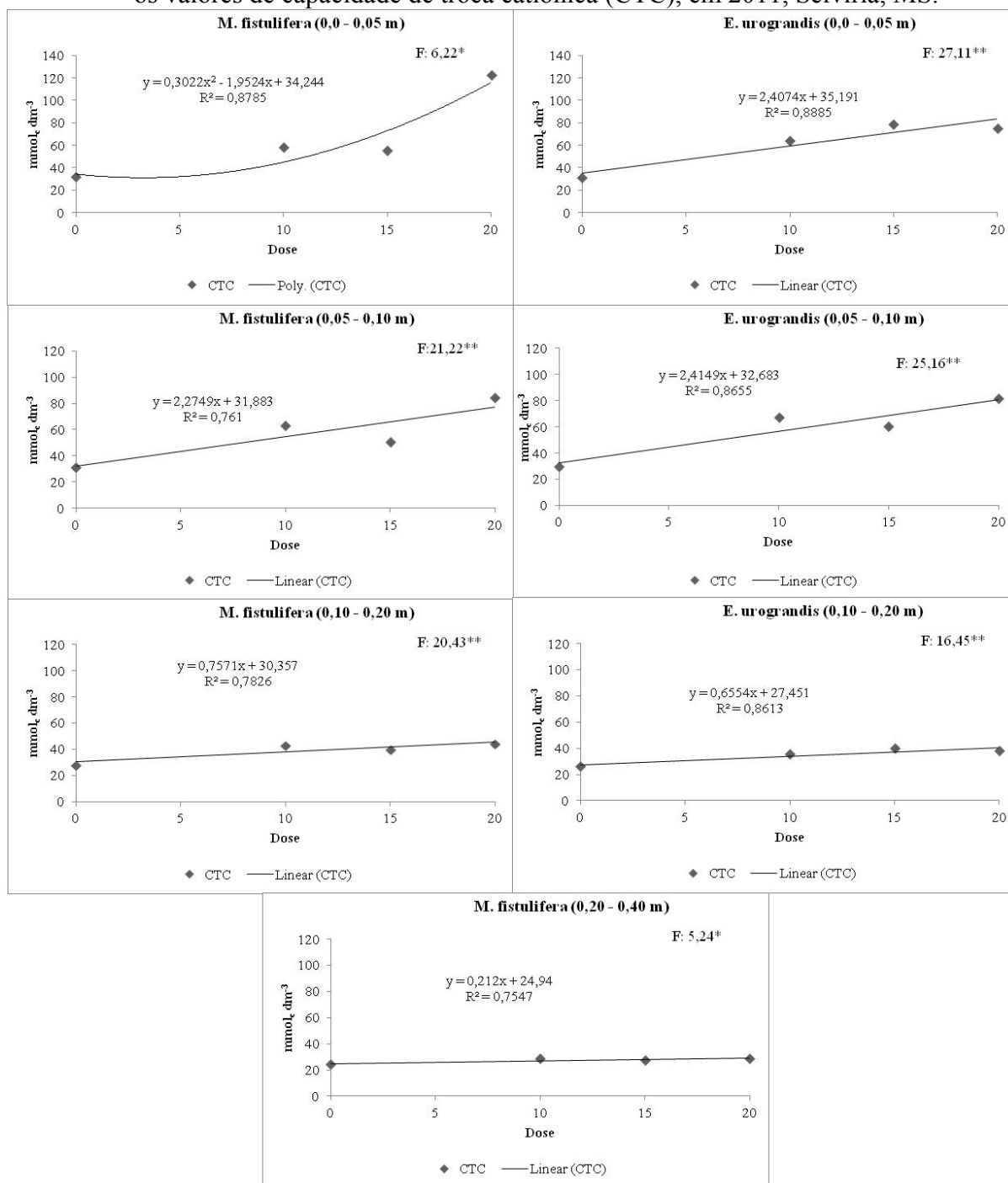
Quando foram confrontadas as áreas de plantio das duas espécies em cada período de

estudo, não foram observadas diferenças relevantes na CTC do solo entre os plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, nos dois períodos de avaliação. Da mesma forma que observado, quando comparadas as espécies, também não se verificou grandes alterações da CTC do solo em 2012, quando comparados com os valores encontrados em 2011 (Tabela 13).

Quando relacionadas as diferentes doses de composto com a CTC do solo, em 2011, constatou-se que os dados no plantio de *Mabea fistulifera* apresentavam um comportamento quadrático na camada de 0,00 – 0,05 m e linear nas demais camadas. No *Eucalyptus urograndis* verificou-se a presença de interação significativa linear até a camada de 0,20 m (Figura 60). Em 2012, no plantio de *Mabea fistulifera* os dados se enquadraram no comportamento quadrático nas camadas 0,0 – 0,05 e 0,20 – 0,40 m. Nas demais camadas os dados apresentaram comportamento linear (Figura 61). Já no plantio de *Eucalyptus urograndis*, o comportamento observado foi semelhante ao verificado em 2011 com os dados de forma geral sendo explicados linearmente (Tabela 13).

Bezerra et al. (2006) explicam que a matéria orgânica costuma alterar o complexo coloidal, criar cargas superficiais e, conseqüentemente, aumentar a CTC do solo, porém, no presente estudo, o conteúdo de matéria orgânica permaneceu praticamente constante nos diferentes tratamentos (Tabela 9). A possível explicação para o aumento do CTC do solo provavelmente está relacionado principalmente ao aumento da soma de bases do solo com a adição do composto orgânico (Tabela 12), pois a CTC do solo é resultado da soma dos valores de SB + Al e este, não foi detectado nos diferentes tratamentos estudados. O aumento da CTC do solo é um resultado que se espera em uma recuperação de áreas degradadas pois, o aumento da CTC permite uma maior adsorção de cátions, sendo este um importante atributo químico na avaliação de um solo degradado (COLODRO, 2005).

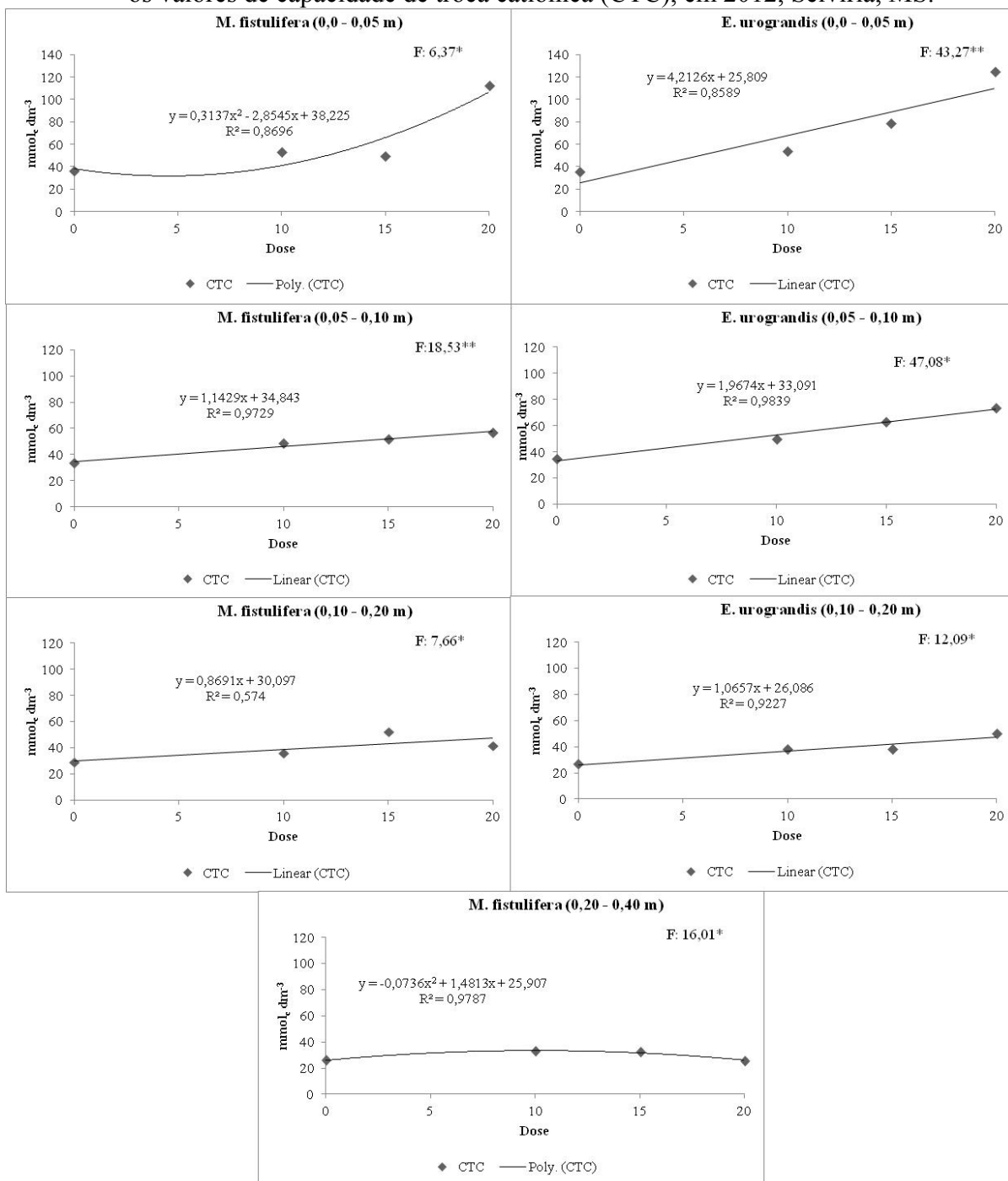
Figura 60 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de capacidade de troca catiônica (CTC), em 2011, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 61 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de capacidade de troca catiônica (CTC), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

2.5.1.11 Saturação por Bases (V%)

Em 2011, na área de plantio de *Mabea fistulifera*, os valores de saturação por bases variaram de 92,4 a 42,9 % (Tabela 14). Na camada de 0,0 – 0,05 m, os menores valores foram

constatados nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀, valores intermediários nos tratamentos D₁₀ e D₁₅ e maiores valores no tratamento D₂₀, diferindo-se significativamente entre si (Tabela 14). Nas camadas 0,05 – 0,10 m os valores de V% nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀ foram significativamente superiores aos dos tratamentos SI, D_{AM} e D₀. Na camada 0,20 – 0,40 m não se observaram diferenças significativas nos valores de saturação por bases no solo entre os diferentes tratamentos estudados (Tabela 14).

Tabela 14 - Valores de saturação por bases, 12 e 24 meses após a implantação do experimento, nas camadas 0,00 – 0,05, 0,05 – 0,10, 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, Selvíria, MS. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹ (continua).

Trat.	Camada (m)	Saturação por Bases (%)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,0 - 0,05	55,3 Ac	55,3 Ab	55,9 Ac	55,9 Ac
D _{AM}		56,0 Ac	52,1 Ab	59,0 Ac	55,9 Ac
D ₀		51,1 Ac	51,3 Ab	58,8 Ac	60,9 Ac*
D ₁₀		79,6 Ab	81,2 Aa	77,9 Ab	77,2 Ab
D ₁₅		81,0 Ab	87,4 Aa	80,8 Ab	88,5 Aa
D ₂₀		92,4 Aa	89,4 Aa	92,1 Aa	92,1 Aa
CV ¹			3,03		2,42
CV ²	%	4,02		5,59	
CV ³		5,32	4,41	5,32	4,41
SI	0,05 – 0,10	47,5 Ac	47,5 Ab	50,2 Ab	50,2 Ab
D _{AM}		59,3 Ab	51,8 Ab	60,9 Ab	57,5 Ab
D ₀		53,4 Ab	50,1 Ab	55,1 Ab	59,7 Ab
D ₁₀		84,4 Aa	82,4 Aa	76,3 Aa	74,5 Aa
D ₁₅		80,7 Aa	84,1 Aa	82,5 Aa	85,1 Aa
D ₂₀		89,7 Aa	89,4 Aa	84,0 Aa	88,9 Aa
CV ¹			3,48		3,71
CV ²	%	4,60		6,23	
CV ³		5,17	5,78	5,17	5,78

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Tabela 14 - Continuação.

Trat.	Camada (m)	Saturação por Bases (%)			
		-----Fevereiro 2011-----		-----Fevereiro 2012-----	
		<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>	<i>M. fistulifera</i>	<i>E. urograndis</i>
SI	0,10 - 0,20	42,9 Ac	42,9 Ab	46,6 Ab	46,6 Ab
D _{AM}		55,8 Ab	50,4 Ab	60,6 Ab	55,4 Ab
D ₀		53,7 Ab	51,7 Ab	55,2 Ab	48,5 Ab
D ₁₀		72,9 Aa	65,8 Aa	63,5 Ab	68,7 Aa
D ₁₅		74,8 Aa	73,7 Aa	78,3 Aa	71,5 Aa
D ₂₀		78,8 Aa	72,2 Aa	75,0 Aa	78,1 Aa
CV ¹			4,83		1,54
CV ²	%	7,17		8,25	
CV ³		7,60	7,88	7,60	7,88
SI	0,20 - 0,40	44,2 Aa	44,2 Aa	41,0 Ab	41,0 Aa
D _{AM}		52,3 Aa	46,4 Aa	55,8 Aa	52,0 Aa
D ₀		52,7 Aa	43,3 Aa	53,9 Aa	50,8 Aa
D ₁₀		59,8 Aa	49,3 Aa	58,7 Aa	50,3 Aa
D ₁₅		59,1 Aa	52,6 Aa	67,2 Aa	52,8 Ba
D ₂₀		64,4 Aa	57,4 Aa	59,7 Aa	58,1 Aa
CV ¹			1,60		4,72
CV ²	%	8,43		8,27	
CV ³		7,09	9,56	7,09	9,56

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas nas linhas seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si. *: indica que houve diferença significativa entre anos para a mesma espécie. Foi utilizado o teste de Scott Knott ao nível de 5% de significância. CV¹. Coeficiente de variação entre tratamentos; CV². Coeficiente de variação entre espécies; CV³. Coeficiente de variação entre os anos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

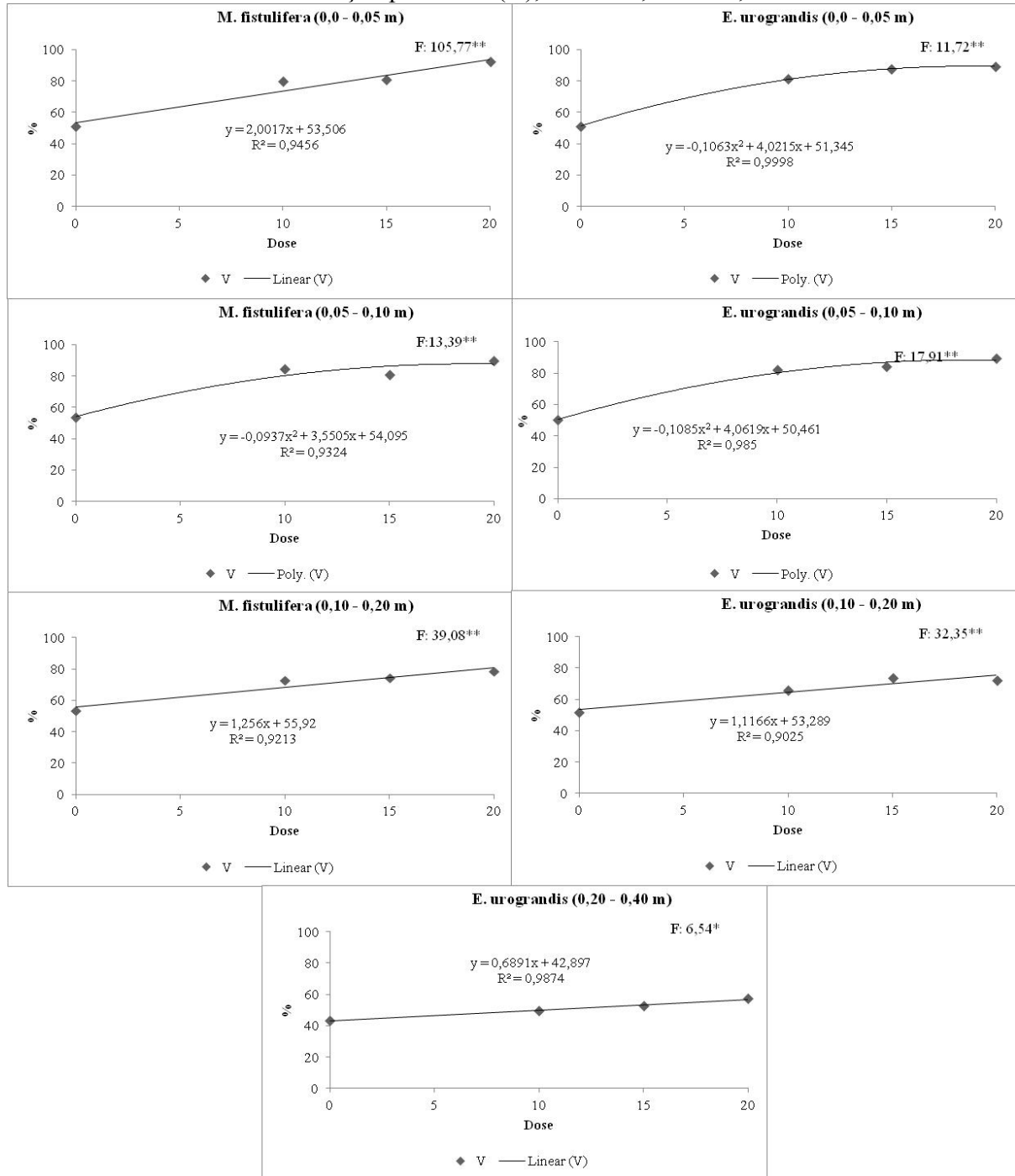
Fonte: Produção do próprio autor.

No plantio de eucalipto, em 2011, os valores de V% no solo variaram de 89,4 a 44,2%. Até a camada de 0,20 m, todos os tratamentos que receberam composto orgânico como fonte de nutrientes apresentaram valores de V% significativamente maiores que os tratamentos SI, D_{AM} e D₀. Na camada de 0,20 – 0,40 m, não se verificaram diferenças significativas entre os tratamentos quando se avaliou os valores de saturação por bases (Tabela 14).

Quando são comparados os valores de V% nos solos de cada plantio, não foram observadas diferenças relevantes na saturação por bases no solo. Comportamento semelhante foi observado ao serem comparados os dois períodos de avaliação, não sendo verificadas grandes mudanças no V% em 2012, quando comparados com os valores de 2011 (Tabela 14). Quando relacionados as diferentes doses de composto, com as respostas do valor de V% no

solo, em 2011, verificaram-se interações lineares e quadráticas em ambas as espécies estudadas (Figura 62).

Figura 62 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de saturação por bases (V), em 2011, Selvíria, MS.

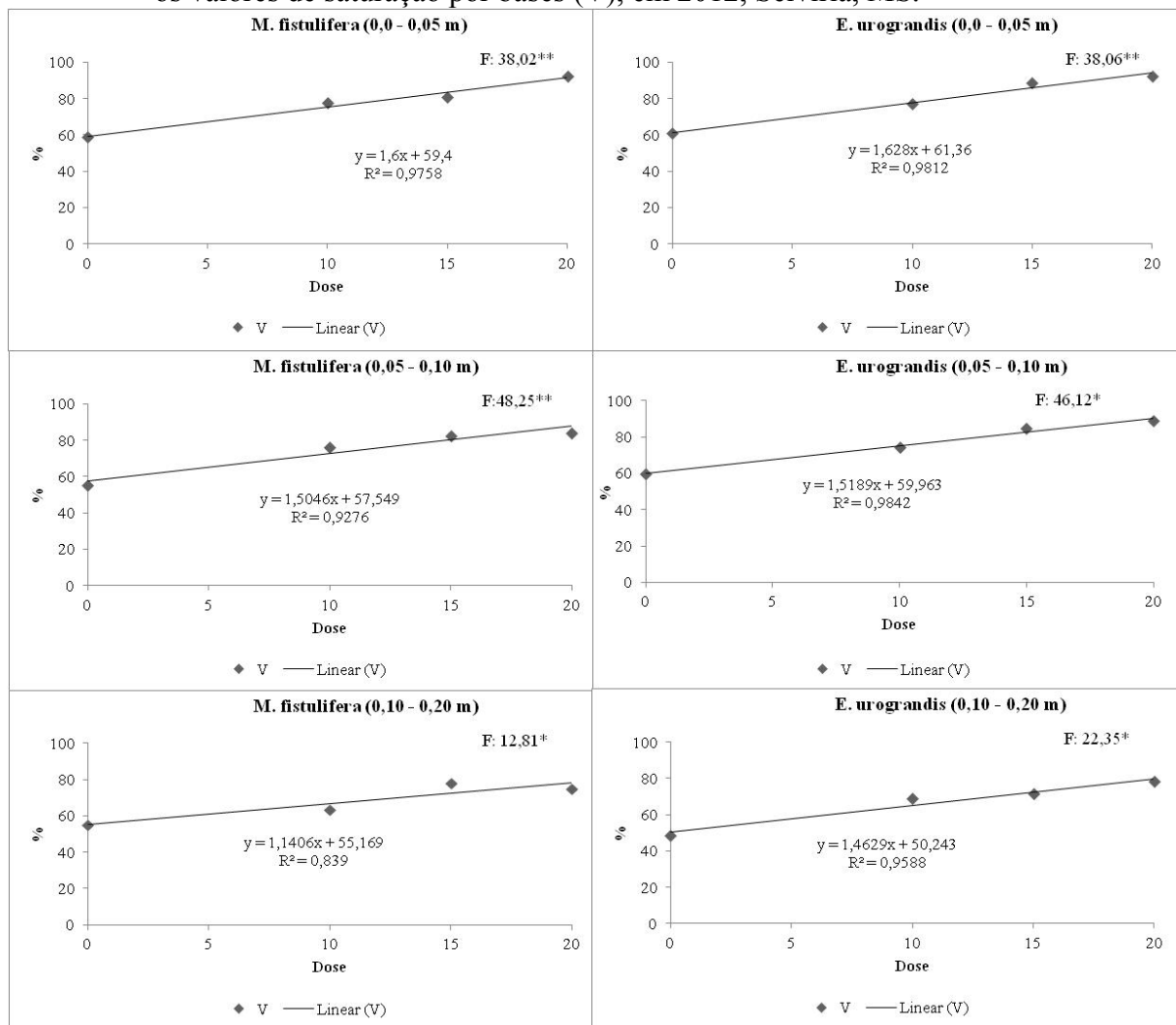


*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Em 2012, os dados ajustaram-se ao comportamento linear até a camada de 0,20 m. Na camada de 0,20 a 0,40 m, não foram observadas interações entre a quantidade de composto adicionada e a saturação por bases do solo (Figura 63).

Figura 63 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de saturação por bases (V), em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

De forma geral, para todas as variáveis estudadas, nos dois períodos de estudo e nos dois plantios estudados, observou-se a divisão clara de dois grupos bem definidos: SI, D₀ e D_{AM} com valores semelhantes da variável estudada e o grupo D₁₀, D₁₅ e D₂₀ com valores crescentes ou decrescentes (de acordo com a variável estudada) à medida em que foram

aumentadas as doses de composto orgânico. No primeiro grupo, deve ser destacado o tratamento D_{AM} , quimicamente equivalente ao tratamento D_{10} e que apresentam características químicas distintas. Conforme será discutido no capítulo 3, os vegetais presentes no tratamento D_{AM} , de forma geral, irão apresentar os maiores valores de desenvolvimento. A explicação para este fato é resultado da forma de aplicação diferenciada dos nutrientes ao solo no tratamento D_{AM} . Neste tratamento, a aplicação adubo mineral ocorreu na linha de plantio, já o composto orgânico foi aplicado em área total e incorporado ao solo. É possível ter ocorrido uma subestimação dos teores de nutrientes no solo no tratamento D_{AM} , uma vez que a amostragem do solo foi realizada de forma aleatória na área útil de cada tratamento. Destaca-se que esse mesmo comportamento será observado quando forem analisados os teores de elementos por fluorescência e ICP.

Observou-se em um contexto geral, que a adição de composto orgânico foi responsável pela melhoria dos atributos químicos do solo nas camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10- 0,20 m, sendo mais responsiva nas duas primeiras camadas. De forma geral, os teores de nutrientes aumentaram em função da quantidade de composto adicionado ao solo e a quantidade de nutrientes absorvidos pelas duas espécies foram semelhantes ao longo do estudo. Bellote et al. (1998) explicam que a quantidade de resíduos celulósicos adicionados está relacionada à oferta de P, K, Ca e Mg no solo. Os mesmos autores afirmam que a maior oferta destes nutrientes pode ser atribuída ao aumento dos teores de matéria orgânica e alterações positivas na microbiologia do solo, fatores que diretamente afetam a ciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, a disponibilidade dos mesmos às plantas.

Bellote et al. (1994), em experimento com aplicação de cinzas e resíduo celulósico (lodo) em *Eucalyptus grandis*, observaram diminuição da acidez do solo e aumentos nos teores das bases trocáveis potássio, cálcio e magnésio, redução dos teores de alumínio trocável, influenciando no aumento do valor da saturação por bases do solo (V%), quando foram aplicadas maiores quantidades de cinza e resíduo celulósico (50 Mg de cada). Ao estudar o efeito de diferentes resíduos de indústria de celulose e papel na fertilidade do solo e desenvolvimento de eucalipto em casa de vegetação em um Latossolo Vermelho Distrófico típico Barreto (2008) verificou um comportamento similar ao observado no presente estudo. Após 12 meses, o autor observou que a aplicação de diferentes resíduos (lodo ativado e *dregs* + *grits*) proporcionou a elevação dos teores de P, Ca, Mg e nos valores de pH, SB e V%, além da diminuição do teor de Al^{+3} . Concluiu que os efeitos observados se deviam aos elevados

teores de nutrientes, presentes principalmente na composição do *dregs + grits*. Guerrini e Moro (1994), com a aplicação de resíduo celulósico e cinza em plantios de *Eucalyptus grandis*, constataram que houve aumentos significativos nos teores de P, cálcio, magnésio, CTC e saturação por bases (V%) no solo.

Rodrigues (2004) verificou que a aplicação do resíduo celulósico teve efeitos positivos sobre os atributos químicos do solo, com destaque para o aumento das bases trocáveis, saturação por bases, capacidade de troca catiônica e matéria orgânica do solo. Além disso, a aplicação dos resíduos foi responsável pela redução dos níveis de alumínio no solo. Estudando o efeito de resíduos da indústria de papel e celulose na fertilidade do solo e desenvolvimento de eucalipto, Barreto (2008), também observou que após 12 meses, o solo que recebeu *dregs+grits*+metade da dose recomendada de adubo mineral para a cultura apresentou maior teor de Ca, valor de pH e diminuição do teor de Al trocável em relação às testemunhas (sem adubação e com apenas metade da dose recomendada de adubo mineral).

Diferindo dos resultados observados nesse estudo Arruda (2012) avaliando o uso deste mesmo composto, nas mesmas proporções, porém, distribuídos na linha de plantio e em solo não degradado, verificou que após 12 meses do plantio de *Mabea fistulifera*, não ocorreram modificações relevantes nos atributos químicos do solo entre os tratamentos D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀, nas camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20 e 0,20- 0,40 m. Essa resposta pode ser provavelmente atribuída ao fato do composto ter sido aplicado no sulco de plantio.

Bellote et al. (1995) explicam que o efeito dos resíduos no solo é mais pronunciado nos primeiros 0,10 m de profundidade. Alterações são observadas principalmente na acidez e nas bases trocáveis, K, Ca da solução do solo, com consequência direta na saturação por bases (V%). O uso de doses mais altas de resíduo e cinza aumenta o teor de matéria orgânica, reduz a concentração de Al e aumenta a fertilidade do solo.

Apesar da maior quantidade de nutrientes nos tratamentos que receberam diferentes doses do composto orgânico, observa-se que paralelo ao aumento da dose de composto aplicada ocorreu a elevação dos valores de pH (Tabela 3). Em função deste aumento de pH no tratamento D₂₀ (valores de pH variando entre 6,7 a 7,5) supõe-se que alguns nutrientes, especialmente os micro, podem estar indisponíveis para a absorção pelas plantas (Raij, 1991).

A maior disponibilidade de nutrientes para as plantas se situa entre pH = 6,0-6,5 (BRADY; WEIL, 2002). Solos com pH acima de 7,0, como no substrato exposto deste trabalho (Tabela 2), podem apresentar deficiência de P devido à formação de compostos

insolúveis com cálcio, deficiência de micronutrientes (exceto cloro e molibdênio) e perdas de nitrogênio amoniacal por volatilização (TOMÉ JUNIOR, 1997).

2.5.2 Teores de elementos totais determinados por fluorescência

Os valores dos óxidos e dióxidos totais do solo no plantio de *Mabea fistulifera* em abril de 2010 variaram de 699,00 g kg⁻¹ de dióxido de silício no tratamento D₁₀ da camada 0,05 – 0,10 m a 0,10 g kg⁻¹ de óxido de zinco no tratamento SI da camada 0,20 – 0,40 m (Tabela 15). Não foram observadas diferenças significativas entre os diferentes tratamentos e camadas de solos para os valores de SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, TiO₂, MnO, ZrO₂, K₂O, CuO, ZnO (Tabela 15).

As quantidades de óxidos de ferro e alumínio do solo constituem um atributo fundamental no estabelecimento da quantidade máxima de metais possível de ser adicionada, considerando solos com teor menor que 3 % desses óxidos não adequados para o descarte de resíduos contendo metais (MATTIAZZO-PREZOTTO; GLÓRIA, 2000).

Em relação ao MgO, constataram-se diferenças significativas entre os tratamentos na camada de 0,0 – 0,05 m. Os tratamentos que receberam composto orgânico (D₁₀, D₁₅ e D₂₀) apresentaram valores estatisticamente superiores aos tratamentos que não receberam adubação orgânica (SI, D_{AM}, D₀). Nas demais camadas estudadas, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 15).

Os valores de óxido de cálcio variaram de 6,40 a 0,42 g kg, sendo constatado efeito significativo até a camada de 0,20 m (Tabela 15). Na camada 0,0 – 0,05 m, o valor de CaO foi significativamente maior no tratamento D₂₀, seguido dos tratamentos D₁₀ e D₁₅ com valores intermediários e menores valores nos tratamentos SI, D_{AM} e D₀ (Tabela 15). Já nas camadas de 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, os maiores valores de CaO foram observados nos tratamentos que receberam composto orgânico (D₁₀, D₁₅ e D₂₀), diferindo-se significativamente dos demais tratamentos (SI, D_{AM} e D₀) (Tabela 15).

A elevação dos teores de MgO e CaO são reflexos das concentrações destes elementos no composto orgânico e apresentam-se em intensidades proporcionais às concentrações observadas no composto. De acordo com a análise química do composto, foram quantificados 3,8 g kg⁻¹ de Mg e 86,9 g kg⁻¹ de cálcio (Tabela 3). É importante salientar que análise química do composto orgânico constatou-se a presença de metais como Fe, Cu, Mn, Zn (Tabela 3), porém não foram detectadas alterações significativa nos teores destes elementos no solo, mesmo na maior dosagem do composto adicionado (D₂₀), quando foram analisados os teores

totais por fluorescência.

Tabela 15 - Valores totais de dióxido de silício (SiO₂), óxido de alumínio (Al₂O₃), óxido férrico (Fe₂O₃), dióxido de titânio (TiO₂), óxido de magnésio (MgO), óxido de cálcio (CaO), óxido de manganês (MnO), dióxido de zircônio (ZrO₂), óxido de potássio (K₂O), óxido de cobre II (CuO), óxido de Zinco (ZnO), no plantio de *Mabea fistulifera*. Selvíria – MS, 2010.

Trat.	Cam. (m)	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	MgO	CaO	MnO	ZrO ₂	K ₂ O	CuO	ZnO
		-----g kg-----										
SI	0,0 – 0,05	683,2 a	145,8 a	86,5 a	17,9 a	0,9 b	1,1 c	0,6 a	0,6 a	0,7 a	0,2 a	0,1 a
D _{AM}		688,8 a	144,0 a	89,8 a	18,7 a	0,8 b	0,8 c	0,6 a	0,6 a	0,8 a	0,2 a	0,1 a
D ₀		674,0 a	147,5 a	92,9 a	18,8 a	0,8 b	0,6 c	0,6 a	0,6 a	0,6 a	0,2 a	0,1 a
D ₁₀		685,5 a	141,0 a	86,6 a	17,8 a	1,0 a	3,1 b	0,7 a	0,6 a	0,8 a	0,2 a	0,1 a
D ₁₅		661,3 a	155,5 a	93,2 a	18,6 a	1,2 a	3,4 b	0,7 a	0,6 a	0,8 a	0,2 a	0,1 a
D ₂₀		678,8 a	140,0 a	90,5 a	18,2 a	1,2 a	6,4 a	0,7 a	0,6 a	0,9 a	0,2 a	0,1 a
CV ¹ %			3,05	7,68	6,32	5,02	8,48	18,38	9,35	4,50	12,43	3,57
SI	0,05 – 0,10	670,0 a	152,5 a	91,4 a	18,2 a	0,9 a	0,8 b	0,6 a	0,5 a	0,8 a	0,2 a	0,1 a
D _{AM}		684,3 a	146,8 a	89,9 a	18,7 a	0,8 a	0,7 b	0,6 a	0,6 a	0,8 a	0,2 a	0,1 a
D ₀		656,5 a	162,5 a	95,4 a	19,2 a	0,8 a	0,6 b	0,6 a	0,6 a	0,6 a	0,2 a	0,1 a
D ₁₀		699,0 a	133,5 a	85,7 a	17,1 a	1,0 a	3,2 a	0,6 a	0,5 a	0,8 a	0,2 a	0,1 a
D ₁₅		667,0 a	156,0 a	90,6 a	18,7 a	1,1 a	3,1 a	0,6 a	0,6 a	0,8 a	0,2 a	0,1 a
D ₂₀		663,5 a	152,0 a	95,8 a	18,7 a	1,1 a	2,7 a	0,8 a	0,6 a	0,9 a	0,2 a	0,1 a
CV ¹ %			2,46	5,54	4,4	4,55	9,84	23,47	11,44	4,11	15,04	2,64
SI	0,10 – 0,20	685,0 a	148,5 a	91,4 a	17,8 a	0,8 a	0,5 b	0,6 a	0,6 a	0,7 a	0,2 a	0,1 a
D _{AM}		676,0 a	153,5 a	93,4 a	18,9 a	0,8 a	0,6 b	0,6 a	0,6 a	0,7 a	0,2 a	0,1 a
D ₀		656,0 a	163,2 a	97,8 a	19,5 a	0,8 a	0,5 b	0,6 a	0,6 a	0,5 a	0,2 a	0,1 a
D ₁₀		684,5 a	147,2 a	91,4 a	17,6 a	0,8 a	1,1 a	0,7 a	0,6 a	0,6 a	0,2 a	0,1 a
D ₁₅		673,5 a	157,0 a	91,1 a	18,5 a	0,8 a	0,9 a	0,6 a	0,6 a	0,4 a	0,2 a	0,1 a
D ₂₀		668,2 a	153,0 a	99,5 a	18,4 a	0,8 a	1,2 a	0,9 a	0,6 a	0,6 a	0,2 a	0,1 a
CV ¹ %			2,27	6,15	4,90	5,43	6,34	23,04	13,49	4,29	25,97	2,54
SI	0,20 – 0,40	698,5 a	139,7 a	90,7 a	17,2 a	0,7 a	0,4 a	0,5 a	0,5 a	0,6 a	0,2 a	0,1 a
D _{AM}		671,7 a	152,5 a	97,3 a	19,3 a	0,7 a	0,5 a	0,6 a	0,6 a	0,4 a	0,2 a	0,1 a
D ₀		677,5 a	151,2 a	95,4 a	18,2 a	0,7 a	0,4 a	0,6 a	0,6 a	0,5 a	0,2 a	0,1 a
D ₁₀		673,2 a	152,0 a	99,0 a	18,1 a	0,8 a	0,6 a	0,6 a	0,6 a	0,5 a	0,2 a	0,1 a
D ₁₅		682,2 a	147,2 a	96,4 a	17,5 a	0,7 a	0,7 a	0,7 a	0,5 a	0,4 a	0,2 a	0,1 a
D ₂₀		677,2 a	142,7 a	103,8 a	18,1 a	0,7 a	0,7 a	0,9 a	0,6 a	0,5 a	0,2 a	0,1 a
CV ¹ %			2,61	7,94	6,73	8,07	4,11	22,14	20,73	6,50	24,45	3,62

Médias na coluna seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Scott Knott ao nível de 5 % de significância. CV^o. Coeficiente de variação entre tratamentos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística. SI: área sem intervenção, D_{AM}: adubação mineral, D₀: sem adubação, D₁₀: adubação com composto na recomendação da cultura, D₁₅ e D₂₀, 15 e 20 Mg ha⁻¹ composto orgânico, respectivamente. Fonte: Produção do próprio autor.

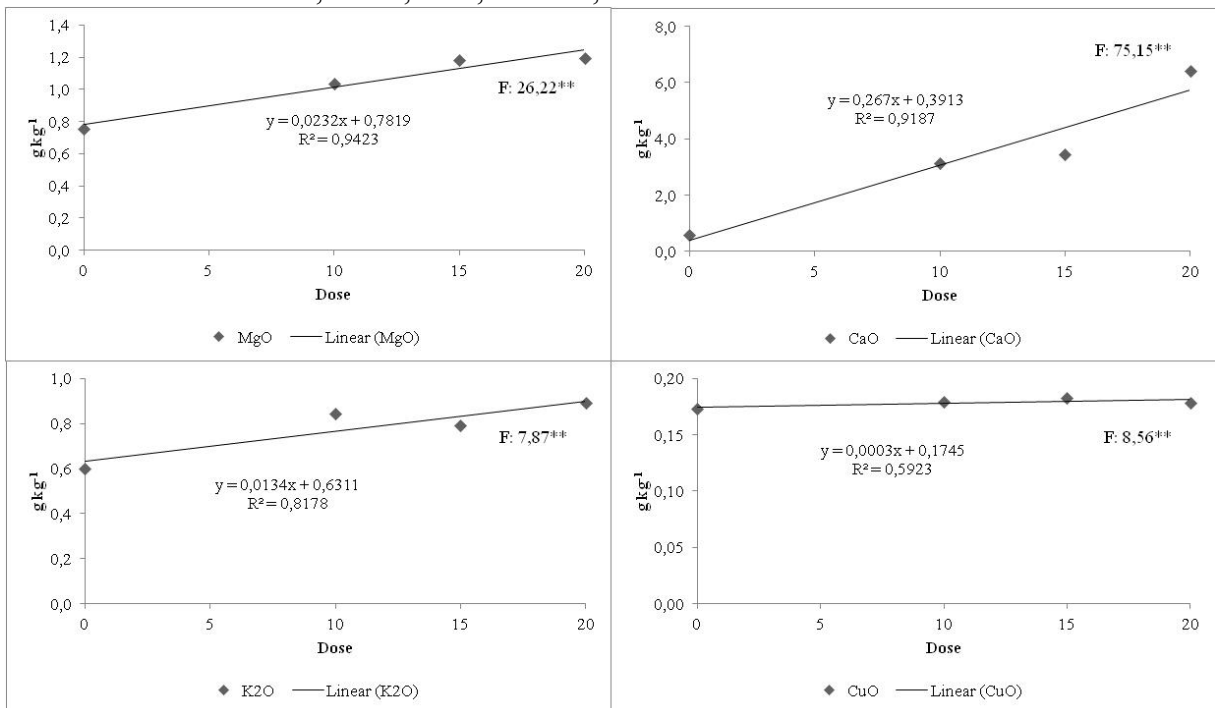
Já, ao serem relacionados os valores de óxidos e dióxidos encontrados no solo com as diferentes doses de composto orgânico adicionados, verificaram-se interações significativas até a camada de 0,20 m. Na camada de 0,0 – 0,05 m, verificou-se que os valores dos óxidos de Mg, Ca, K e Cu se enquadravam no modelo linear, ou seja, à medida em que se aumentavam as doses de composto adicionadas (Figura 64).

Na camada de 0,05 – 0,10 m os valores de SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, TiO₂, CaO e CuO

ajustaram-se ao comportamento quadrático (Figura 65). Na camada de 0,10 – 0,20 m, verificou-se interação significativa apenas para os valores de CaO, com estes dados enquadrando-se no comportamento linear (Figura 66).

Mesmo com algumas interações significativas, com exceção do óxido de cálcio, observa-se que os valores variam em uma escala muito pequena, não apresenta indícios de riscos referentes à contaminação do solo. Baseado nestes resultados, sugere-se que até a dosagem de 20 Mg ha⁻¹ desse composto orgânico e nestas condições de solo a adubação do solo com este produto não indica risco de toxidez das plantas e contaminação do solo por esses elementos. Apesar de terem sido quantificados os teores totais no solo dos elementos, faz se necessário um acompanhamento a longo prazo pois esta análise foi realizada poucos meses após a aplicação do composto ao solo.

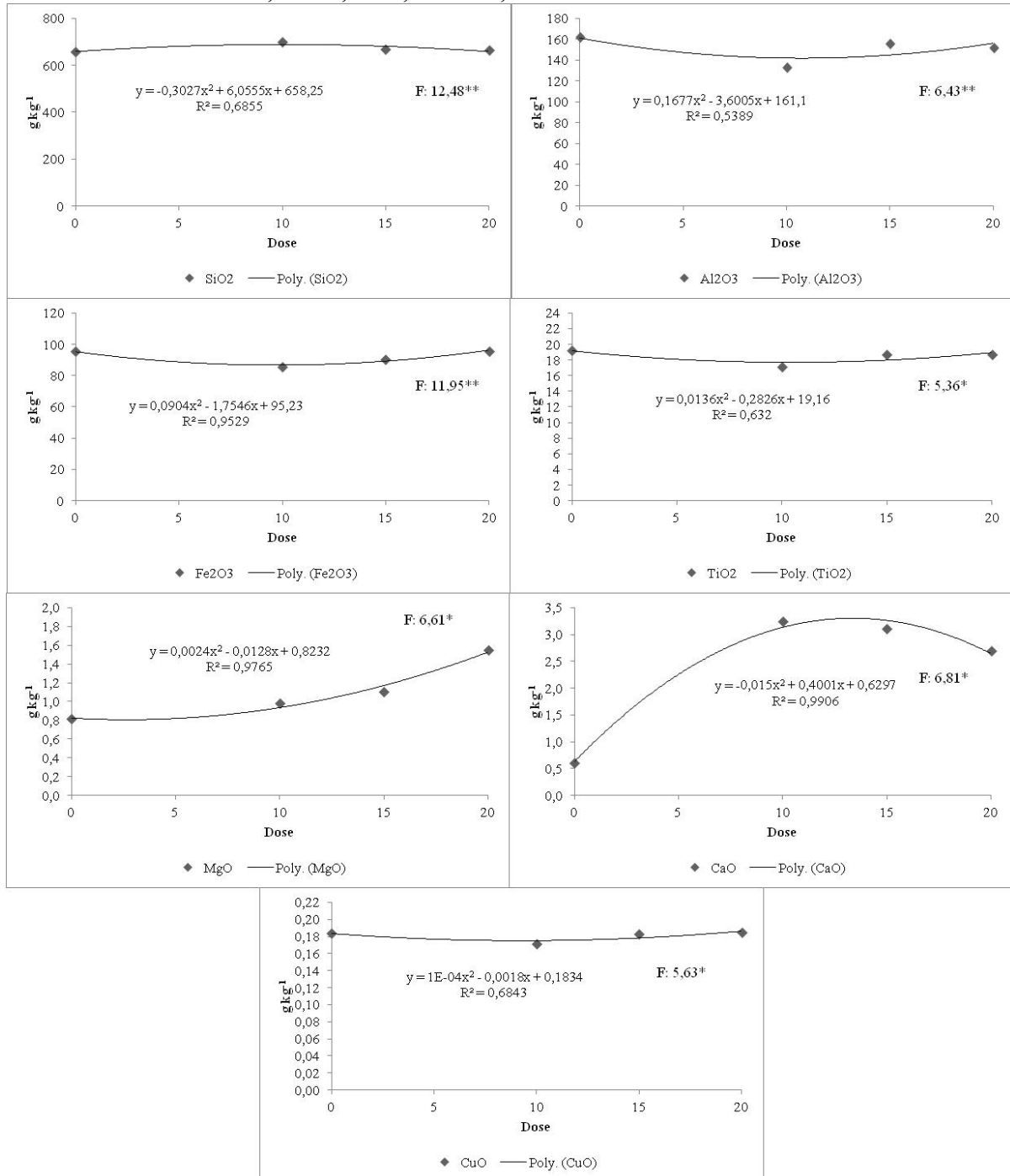
Figura 64 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais de óxido de magnésio (MgO), óxido de cálcio (CaO), óxido de potássio (K₂O), óxido de cobre II (CuO) e diferentes doses de composto orgânico, na camada 0,00 – 0,05 m, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % (P < 0,05) e 1 % (P < 0,01), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

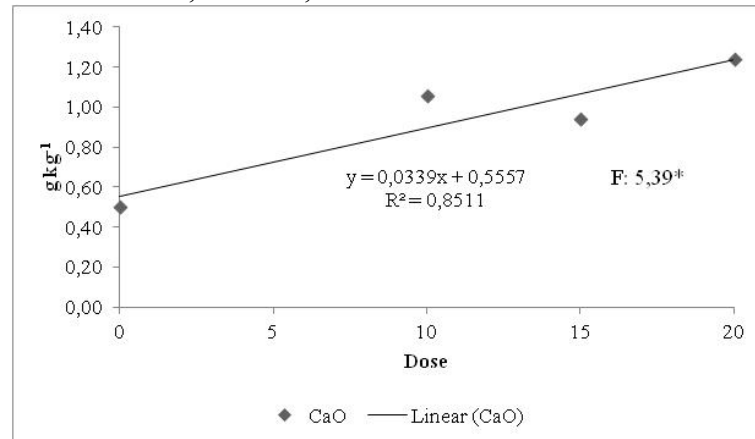
Figura 65 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de totais de dióxido de silício (SiO₂), óxido de alumínio (Al₂O₃), óxido férrico (Fe₂O₃), dióxido de titânio (TiO₂), óxido de magnésio (MgO), óxido de cálcio (CaO) e óxido de cobre II (CuO) e diferentes doses de composto orgânico, na camada 0,05 – 0,10 m, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 66 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de totais de óxido de cálcio (CaO) e diferentes doses de composto orgânico, na camada 0,10 – 0,20 m, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

2.5.3 Teor de elementos no solo determinados por ICP – MS e carbono e nitrogênio no solo

Os teores de nitrogênio e ferro no solo variaram, respectivamente, de $0,70 \text{ g kg}^{-1}$ a $16722,46 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 16). Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, nas diferentes camadas estudadas para os teores de N, C, P, Mn e Fe totais no solo (Tabela 16). O teor de Na variou de $13,45$ a $5,86 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo constatado diferença significativa até a camada de $0,20 \text{ m}$, com maiores valores nos tratamentos que receberam composto orgânico (D_{10} , D_{15} e D_{20}) como fonte de nutrientes (Tabela 16).

Na camada $0,0 - 0,05 \text{ m}$, os teores de magnésio foram significativamente maiores nos tratamentos D_{10} , D_{15} e D_{20} diferindo-se dos tratamentos SI, D_{AM} e D_0 . Nas demais camadas estudadas, não foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 16).

O teor de cálcio no solo variou de $974,79$ a $83,85 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo observado efeito significativo entre os tratamentos nas três primeiras camadas (Tabela 16). Na camada de $0,0-0,05 \text{ m}$, os menores teores de Ca foram constatados nos tratamentos SI, D_{AM} e D_0 , diferindo-se dos tratamentos D_{10} e D_{15} com valores intermediários e o tratamento D_{20} com

maiores teores de Ca (Tabela 16). Nas camadas 0,05 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, os maiores teores de Ca foram constatados nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀, diferindo significativamente dos demais (Tabela 16).

Tabela 16 - Valores totais de nitrogênio (N), carbono (C), sódio (Na), magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P), cálcio (Ca), manganês (Mn) e ferro (Fe), no plantio de *Mabea fistulifera*. Selvíria – MS, 2010.

Trat.	(m)	N		C		Na		Mg		Al		P		Ca		Mn		Fe	
		-----g kg ⁻¹ -----																	
SI	0,0 – 0,05	0,70 a	9,18 a	5,17 b	125,89 b	15469,68 b	55,88 a	135,91 c	108,83 a	16722,46 b									
D _{AM}		0,43 a	5,78 a	6,67 b	148,75 b	20395,25 a	57,74 a	120,12 c	117,71 a	21376,84 a									
D ₀		0,53 a	6,68 a	6,20 b	145,37 b	22638,89 a	59,35 a	96,72 c	142,99 a	23097,53 a									
D ₁₀		0,60 a	8,35 a	8,75 a	175,08 a	19537,68 a	71,61 a	471,80 b	157,17 a	21025,01 a									
D ₁₅		0,65 a	9,28 a	10,59 a	202,08 a	20811,44 a	76,75 a	513,16 b	142,78 a	21748,55 a									
D ₂₀		0,48 a	8,03 a	13,45 a	211,58 a	22071,45 a	77,33 a	974,79 a	152,46 a	22382,49 a									
CV%			19,07	18,52	15,93	8,74	6,47	11,34	17,60	16,32	6,38								
SI	0,05 – 0,10	0,60 a	7,78 a	6,46 b	162,28 a	22609,24 a	61,87 a	127,20 b	131,38 a	22513,12 a									
D _{AM}		0,43 a	5,58 a	7,51 b	151,75 a	20727,81 a	56,79 a	118,53 b	129,45 a	21610,18 a									
D ₀		0,48 a	6,03 a	5,69 b	145,54 a	22545,40 a	56,28 a	98,45 b	128,87 a	22524,42 a									
D ₁₀		0,55 a	7,73 a	11,54 a	176,09 a	19816,93 a	69,60 a	544,01 a	145,31 a	20957,96 a									
D ₁₅		0,58 a	7,98 a	10,47 a	186,02 a	21090,15 a	71,29 a	477,34 a	131,97 a	21599,67 a									
D ₂₀		0,43 a	7,38 a	12,66 a	207,12 a	21651,02 a	72,72 a	795,67 a	182,51 a	22903,15 a									
CV%			19,69	21,89	15,03	7,66	5,87	11,20	24,15	13,25	4,15								
SI	0,10 – 0,20	0,30 a	4,08 a	5,68 b	140,61 a	22310,21 a	50,74 a	86,52 b	127,36 a	22542,47 a									
D _{AM}		0,35 a	4,35 a	7,21 b	150,44 a	22189,11 a	51,76 a	100,97 b	123,24 a	21855,10 a									
D ₀		0,28 a	3,53 a	7,73 b	144,42 a	24240,79 a	45,73 a	83,85 b	125,18 a	23502,73 a									
D ₁₀		0,38 a	4,70 a	10,07 a	157,20 a	21133,62 a	51,89 a	175,20 a	151,31 a	22751,84 a									
D ₁₅		0,40 a	4,85 a	8,82 a	149,39 a	21906,65 a	54,79 a	150,70 a	128,32 a	21926,71 a									
D ₂₀		0,25 a	3,55 a	11,11 a	165,16 a	23142,94 a	49,46 a	206,29 a	206,10 a	24759,54 a									
CV%			25,18	23,12	12,20	5,11	6,14	8,64	20,48	17,54	5,59								
SI	0,20 – 0,40	0,18 a	2,43 a	5,86 a	132,53 a	22603,56 a	43,50 a	72,11 a	118,46 a	22484,53 a									
D _{AM}		0,25 a	3,05 a	6,27 a	144,56 a	23212,92 a	45,65 a	86,87 a	133,68 a	23569,40 a									
D ₀		0,15 a	2,28 a	9,18 a	139,31 a	23340,42 a	38,06 a	72,03 a	128,41 a	23111,40 a									
D ₁₀		0,23 a	2,95 a	8,33 a	147,00 a	22827,04 a	44,99 a	111,58 a	139,75 a	24789,63 a									
D ₁₅		0,28 a	3,45 a	6,88 a	133,46 a	21161,19 a	47,77 a	111,41 a	158,59 a	23947,90 a									
D ₂₀		0,15 a	2,50 a	8,53 a	147,98 a	23144,89 a	42,37 a	125,43 a	227,97 a	26227,78 a									
CV%			30,70	32,35	19,57	7,56	7,82	8,84	20,05	24,83	7,66								

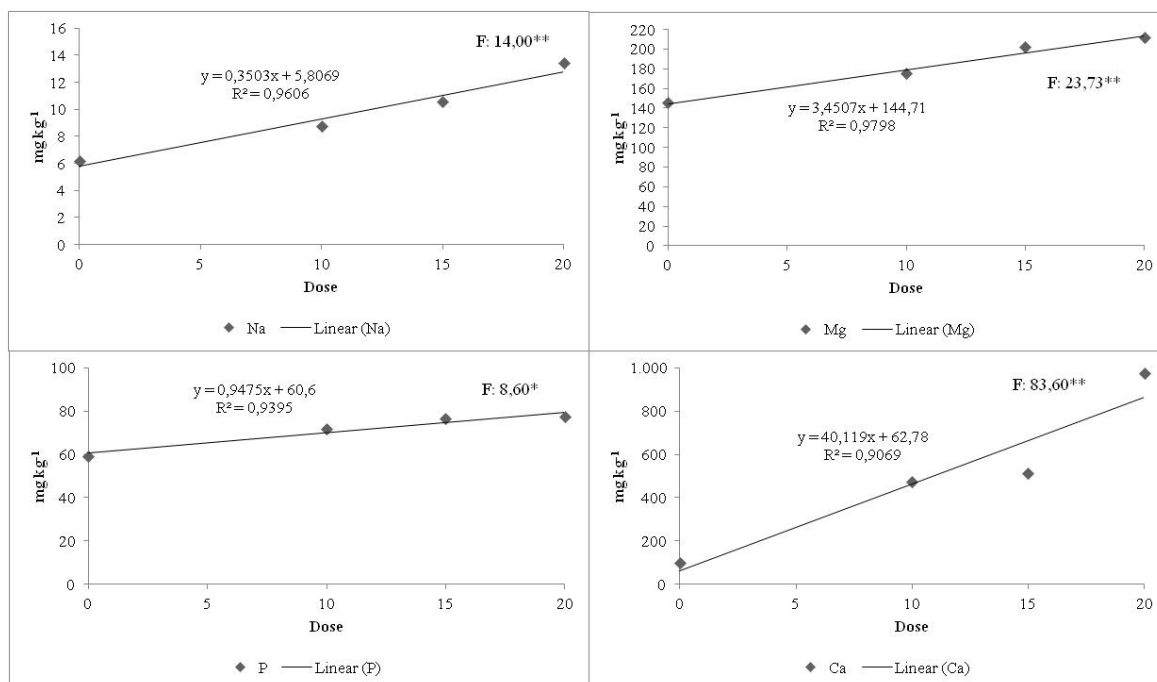
Médias na coluna seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Scott Knott ao nível de 5 % de significância. CV%. Coeficiente de variação entre tratamentos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística. SI: área sem intervenção, D_{AM}: adubação mineral, D₀: sem adubação, D₁₀: adubação com composto na recomendação da cultura, D₁₅ e D₂₀, 15 e 20 Mg ha⁻¹ composto orgânico, respectivamente.

Fonte: Produção do próprio autor.

Quando relacionados os teores de N, C, Na, Mg, Al, P, Ca, Mn e Fe com adição de diferentes doses de composto orgânico, verificaram-se algumas interações significativas até a camada de 0,20 m. Na camada 0,0 – 0,05 m, foram observadas correlações lineares positivas nos teores de Na, Mg, P e Ca (Figura 67). Na camada 0,05 – 0,10 m, interações lineares nos teores de Na, Mg e P e quadrática no teor de Ca (Figura 68). Já na camada de 0,10 – 0,20 m, verificaram-se apenas interação linear no teor de cálcio no solo (Figura 69).

Da mesma forma que observado para a análise de fluorescência, as respostas observadas para os elementos investigados pela análise de ICP (Tabela 16) são reflexos da composição química do composto orgânico aplicado ao solo (Tabela 3). Da mesma forma que observado nas análises anteriores, o elemento que se destaca é o cálcio e provavelmente está relacionado à alta concentração desse elemento no composto aplicado.

Figura 67 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais de sódio (Na), magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P), cálcio (Ca), na camada 0,00 – 0,05 m, Selvíria, MS.

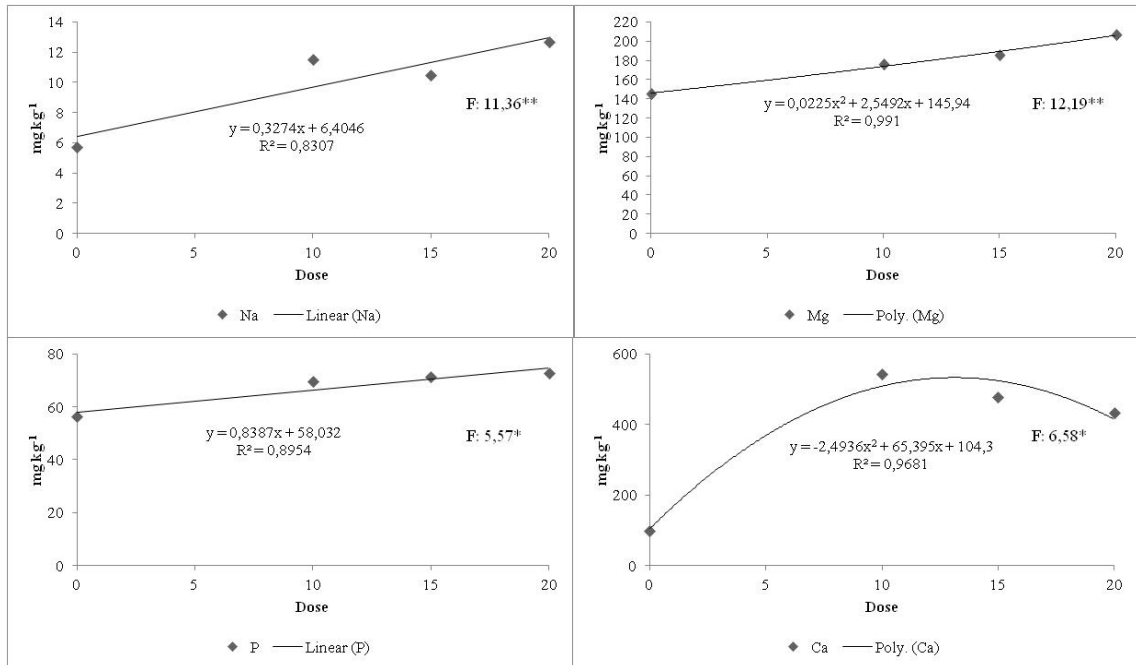


*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Um outro ponto que deve ser destacado nos resultados observados é a elevação nos teores de sódio tanto na comparação entre tratamentos (Tabela 16), quanto na regressão (Figuras 67 e 68). A elevação desse elemento também é resultado do teor de Na presente no composto orgânico (Tabela 3), porém a presença desse elemento deve ser analisado com cautela para que não ocorra a dispersão de argila do solo.

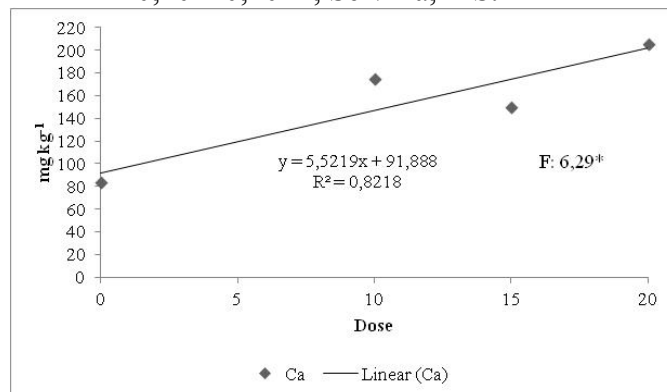
Figura 68 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais de sódio (Na), magnésio (Mg), fósforo (P), cálcio (Ca), na camada 0,05 – 0,10 m, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 69 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais de cálcio (Ca), na camada 0,10 – 0,20 m, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Tabela 17 - Valores totais titânio (Ti), vanádio (V), cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), zircônio (Zr), cádmio (Cd) e chumbo (Pb), no plantio de *Mabea fistulifera*. Selvíria – MS, 2010.

Trat.	m	Ti	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Zr	Cd	Pb
		-----µg g ⁻¹ -----									
SI	0,0 – 0,05	125,88 a	49,32 a	26,35 a	1,64 a	4,50 b	13,11 b	8,37 a	10,54 b	0,02 a	3,21 a
D _{AM}		151,43 a	63,08 a	27,50 a	2,08 a	6,06 a	17,42 a	9,49 a	13,42 a	0,02 a	3,65 a
D ₀		137,91 a	61,90 a	30,26 a	1,97 a	6,35 a	16,79 a	9,41 a	14,36 a	0,02 a	7,62 a
D ₁₀		149,12 a	61,57 a	29,28 a	2,08 a	5,98 a	16,60 a	9,43 a	12,85 a	0,02 a	4,82 a
D ₁₅		154,13 a	62,80 a	28,58 a	2,07 a	6,12 a	17,27 a	9,59 a	13,62 a	0,02 a	3,85 a
D ₂₀		151,98 a	62,24 a	29,98 a	1,95 a	6,00 a	17,07 a	10,11 a	14,03 a	0,02 a	4,64 a
CV%		8,56	7,06	11,59	10,03	5,24	7,40	8,73	6,19	9,89	23,0
SI	0,05 – 0,10	140,50 a	61,85 a	33,76 a	1,92 a	6,30 a	17,11 a	10,66 a	14,78 a	0,02 a	4,48 a
D _{AM}		157,76 a	64,80 a	26,14 a	2,14 a	6,32 a	17,78 a	9,83 a	13,75 a	0,03 a	3,88 a
D ₀		152,27 a	61,44 a	30,49 a	1,89 a	6,31 a	17,02 a	9,41 a	14,80 a	0,02 a	4,93 a
D ₁₀		154,08 a	61,01 a	29,48 a	2,04 a	6,14 a	16,54 a	9,22 a	13,07 a	0,02 a	4,59 a
D ₁₅		157,79 a	62,41 a	28,24 a	2,01 a	6,18 a	17,18 a	9,71 a	13,79 a	0,02 a	3,94 a
D ₂₀		157,61 a	64,61 a	34,24 a	2,23 a	6,31 a	17,31 a	9,54 a	14,62 a	0,04 a	5,13 a
CV%		4,86	4,32	9,09	4,81	5,02	4,74	5,46	5,06	22,25	12,67
SI	0,10 – 0,20	150,17 a	61,13 a	33,04 a	1,97 a	6,24 a	16,76 a	9,16 a	14,61 a	0,02 a	4,44 a
D _{AM}		157,38 a	65,95 a	26,95 a	2,14 a	6,60 a	18,57 a	9,39 a	14,39 a	0,02 a	3,84 a
D ₀		150,42 a	64,34 a	30,99 a	1,90 a	6,51 a	17,40 a	9,53 a	15,60 a	0,02 a	4,83 a
D ₁₀		158,39 a	64,47 a	31,87 a	2,20 a	6,51 a	17,96 a	9,27 a	14,04 a	0,02 a	4,62 a
D ₁₅		156,98 a	62,62 a	29,12 a	2,08 a	6,42 a	17,54 a	9,92 a	14,03 a	0,02 a	3,88 a
D ₂₀		159,92 a	66,26 a	33,54 a	2,36 a	6,81 a	17,80 a	9,38 a	15,13 a	0,02 a	5,76 a
CV%		4,16	5,31	10,16	7,39	5,59	6,04	6,18	5,63	5,41	14,10
SI	0,20 – 0,40	142,05 a	62,17 a	37,93 a	1,84 a	6,20 a	17,18 a	9,58 a	15,00 a	0,02 a	5,13 a
D _{AM}		156,60 a	68,50 a	28,20 a	2,13 a	6,85 a	19,07 a	9,76 a	15,09 a	0,02 a	4,47 a
D ₀		151,41 a	62,90 a	33,93 a	2,06 a	6,34 a	17,09 a	9,41 a	15,26 a	0,02 a	4,77 a
D ₁₀		161,56 a	66,44 a	40,63 a	2,33 a	6,68 a	18,70 a	9,44 a	14,75 a	0,02 a	4,81 a
D ₁₅		157,81 a	61,90 a	35,55 a	2,41 a	6,35 a	16,99 a	9,35 a	13,82 a	0,02 a	4,19 a
D ₂₀		157,05 a	65,84 a	36,03 a	2,63 a	6,55 a	17,81 a	9,57 a	15,14 a	0,02 a	6,79 a
CV%		4,68	5,60	19,71	12,29	5,67	6,82	8,00	6,49	5,66	18,19

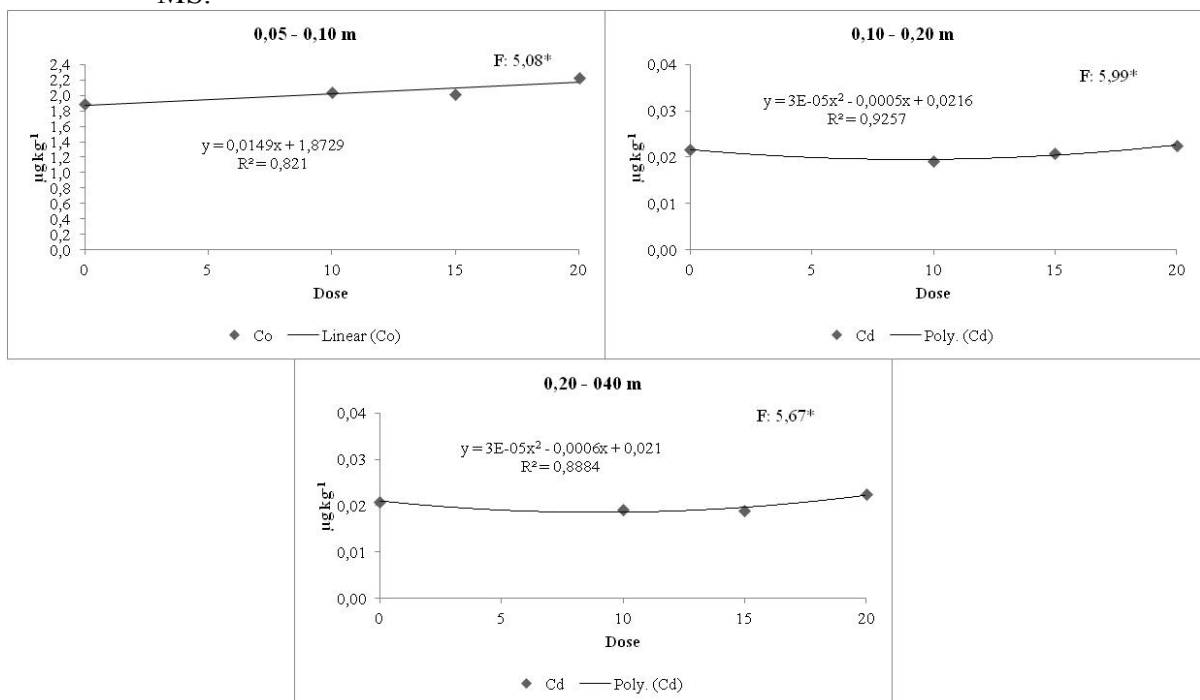
Médias na coluna seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Scott Knott ao nível de 5 % de significância. CV%. Coeficiente de variação entre tratamentos. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística. SI: área sem intervenção, D_{AM}: adubação mineral, D₀: sem adubação, D₁₀: adubação com composto na recomendação da cultura, D₁₅ e D₂₀, 15 e 20 Mg ha⁻¹ composto orgânico, respectivamente. Fonte: Produção do próprio autor.

O excesso de sais solúveis e/ou sódio trocável, que caracterizam os solos afetados por sais como salino, salino-sódico ou sódico, dificulta a absorção de água do solo pelas plantas,

induz à toxicidade de íons específicos (sódio e cloreto, principalmente), causa desequilíbrio nutricional e impede a infiltração de água no solo, provocando redução do crescimento e diminuição do rendimento das culturas (AYERS; WESTCOT, 1994; HOLANDA; AMORIM, 1997; AMORIM et al., 2002; AMORIM et al., 2008; HOLANDA et al., 2010). Além disso, o íon sódio, por ser monovalente, aumenta a espessura da dupla camada difusa na superfície das argilas, reduzindo as forças de atração entre elas, com consequente aumento da dispersão das partículas (SPOSITO, 1989). De acordo com Frenkel et al. (1978), a dispersão de argila promove o adensamento do solo como consequência do bloqueio dos poros por argila dispersa.

Em relação aos teores de Ti, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Zr, Cd e Pb, verificaram-se teores desses elementos no solo variando de 161,59 a 3,21 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Ti e Pb, respectivamente (Tabela 17).

Figura 70 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores totais cobalto (Co) e cádmio (Cd), nas diferentes camadas, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados foram transformados em \sqrt{x} para análise estatística.

Fonte: Produção do próprio autor.

Foram constatados interações significativas apenas na camada de 0,0 – 0,05 m nos teores de Ni, Cu e Zr, com valores significativamente menores no tratamento SI (Tabela 17), que provavelmente está relacionado ao manejo físico do solo. Para os demais elementos estudados e nas diferentes camadas, não foram observadas diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 17).

Quando relacionados os teores de Ti, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Zr, Cd e Pb com as diferentes doses de composto verificaram-se interação linear nos teores de Co no solo na camada de 0,05 – 0,10 m quadráticas no teor de Cd nas camadas 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m. Para os demais elementos e demais camadas, não foram observadas interações significativas (Figura 70). Observa-se porém, apesar de significativos os valores são de baixa magnitude.

Estudando a utilização de resíduos sólidos alcalinos de indústrias de celulose na correção da acidez do solo, Teixeira (2003) verificou um comportamento semelhante a este. De forma geral o autor não observou aumento significativo no teor de metais pesados nos solos que receberam os resíduos celulósicos. Anderson (1989), explica que todos os solos contêm níveis traços de metais e sua presença no solo não é um indicativo de contaminação. A concentração de metais em solos não contaminados, sem interferência antropogênica, é função primeiramente do material geológico de origem do solo e do grau de intemperização deste material.

2.6 Conclusões

O composto orgânico advindo de resíduos da extração da celulose promoveu melhorias nos atributos químicos da área estudada, com destaque para os teores de P, K, Ca e os valores de SB, CTC e V%. Porém foi observada uma elevação acentuada nos valores de pH no tratamento que recebeu 20 Mg ha⁻¹ composto orgânico (D₂₀) nas camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10 m, o que pode influenciar negativamente o desenvolvimento das espécies arbóreas.

Até a dose de 20 Mg ha⁻¹ e em condições semelhantes de solo é seguro utilizar o composto orgânico, pois não foram detectados aumentos significativos nos teores de metais pesados no solo após a adição do composto orgânico, porém deve-se atentar à elevação dos teores de Na no solo.

Conclusions

The organic compound arising from residues produced during the extraction of cellulose promoted improvements in chemical properties of the soils of the studied area, with emphasis on the P, K, Ca contents and values of SB, CTC and V%. However, a pronounced increase in pH was observed for the treatment amended with 20 Mg ha⁻¹ of organic compost (D₂₀) both at the 0.00-0.05 and 0.05-0.10 levels, which may have negative effects on the growth of the tree species.

It turns out that the organic compost can be safely employed at application rates smaller than 20 Mg ha⁻¹. This is because no significant increases in the levels of soil heavy metals after addition of organic compost were detected in our field trial; however we recommend paying attention to high soil Na contents after compost application.

Referências

- ALBUQUERQUE, J. A.; ARGENTON, J; FONTANA, E. C.; COSTA, F. S.; RECH, T, D. Propriedades físicas e químicas de solos incubados com resíduo alcalino da indústria de celulose. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 1065-1073, 2002.
- ALMEIDA, H. C.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, A.; MACEBÔ JUNIOR, J.; ALMEIDA, D. Influência da adição de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose na lixiviação de cátions em um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1775 – 1784, 2008.
- AMORIM, J. R. A.; FERNANDES, P. D.; GHEYI, H. R. et al. Efeito da salinidade e modo de aplicação da água de irrigação no crescimento e produção do alho (*Allium sativum* L.). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 2, p. 167-176, 2002.
- AMORIM, J. R. A.; HOLANDA, J. S.; FERNANDES, P. D. Qualidade da água na agricultura irrigada. In: ALBUQUERQUE, P. E. P.; DURÃES, F. O. M. (Ed.). **Uso e manejo de irrigação**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. cap. 6, p. 255-316.
- ANDERSON, A. **Trace elements in agricultural soils: fluxes, balances and background values**. Solna: Swedish Environmental Protection Agency, 1989. 40 p.
- ARRUDA, O. G. **Uso de resíduo extraído da extração de celulose e o impacto em solo de cerrado cultivado com eucalipto e espécie arbórea nativa**. 2012. 101 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Sistemas de Produção)- Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Julio de Mesquita Filho- UNESP, Ilha Solteira, 2012.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. 3. ed. Rome: FAO, 1994. 174 p.
- BARREIRA, L. P.; PHILIPPI JUNIOR, A.; RODRIGUES, M. S. Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: Qualidade dos compostos e processos de produção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 385-393, 2006.
- BARRETTO, V. C. M. **Resíduos de indústria de celulose e papel na fertilidade do solo e no desenvolvimento de eucalipto**. 2008. 64 f. Tese (Doutorado em Agronomia)- Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.
- BELLOTE, A. F. J.; SILVA, H. D.; FERREIRA, C. A.; ANDRADE, G. C. Resíduos da indústria da celulose em plantios florestais. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 37, p. 99-106, 1998.
- BELLOTE, A. F. J.; FERREIRA, C. A.; SILVA, H. D.; ANDRADE, G. C. Efecto de la aplicacion de ceniza de caldera y residuo de celulosa en el suelo y en el crecimiento de *Eucalyptus grandis*. **Bosque**, Valdivia, v.16, n.1, p. 95-100, 1995.
- BELLOTE, A. F. J.; FERREIRA, C. A.; SILVA, H. D.; ANDRADE, G. C.; MORO, L. Implicações ecológicas do uso de cinza de caldeira e resíduo de celulose em plantios de

Eucalyptus grandis. In: SEMINÁRIO SOBRE USO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS E URBANOS EM FLORESTAS, 1., 1994, Botucatu. **Anais...** Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agronômicas, 1994. p. 167 – 187.

BERTONCINI, E. I.; D’ORAZIO, V.; SENESI, N.; MATTIAZZO, M. E. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian oxisols and their humic acids. **Bioresource Technology**, New York, v. 99, n. 11, p. 4972-4979, 2008.

BEZERRA, F. B.; OLIVEIRA, M. A. C. L.; PEREZ, D. V.; ANDRADE, A. G.; MENEGUELLI, N. A. Lodo de esgoto em revegetação de área degradada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 3, p. 469-476, 2006.

BRADY, N. C. **The nature and properties of soils**. 12. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999. 881 p.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 13. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2002. 960 p.

COLODRO, G. **Recuperação de solo de área de empréstimo com lodo de esgoto**. 2005. 82 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)- Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effect of compost treatment of sewage sludge on nitrogen behavior in two soils. **Waste Management**, Houston, v. 26, n. 6, p. 614-619, 2006.

FABRES, A. S.; COUTO, C.; CONCEIÇÃO, D. A. Uso de resíduo industrial de celulose em florestas. In: SEMINÁRIO SOBRE USO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS E URBANOS EM FLORESTAS, 1., 1994, Botucatu. **Anais...** Botucatu: Faculdade de Ciências Agronômicas-UNESP, 1994. p. 121-140.

FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. **Revista Symposium**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 36-41, 2008.

FRENKEL, H.; GOERTZEN, J. O.; RHOADES, J. D. Effects of clay type and content, exchangeable sodium percentage, and electrolyte concentration on clay dispersion and soil hydraulic conductivity. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 42, n. 1, p. 32-39, 1978.

GUERRA, M. A. S. L. **Avaliação de indicadores biológicos e físico-químicos no composto orgânico produzido a partir de resíduos da indústria de celulose**. 2007. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal)- Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 2007.

GUERRINI, I. A. **Uso de resíduos industriais de fábrica de celulose e papel em plantios de eucalipto**. 2003. 96 f. Tese (Livre Docência)- Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2003.

GUERRINI, I. A.; MORO, L. Influência da aplicação de resíduos industriais de fábrica de celulose e papel em plantios de eucalipto: efeitos no solo e na planta In: SEMINÁRIO

SOBRE RESÍDUOS INDUSTRIAIS E URBANOS EM FLORESTAS, 1., 1994, Botucatu. **Anais...** Botucatu: Faculdade de Ciências Agrônomicas- UNESP, 1994. p. 188 – 215.

GUERRINI, I. A.; VILLAS BÔAS, R. L.; GONÇALVES, J. L. M. Use of industrial residues on Eucalypt Plantation in Brazil. In: HENRY, C. L.; HARRISON, R. B.; BASTIAN, R. K. (Ed.). **The forest alternative: principles and practice of residuals use**. Seattle: College of Forest Resources, University of Washington, 2000. p. 218- 224.

HOLANDA, J. S.; AMORIM, J. R. A. Qualidade da água para irrigação. In: GHEYI, H. R., QUEIROZ, J. E.; MEDEIROS, J. F. (Ed.). **Manejo e controle de salinidade em agricultura irrigada**. Campina Grande: SBEA/UFPB, 1997. cap.5. p. 1-27.

HOLANDA, J. S.; AMORIM, J. R. A.; FERREIRA NETO, M.; HOLANDA, A. C. Qualidade da água para irrigação. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da S.; LACERDA, C. F. de. **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados**. Fortaleza: INCTSal/CNPq, 2010. cap. 4, p. 43-61.

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto**. 3. ed. Piracicaba: Edição do autor, 2004. 173 p.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

MATTIAZZO-PREZOTTO, M. E.; GLÓRIA, N. A. **LCE-502: uso de resíduos na agricultura**. Piracicaba: ESALQ, 2000. 35 p.

MEDEIROS, J. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; MAFRA, A. L.; BATISTELLA, F.; GRAH. Calagem superficial com resíduo alcalino da indústria de papel e celulose em um solo altamente tamponado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1657-1665, 2009.

NELLESSEN, J.E.; FLETCHER, J.S. Assesment of published literature on the uptake, accumulation, and translocation of heavy metals by vascular plants. **Chemosphere**, Oxford, v. 27, n. 9, p. 1669 – 1680, 1993.

NOGUEIRA JUNIOR, L. **Caracterização de solos degradados pela atividade agrícola e alterações biológicas após reflorestamento com diferentes associações de espécies da mata Atlântica**. 2000. 50 f. Dissertação (Mestrado em Ciências)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

NOLASCO, A. M.; GUERRINI, I. A.; BENEDETTI, V. Uso de resíduos urbanos e industriais como fontes de nutrientes e condicionadores de solos florestais. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, 2000. p. 386-414.

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

OLIVEIRA, I. P.; KLUTHCOUSKI, J.; YOKOYAMA, L. P.; DUTRA, L. G.; PORTES, T. de A.; SILVA, A. E.; PINHEIRO, B. S; FERREIRA, E.; CASTRO E. M.; GUIMARÃES, C. M.; GOMIDE, J. C.; BALDINO, L. C. **Sistema barreira: renovação/ recuperação de**

pastagens degradadas em consórcio com culturas anuais. Goiânia: Embrapa-CNPAF, 1996. 87 p. (Documentos, 64).

PAJARA, F. F. D.; TEIXEIRA, J. R.; BISSANI, A.; GIANELLO, C. Utilização de resíduos sólidos alcalinos de indústrias de celulose na correção da acidez do solo- II aspectos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. 1CD-Rom.

RAIJ, Bernardo van . **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Ceres, 1991. 343 p.

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

RODRIGUES, C.M. **Efeito da aplicação de resíduo da indústria de papel e celulose nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, na nutrição e biomassa do *Pinus taeda* L.** 2004. 109 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)- Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

SEKI, L. T. **Estudo da aplicação de doses de calcário e de lodo de esgoto na cultura da aveia branca (*Avena Sativa* L.) cv. UFRGS-7, cultivada em latossolo vermelho-escuro**. 1995. 63 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Zootecnia)- Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1995.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação e Tecnologia, 2004. 416 p.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University, 1989. 277 p.

TEIXEIRA, J. R. **Utilização de resíduos sólidos alcalinos de indústrias de celulose na correção da acidez do solo**. 2003. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo)- Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

TOMÉ JUNIOR, J. B. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba: Livraria e Editora Agropecuária, 1997. 246 p.

TRIGUEIRO, R. M. **Efeitos de dregs e grits nos atributos de um neossolo quartzarênico e na produção volumétrica de eucalipto**. 2006. 73 f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura)- Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2006.

Universidade de Huelva- UH. **Sevicios centrales de investigación**. [S.l.: s.n., 200-]. Disponível em: <http://www.uhu.es/scid/uni_rayosx.html>. Acesso em: 30 jan. 2011.

VOLKWEISS, S. J. Química da acidez dos solos. In: SEMINÁRIO SOBRE CORRETIVOS DA ACIDEZ DO SOLO, 2., 1989, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: UFSM, 1989. p. 7 – 38.

WORREL, R.; HAMPSON, A. The influence of some forest operation on the sustainable management of forest soil – a review. **Forestry**, Oxford, v. 70, n.1, p. 61-85. 1997.

CAPÍTULO 3 DESENVOLVIMENTO DA VEGETAÇÃO, APORTES DE SERAPILHEIRA E NUTRIENTES

Resumo

O estabelecimento da cobertura vegetal atua como proteção mecânica contra os agentes erosivos, como fonte potencial de matéria orgânica e como mecanismo regulador da liberação e da ciclagem de nutrientes contidos na serapilheira. Neste trabalho desenvolveu-se um estudo com o objetivo de avaliar o desenvolvimento das espécies *Eucalyptus urograndis* e *Mabea fistulifera* Mart., bem como o aporte de serapilheira e nutrientes das mesmas, após aplicação de um composto orgânico advindo da compostagem de resíduos da produção de celulose em um solo degradado. O acompanhamento do desenvolvimento das espécies foi realizado trimestralmente a partir da data inicial do plantio (Fevereiro de 2010) até o mês de fevereiro de 2012. Foram mensurados a altura total, a dimensão média da copa e o diâmetro do caule à altura do solo de todas as plantas presentes na área útil de cada tratamento. Para a avaliação do aporte de serapilheira e nutrientes, na região central de cada tratamento, foram instalados dois coletores de 0,72 m² de superfície fixados à aproximadamente 0,20 m acima da superfície do terreno. O material decíduo aportado foi coletado mensalmente com data inicial de fevereiro de 2011 até janeiro de 2012, sendo estratificado nas frações folhas, galhos, sementes, flores, frutos e material não identificável (outros) e quantificado. Após essa etapa, o material decíduo foi homogeneizado e triturado sendo determinados os conteúdos de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). Os resultados foram analisados efetuando-se análise de variância, homogeneidade da variância e teste de Skott-Knott e análise de regressão entre as doses de composto. Os dados de aporte foram correlacionados por meio do coeficiente de Pearson com a precipitação e temperatura, utilizando-se nível de significância de 5 %. Concluiu-se que o maior desenvolvimento dos vegetais foi na área onde foi realizada a adubação mineral e está relacionado à imediata disponibilidade dos nutrientes. A massa de serapilheira aumentou significativamente, sendo atribuído este fato ao desenvolvimento dos vegetais. O plantio de *Mabea fistulifera* aportou uma menor quantidade de nutrientes em comparação ao plantio de *Eucalyptus urograndis*.

Palavras chave: Ciclagem de nutrientes. Material decíduo. Devolução de nutrientes.

CHAPTER 3 DEVELOPMENT OF VEGETATION, LITTER AND NUTRIENTS CONTRIBUTIONS

Abstract

The establishment of vegetation acts as mechanical protection against erosive agents, as a potential source of organic matter and as a regulatory mechanism of release and cycling of nutrients in the litter. In this work we developed a study aiming to evaluate the development of the species *Eucalyptus urograndis* and *Mabea fistulifera* Mart., as well as litter production and nutrient of them, after application of an organic compound arising from the composting of waste pulp production in a degraded soil. Tracking the development of the species was conducted quarterly from the date of initial planting (February 2010) through the month of February 2012. The total height were measured, the average size of the crown and the stem diameter to ground height of all the plants present in the working area of each treatment. To evaluate the contribution of litter and nutrients in the central region of each treatment were installed two collectors of 0,72 m² surface fixed at approximately 0,20 m above the ground surface. The material was collected monthly deciduous contributed initially dated February 2011 until January 2012, being stratified into leaves, twigs, seeds, flowers, fruits and unidentifiable stuff (others) and quantified. After this step, the material was homogenized and deciduous being crushed determined the contents of nitrogen (N), phosphorus (P) and potassium (K). The results were analyzed by performing one-way analysis of variance, and homogeneity of variance test Skott-Knott and regression analysis between doses of the compound. The input data were correlated with rainfall or temperature through the Pearson coefficient. We used a significance level of 5%. It was concluded that further development of the plant was in the area where the mineral fertilization was performed and is related to the immediate availability of nutrients. The mass of litter increased significantly, this fact being attributed to the development of plants. Planting *Mabea fistulifera* landed a smaller amount of nutrients compared to *Eucalyptus urograndis*.

Key words: Nutrient cycling. Material deciduous. Returning nutrients.

3.1 Introdução

A recuperação de atributos físicos, químicos e biológicos de um solo com altos níveis de degradação, como os solos de áreas de empréstimo, é uma tarefa complexa e que demanda uma série de medidas que possam interferir física, química e biologicamente nos mesmos. Devido à elevada compactação desses solos e a falta de estruturação, estes encontram-se de forma geral com baixa capacidade de infiltração e acúmulo de água, alta resistência do solo à penetração, densidade do solo elevada, deficientes em trocas gasosas e com baixos teores de nutrientes e matéria orgânica. Além disso, na maioria das vezes encontram-se expostos e erodidos.

Uma das tentativas de se recuperar estes solos seria o agrupamento de uma série de medidas físicas (Capítulo 1), químicas (Capítulo 2) e o plantio de espécies arbóreas (Capítulo 3). Estas últimas, atuam como proteção mecânica contra os agentes erosivos, na reestruturação do solo e o constante aporte de material decíduo, na atração da fauna edáfica e adição de nutrientes e material orgânico ao solo pelo processo de ciclagem de nutrientes.

O estudo do processo de ciclagem de nutrientes ajuda a conhecer o funcionamento de um determinado ecossistema. A partir da quantificação dos aportes de serapilheira e a devolução de nutrientes ao solo, pode-se ter idéia da quantidade de material vegetal que está sendo devolvido ao piso florestal, bem como a qualidade química desse material, que varia de espécie para espécie.

Baseado nesses argumentos, este trabalho teve como objetivo avaliar o desenvolvimento das espécies *Eucalyptus urograndis* e *Mabea fistulifera* Mart., bem como o aporte de serapilheira e nutrientes das mesmas, após aplicação de um composto orgânico advindo da compostagem de resíduos da produção de celulose em um solo degradado.

3.2 Revisão de Literatura

3.2.1 Cobertura vegetal

Em áreas de empréstimo a retirada dos horizontes superficiais deixam o subsolo exposto e destituído de matéria orgânica, reduzindo do sistema a possibilidade de estabelecer regeneração espontânea. Estas modificações alteram os ecossistemas, gerando perda de resistência e resiliência ambiental (VALENTE et al., 2005). Uma das formas de contornar estes quadros de degradação é por meio do uso de medidas biológicas que consistem no plantio de espécies capazes de conduzir os processos de regeneração espontânea (VALCARCEL; SILVA, 2000), restituindo a forma e função do ecossistema, onde o papel da vegetação é crucial para retomada dos processos ecológicos. As medidas biológicas atuam na melhoria das condições edáficas em função da contribuição do aporte de material decíduo e sua posterior decomposição (PARROTA, 1995).

O estabelecimento da cobertura vegetal atua como proteção mecânica contra os agentes erosivos, como fonte potencial de matéria orgânica e como mecanismo regulador da liberação e da ciclagem de nutrientes contidos na serapilheira (HEANEY; PROCTOR, 1989). O reflorestamento é uma das maneiras de intervenção que, segundo Parrota et al. (1997), produz um efeito catalítico, pois promove mudanças das condições microclimáticas com aumento da complexidade estrutural da vegetação e o desenvolvimento das camadas de serapilheira e húmus durante os primeiros anos do plantio. Denardin (1984) cita que a cobertura vegetal reduz as perdas de água pela evaporação, eleva a retenção de água e aumenta o teor de matéria orgânica melhorando assim a resistência do solo à erosão, pela maior estabilidade dos agregados, menor densidade do solo e redução da massa das partículas componentes do solo.

Segundo Bennie (1996), o sistema radicular provoca a desorganização do solo ao penetrar camadas com alta resistência mecânica e ser decomposta, deixa canais ("bioporos") que contribuem para a infiltração da água e difusão de gases, melhorando a qualidade física do solo para as culturas subsequentes. Além disso, o crescimento radicular pode incrementar a matéria orgânica ao longo do perfil do solo, a qual promove a estabilização dos agregados, reduzindo a susceptibilidade do solo à compactação (ROTH et al., 1991), aumentando a atividade biológica e criando condições propícias para o estabelecimento de outras espécies mais exigentes (FRANCO et al., 1992).

Na recuperação de solos degradados, os métodos empregados devem basear-se em

tecnologias que promovam não apenas a utilização de espécies vegetais de rápido crescimento, mas também que sejam capazes de melhorar o solo por meio do aporte de matéria orgânica (GONÇALVES et al., 2008). Esta, será uma precursora na criação de condições necessárias para o desenvolvimento da fauna do solo e retenção de água no mesmo. Além disso, a decomposição da matéria orgânica resultante da cobertura vegetal formará o húmus, que mediante o processo de mineralização, irá liberar alguns nutrientes que podem ser reaproveitados pelas plantas no processo de ciclagem de nutrientes (ALMEIDA, 2002).

3.2.2 Ciclagem de nutrientes

O estudo do processo de ciclagem de nutrientes é realizado com o objetivo de conhecer o funcionamento de um ecossistema sob o ponto de vista de sua manutenção e estágio sucessional em que este se encontra. Pode ser realizado por meio da quantificação de nutrientes que entram no ecossistema (importação), dos que saem (exportação), daqueles que permanecem estocados nos diversos compartimentos do ecossistema e dos fluxos de transferência entre esses compartimentos (LOPES et al., 2002). Além disso, estas informações podem servir como base para o estabelecimento de práticas de manejo florestal para recuperação de áreas degradadas e manutenção da produtividade de sítios degradados em recuperação (SOUZA; DAVIDE, 2001).

Poggiani e Schumacher (2000) enfatizam que é muito importante o aprofundamento em pesquisas sobre a ciclagem de nutrientes em plantações florestais compostas por espécies nativas, em maciços puros ou mistos, com finalidade de recuperação de áreas degradadas ou para fins comerciais. Pritchett (1979) explica que em um ecossistema florestal a ciclagem de nutrientes pode ser dividida em dois grandes grupos: o ciclo externo e o ciclo interno. O ciclo externo, também chamado de ciclo geoquímico é aquele que envolve a entrada e a saída dos elementos em relação ao meio externo à floresta, como a chuva, poeira, aplicação de fertilizantes, intemperismo das rochas, erosão, lixiviação entre outros. O ciclo interno, que ocorre dentro do sistema pode ser dividido em dois ciclos: o biogeoquímico e o bioquímico, sendo que no primeiro ocorrem as trocas químicas entre o solo e as plantas, com a absorção pelas raízes, a deposição e decomposição da serapilheira, o escoamento das plantas, herbivoria, entre outros. O ciclo bioquímico é aquele que ocorre no interior das plantas, com a translocação de nutrientes dos tecidos velhos para os tecidos mais novos.

A produção de serapilheira representa o primeiro estágio de transferência de nutrientes e energia da vegetação para o solo, pois a maior parte dos nutrientes absorvidos pelas plantas retorna ao piso florestal por meio da queda de serapilheira ou lavagem foliar (CALDEIRA et al., 2008). Juntamente com os demais compartimentos florestais, a serapilheira contribui para a interceptação da água da chuva, por meio do amortecimento e da consequente dispersão da energia cinética das gotas, minimizando, assim, os efeitos erosivos. Por meio de gradiente vertical de decomposição, a camada de serapilheira contribui para o armazenamento de água no solo, bem com o aumento das taxas de infiltração e condicionamento dos fluxos superficiais (OLIVEIRA FILHO, 1987).

A serapilheira é constituída por materiais vegetais depositados na superfície do solo, tais como folhas, cascas, ramos, troncos, gravetos, flores, inflorescências, frutos, sementes e fragmentos vegetais não identificáveis (OLSON, 1963; FACELLI; PICKETT, 1991; DIAS; OLIVEIRA FILHO, 1997; CIANCIARUSO et al., 2006). Ela representa a reserva central de elementos minerais em ecossistemas de florestas tropicais, onde os solos são quimicamente pobres e sua decomposição possibilita que os elementos liberados da biomassa vegetal retornem ao solo (VITOUSEK; SANFORD JUNIOR, 1986; MARTIUS et al., 2004). Além desses atributos, a serapilheira abriga micro e macro invertebrados que atuam nos processos de decomposição e de fertilização natural dos solos, bem como armazena grande quantidade de sementes que possibilita a renovação das populações (SILVA et al., 2006; SILVA, 2009).

Sua deposição é heterogênea no tempo e no espaço, podendo afetar a estrutura e a dinâmica da comunidade vegetal (FACELLI; PICKETT 1991; MOLOFSKY; AUSGSPURGER, 1992). Sendo que a quantidade de serapilheira e o conteúdo de nutrientes aportados ao solo irão refletir na sua capacidade produtiva e no seu potencial de recuperação ambiental, tendo em vista as modificações que irão ocorrer nas características químicas do solo e, conseqüentemente, na cadeia alimentar resultante do material orgânico adicionado ao solo (SCHUMACHER et al., 2004).

A quantidade de serapilheira depositada também pode variar dentro de um mesmo tipo de vegetação, dependendo do grau de perturbação das áreas (MARTINS; RODRIGUES, 1999). Sua deposição sofre influência do tipo de vegetação, estádios sucessionais, latitude, altitude, temperatura, ventos, precipitação, herbivoria, disponibilidade hídrica e estoque de nutrientes do solo (PORTES et al., 1996;

CAMPOS et al., 1999; FIGUEIREDO FILHO et al., 2003). Sendo classificada como um bioindicador de reação, uma vez que responde com alterações em seus processos de deposição em função de alterações no meio (KLUMPP, 2001; MARTINS; RODRIGUES, 1999).

Delitti (1984) mencionou dois padrões básicos para a deposição anual de serapilheira. O primeiro se refere a uma maior deposição na época seca, como ocorre em ecossistemas amazônicos, nas florestas mesófilas e cerrados e está diretamente ligado à quantidade e disponibilidade de água no solo que, nessa época, tende a ser reduzida em tais ambientes, causando um estresse hídrico e, conseqüentemente, a senescência do vegetal, aumentando assim a quantidade de material aportado. O segundo caso é o contrário e consiste em um aumento na intensidade de deposição de serapilheira na época úmida, típico das florestas atlânticas e restingas, estando ligado ao impacto mecânico provocado pelas chuvas e os ventos, provocando um aumento na taxa de deposição.

A avaliação do aporte de nutrientes via serapilheira faz parte do estudo de ciclagem de nutrientes, e esta resulta de vários processos interligados nos quais os recursos nutricionais são utilizados em sucessivos períodos de fixação de energia (DELITTI, 1995). A decomposição da serapilheira permite a liberação de nutrientes, compostos e a produção de substâncias orgânicas que irão constituir o húmus que irá se acumular sob a serapilheira e compor a matéria orgânica do solo (COELHO, 2011). Sendo que uma parte do carbono retorna para a atmosfera como CO₂ (STEVENSON, 1982). Esse ciclo é constantemente renovado por um conjunto de processos interconectados de forma que os mesmos recursos nutricionais são utilizados sucessivamente na fixação de energia (DELITTI, 1995).

Segundo Vital (1999) cada parte da árvore apresenta diferentes concentrações de elementos químicos em seus tecidos, o que irá refletir na quantidade de nutrientes transferidos para o solo, conforme a produção de cada compartimento na serapilheira e sua taxa de deposição. O teor dos nutrientes depositados com a serapilheira varia com a espécie, variedade, procedência, fatores edáficos, tipo e forma de adubação, com as condições climáticas e com o elemento em si (FERRAZ, 2009) sendo a serapilheira a principal via de transferência de carbono, nitrogênio, fósforo e cálcio (COLE; RAPP, 1980).

Segundo Schlesinger (1997) as folhas e as raízes finas recebem grandes quantidades de nutrientes, apesar da pouca biomassa, se comparada à biomassa das raízes grossas, ramos e troncos. Em folhas novas, as concentrações de nutrientes como N, P e K são maiores e conforme a folha amadurece, diminui a concentração destes nutrientes e aumenta a

concentração dos nutrientes como Ca, Mg e Fe. Montagnini et al. (1995) observaram maior concentração de nitrogênio, magnésio e potássio nas folhas que em outras partes vegetais, sugerindo que há um bom potencial para recirculação destes elementos.

3.3 Material e Métodos

3.3.1 Avaliação do desenvolvimento das espécies

O acompanhamento do desenvolvimento das espécies foi realizado trimestralmente a partir da data inicial do plantio (Fevereiro de 2010) até o mês de fevereiro de 2012. Foram mensurados a altura total (ALT) com o auxílio de uma régua graduada (Figura 71A), a dimensão média das copas (DC) com o auxílio de uma trena (Figura 71B), o diâmetro do caule à altura do solo (DAS) com o auxílio de um paquímetro digital (Figura 71C) e taxa de sobrevivência (SOB). Foram mensuradas todas as plantas presentes na área útil de cada parcela.

Figura 71 - Mensuração altura total (A); Mensuração da dimensão média de copa (B); Mensuração do diâmetro à altura do solo (C), Selvíria – MS.



Fonte: Produção do próprio autor.

3.3.2 Aporte de serapilheira e nutrientes

Para a avaliação do aporte de serapilheira, na linha de plantio central de cada tratamento, foram instalados dois coletores com dimensões de 0,80 x 0,80 m (0,72 m² de superfície), altura de 0,10 m de bordadura, com fundo de tela de nylon com malha de 1,0 mm, fixados à aproximadamente 0,20 m acima da superfície do terreno (Figura 72A).

A serapilheira aportada (Figura 72B) foi coletada mensalmente com data inicial de fevereiro de 2011 até janeiro de 2012. O material coletado foi transportado para o laboratório e estratificado nas frações folhas, galhos, sementes, flores, frutos e material não identificável (outros). Após ser estratificado, as frações foram colocadas em estufa de ventilação forçada a 65° C, até atingir massa constante e pesadas. A produção de serapilheira foi estimada a partir

da seguinte equação: $PS = (\Sigma PMS \times 10.000) / Ac$; Onde: PS = Produção anual de serapilheira ($kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); PMS = Produção mensal de serapilheira ($kg\ ha^{-1}\ mês^{-1}$); Ac = Área do coletor (m^2) (LOPES et al., 2002).

Figura 72 - Coletores de serapilheira instalados no centro de cada parcela (A); Detalhe coletor de serapilheira após o desenvolvimento das árvores no plantio de *E. urograndis* (B).



Fonte: Produção do próprio autor.

Após essa etapa, o material decíduo foi homogeneizado, obtendo-se uma amostra que foi triturada em moinho tipo Willey e submetida à digestão sulfúrica (TEDESCO et al., 1995). No extrato, foram determinados os conteúdos de nitrogênio (N) por destilação por arraste a vapor, fósforo (P) por colorimetria e potássio (K) por fotometria de chama. Partindo-se dos teores e da quantidade de material depositado, foram quantificados os conteúdos de N, P e K adicionados mensalmente.

3.3.3 Análises estatísticas

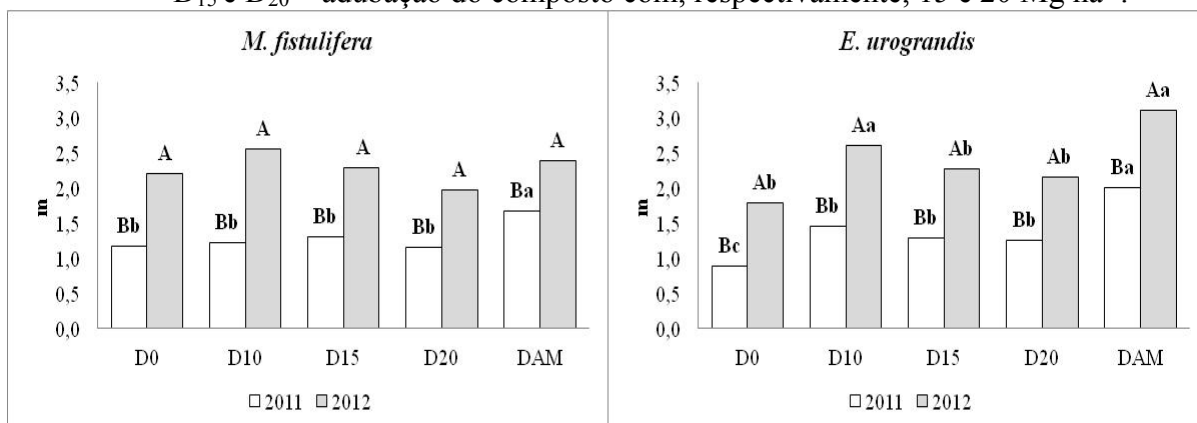
Os resultados foram analisados efetuando-se análise de variância, homogeneidade da variância e teste de Skott-Knott para as comparações das médias no nível de 5 % de probabilidade. Realizou-se análise de regressão entre as doses de composto considerando o controle como dose zero mais as doses de 10, 15 e 20 $Mg\ ha^{-1}$, no nível de 5% de probabilidade. Os dados de aporte de serapilheira foram correlacionados com os dados de precipitação e temperatura por meio do coeficiente de Pearson. As figuras geradas a partir dos dados de aporte de serapilheira e nutrientes foram analisadas de forma empírica. Os programas computacionais utilizados para a realização das análises estatísticas foram o SISVAR (FERREIRA, 2008) e Excel.

3.4 Resultados e Discussão

3.4.1 Desenvolvimento das espécies

Em fevereiro de 2011, no plantio de *Mabea fistulifera*, os valores de altura (ALT) das plantas, diâmetro de copa (DC) e o diâmetro do fuste à altura do solo (DAS) variaram, respectivamente, de 1,15 a 1,68 m, 0,95 a 1,60 m, 16,96 a 29,71 mm. Para todas as variáveis analisadas, a área com adubação mineral (D_{AM}) apresentou valores significativamente superiores às demais áreas (Figuras 73, 74 e 75). Os valores de sobrevivência variaram de 84,72 % no tratamento D_{AM} a 97,22 % no tratamento D_{20} , porém não se verificou diferença significativa entre os tratamentos (Figura 76). Das variáveis estudadas não foram observadas relações significativas entre as diferentes doses de composto adicionado e as respostas fornecidas pelo vegetal (Figura 77). Ao serem comparadas as duas espécies, verificou-se comportamento semelhante em relação às diferentes variáveis estudadas (Figuras 73, 74, 75 e 76).

Figura 73 - Valores de Altura (ALT) nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2011 e 2012. SI – sem intervenção; D_0 – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D_{10} – adubação com composto na recomendação da cultura; D_{15} e D_{20} – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 $Mg\ ha^{-1}$.



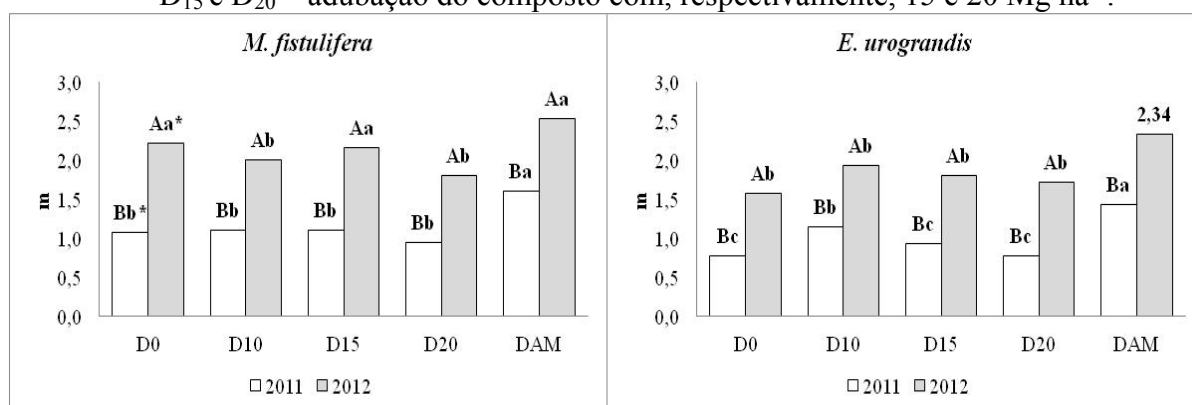
Médias seguidas de letras distintas (maiúscula entre anos e mesmo tratamento; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie no mesmo ano), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. * indica que houve diferença significativa entre espécies dentro do mesmo ano de estudo.

Fonte: Produção do próprio autor.

Os valores de ALT, DC e DAS são inferiores aos verificados por Arruda (2012), estudando o uso deste mesmo composto, nas mesmas proporções, porém, distribuídos na linha

de plantio e em solo não degradado, após 12 meses do plantio de *Mabea fistulifera*. O autor quantificou valores de altura variando 1,66 a 2,10 m, dimensão média da copa de 1,81 a 2,24 m e 27,60 a 39,47 mm para os tratamentos D₀ e D₂₀. Diferindo ao observado nesse estudo, Arruda (2012) verificou que a resposta ao desenvolvimento de *Mabea fistulifera* apresentou resposta linear em função do aumento da dose de composto empregada.

Figura 74 - Valores de dimensão da copa (DC) nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2011 e 2012. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.



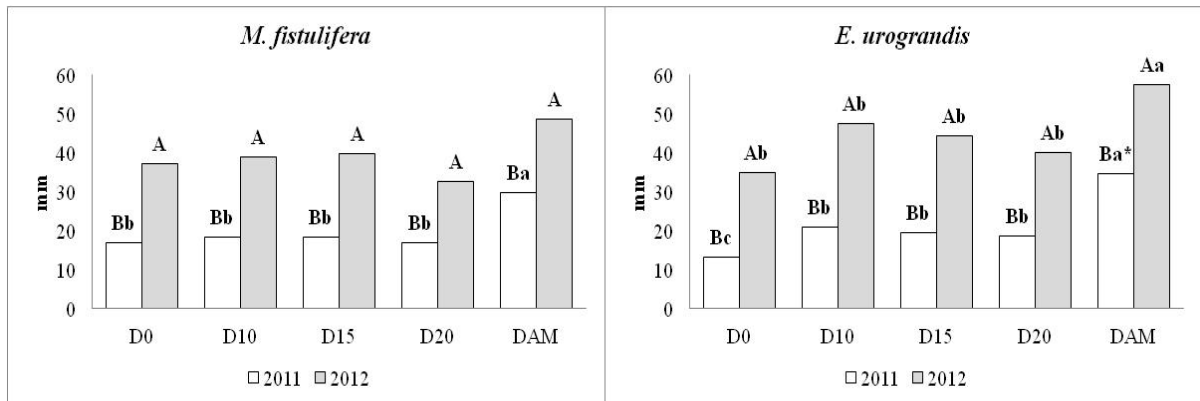
Médias seguidas de letras distintas (maiúscula entre anos e mesmo tratamento; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie no mesmo ano), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. * indica que houve diferença significativa entre espécies dentro do mesmo ano de estudo.

Fonte: Produção do próprio autor.

Neste mesmo ano, no plantio de *Eucalyptus urograndis*, os valores de ALT variaram de 0,89 a 2,01 m, DC de 0,77 a 1,43 m, DAS de 13,24 a 34,69 mm e SOB de 73,61 a 100 % (Figuras 73, 74, 75 e 76). Os valores de altura e diâmetro à altura do solo apresentaram um comportamento semelhante para o eucalipto. Verificou-se em relação à estas variáveis, menores valores no tratamento D₀, valores intermediários observados nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀ e maior valor de ALT e DAS no tratamento D_{AM} (Figuras 73 e 75). O diâmetro médio de copa foi significativamente menor nos tratamentos D₀, D₁₅ e D₂₀, em relação ao tratamento D₁₀ e este foi significativamente inferior ao tratamento D_{AM} (Figura 74). Já em relação à taxa de sobrevivência, os maiores valores de sobrevivência foram significativamente superiores nos tratamentos D₁₀ e D_{AM} que os tratamentos D₀, D₁₅ e D₂₀ (Figura 76).

Neste plantio e neste mesmo ano de avaliação, observou-se relação significativa, com padrão quadrático, entre a quantidade de composto adicionado e as respostas de desenvolvimento para as variáveis ALT, DC e DAS (Figura 77).

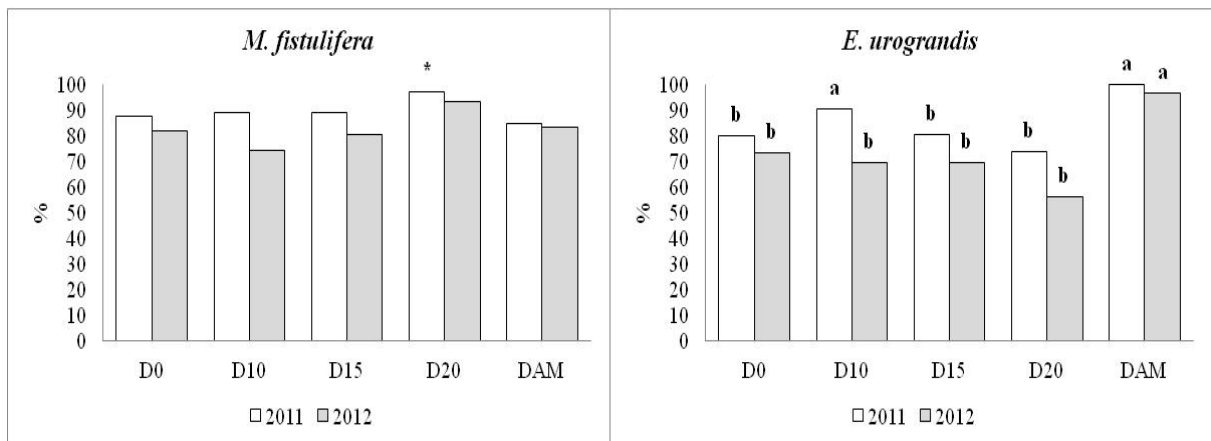
Figura 75 - Valores de diâmetro à altura do solo (DAS) nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2011 e 2012. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.



Médias seguidas de letras distintas (maiúscula entre anos e mesmo tratamento; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie no mesmo ano), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. * indica que houve diferença significativa entre espécies dentro do mesmo ano de estudo.

Fonte: Produção do próprio autor.

Figura 76 - Valores de taxa de sobrevivência (SOB) nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2011 e 2012. SI – sem intervenção; D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹.

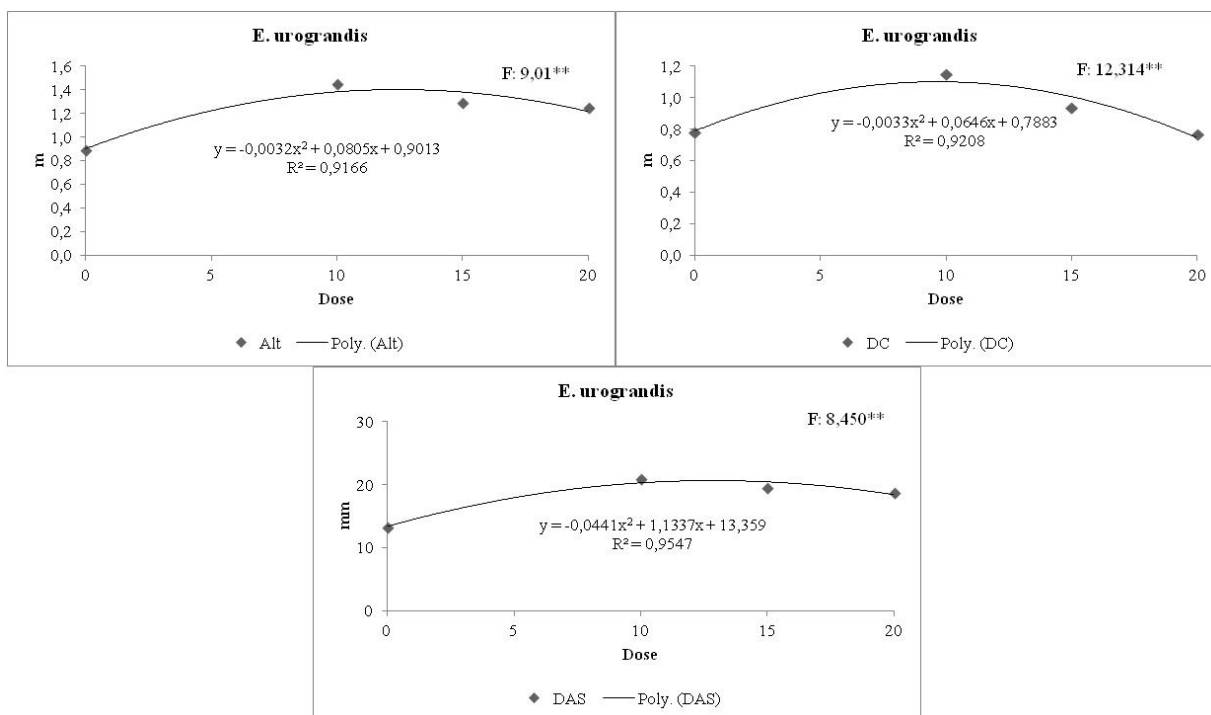


Médias seguidas de letras distintas (maiúscula entre anos e mesmo tratamento; minúscula, entre tratamentos da mesma espécie no mesmo ano), diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. * indica que houve diferença significativa entre espécies dentro do mesmo ano de estudo.

Fonte: Produção do próprio autor.

Os valores de ALT, DC e DAS verificados por Arruda (2012) no plantio de *Eucalyptus urograndis* aos 12 meses de desenvolvimento também são superiores aos valores observados no plantio do presente trabalho. O autor quantificou valores de altura variando 2,24 a 4,78 m, dimensão média da copa de 1,84 a 2,68 m e 32,12 a 61,32 mm para os tratamentos D0 e D20. Da mesma forma ao observado nesse estudo, Arruda (2012) verificou que a resposta ao desenvolvimento de *Mabea fistulifera* apresentou resposta quadrática em função do aumento da dose de composto empregada.

Figura 77 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de altura (ALT), densidade da copa (DC), diâmetro à altura do solo (DAS) e taxa de sobrevivência (SOB), nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2011, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F.

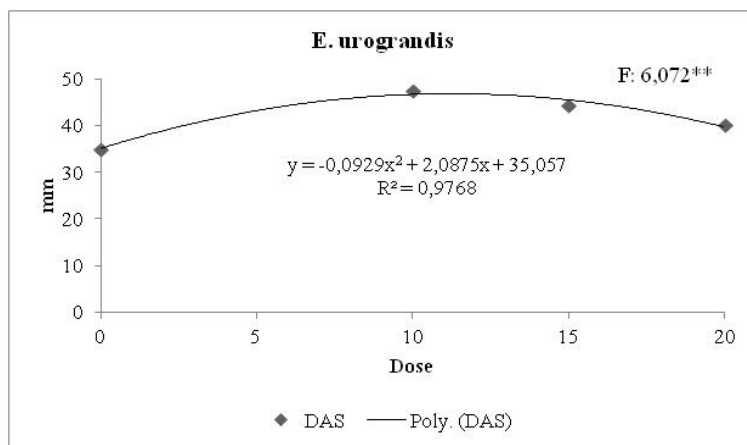
Fonte: Produção do próprio autor.

Em 2012, no plantio de *Mabea fistulifera* os valores de altura variaram de 1,97 m à 2,39, o DC de 1,81 à 2,53 m, o DAS de 32,58 a 48,58 mm e a taxa de sobrevivência de 74,30 a 93,05 %. Nesta avaliação, não foram verificadas diferenças significativas para as variáveis ALT, DAS e SOB, entre tratamentos estudados (Figuras 73, 75 e 76). Houve diferença significativa em relação ao diâmetro médio de copa com os menores valores nos tratamentos D₁₀ e D₂₀, diferindo-se significativamente dos tratamentos D₀, D₁₅ e D_{AM} (Figura 74). Do

mesmo modo que na avaliação de 2011, não foram observadas relações significativas entre a adição de diferentes doses de composto e as variáveis ALT, DC, DAS e SOB (Figura 78).

No plantio de eucalipto, os valores de altura variaram de 1,79 a 3,11 m, o diâmetro médio de copa de 1,58 a 2,34 m, o diâmetro à altura do solo de 34,92 à 57,48 mm e a taxa de sobrevivência variou de 56,25 à 96,53 % (Figuras 73, 74, 75 e 76). Verificou-se que os valores de DC, DAS e SOB foram significativamente superiores no tratamento D_{AM} em relação aos tratamentos D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀, sendo que estes últimos não diferiram entre si (Figuras 74, 75 e 76). A altura foi significativamente maior nos tratamentos D₁₀ e D_{AM}, quando comparados aos tratamentos D₀, D₁₅ e D₂₀ (Figura 73). Observou-se correlação significativa, entre a adição de diferentes doses de composto e o desenvolvimento dos vegetais, apenas na variável diâmetro à altura do solo, com valor máximo de DAS quando se adiciona 11,23 Mg ha⁻¹ de composto (Figura 78).

Figura 78 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de altura (ALT), densidade da copa (DC), diâmetro à altura do solo (DAS) e taxa de sobrevivência (SOB), nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, em 2012, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % (P < 0,05) e 1 % (P < 0,01), pelo teste F.

Fonte: Produção do próprio autor.

Ao serem comparadas as duas espécies, observou-se um comportamento semelhante ao verificado em 2011, ou seja, de forma geral as duas espécies possuem médias estatisticamente iguais para a maioria das variáveis analisadas (Figuras 73, 74 e 75). Este comportamento pode estar indicando que o canudo-de-pito provavelmente está melhor adaptado às condições extremas em que está se desenvolvendo, pois conforme estudado e discutido (Capítulos 1 e 2),

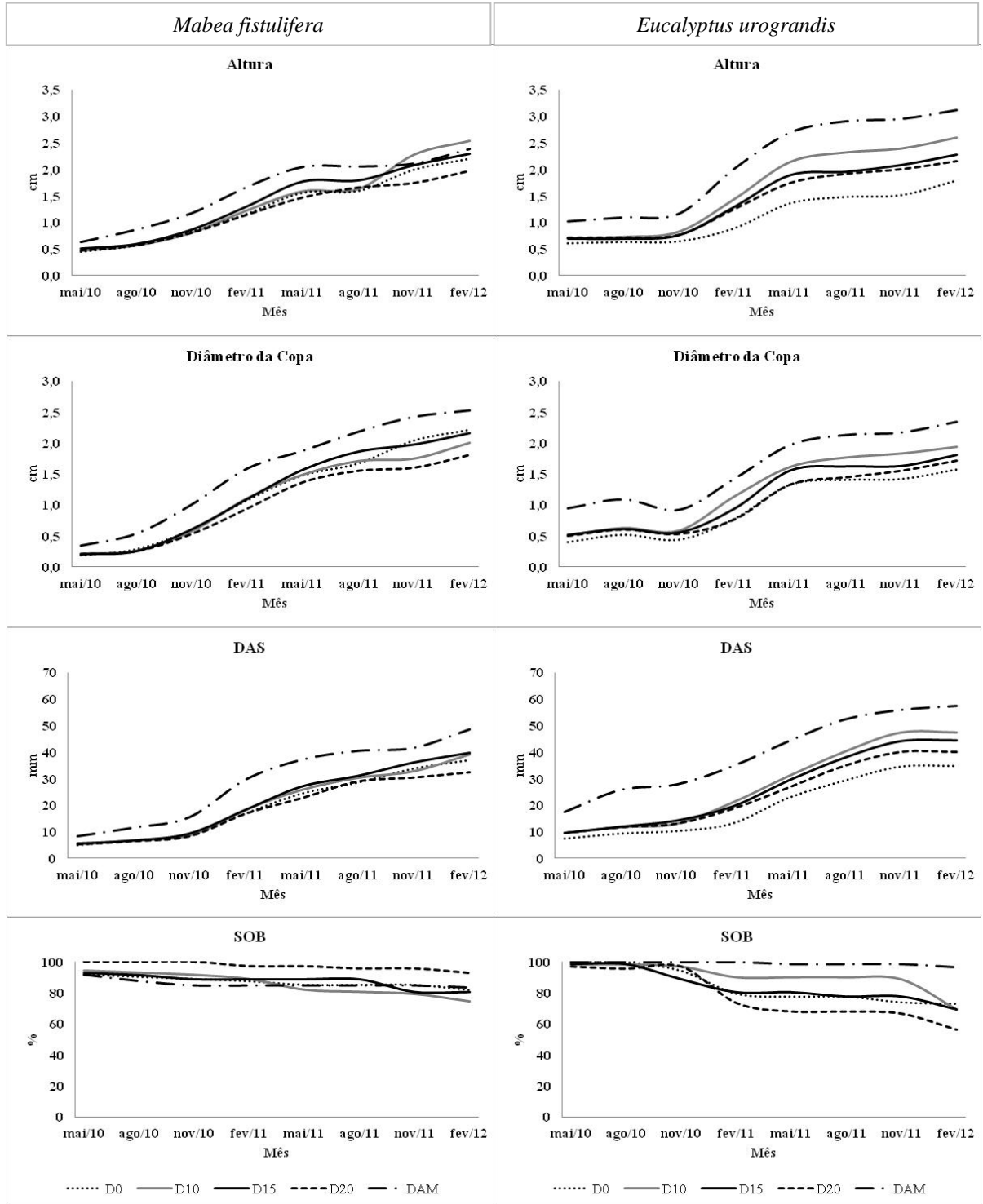
cada tratamento apresenta características químicas e físicas semelhantes. Um outro fato que deve ser levado em consideração é a vulnerabilidade da espécie de eucalipto utilizada ao ataque do besouro desfolhador *C. ferruginea vulgata*. Provavelmente o ataque destes insetos às plantas foram os responsáveis à menor taxa de sobrevivência dos vegetais nos tratamentos D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀ (Figura 76), pois estes insetos quando adultos alimentam-se das folhas, deixando-as perfuradas ou rendilhadas (IPNI, 2001).

Esperava-se que estas espécies se desenvolvessem de forma distinta em relação à altura, ao diâmetro da copa, ao diâmetro à altura do solo e à sobrevivência, pois possuem características diferentes. O canudo-de-pito é uma planta heliófita que mede de 6 a 15 m, seletiva xerófila, pioneira característica de vegetação secundária de terrenos arenosos, adaptada à luz direta e pouco exigente na fertilidade do solo (LOZENZI, 1992). Já a maioria das espécies de eucalipto são conhecidas como árvores típicas de florestas abertas, com 30 a 50 m de altura (MOURA; GARCIA, 2000).

Ao serem comparadas cada espécie entre os dois períodos de avaliação, observou-se que os valores de ALT, DC e DAS em 2012 de todos os tratamentos eram significativamente superiores aos valores observados em 2011, tanto no plantio de eucalipto como no de canudo. Verificou-se que em relação à taxa de sobrevivência, em ambos os plantios, os valores eram significativamente iguais entre os dois anos de avaliação nos diferentes tratamentos estudados. Este resultado é satisfatório e indica que houve um desenvolvimento significativo dos vegetais com a manutenção dos indivíduos no local (Figuras 73, 74, 75 e 76).

Quando se avalia graficamente o desenvolvimento das espécies trimestralmente (Figura 79), observa-se que ambos os plantios possuem curvas distintas de desenvolvimento. Ao ser analisada a variável altura, verificou-se no plantio de *Mabea fistulifera* que o tratamento D_{AM} tende a se destacar em relação aos demais tratamentos até novembro de 2011 e após esse mês tende a se igualar com os tratamentos D₀, D₁₀ e D₁₅ (Figura 79). Porém, verificou-se que a altura dos vegetais presentes no tratamento D₂₀ tendem a valores inferiores aos demais tratamentos.

Figura 79 - Valores trimestrais de Altura (ALT), densidade da copa (DC), diâmetro à altura do solo (DAS) e taxa de sobrevivência (SOB) nos tratamentos: D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹); D₁₅ – 15 Mg ha⁻¹ e D₂₀ – 20 Mg ha⁻¹ do composto.



Fonte: Produção do próprio autor.

Quando são analisadas as curvas de DC e DAS no plantio de canudo-de-pito observou-se que para estas variáveis, em todo o período de estudo, o tratamento D_{AM} se destacou tendendo a maiores valores e os demais tratamentos tenderam a se agrupar (Figura 79). Quanto à taxa de sobrevivência, verificou-se um comportamento de constância ao longo do período estudado, sendo que o tratamento D_{20} tende a apresentar as maiores taxas de sobrevivência (Figura 79).

Já no plantio de eucalipto, as curvas de altura, diâmetro médio de copa e diâmetro à altura do solo, tenderam a seguir um padrão. Neste plantio o tratamento D_{AM} se destacou e o tratamento D_0 tendeu a apresentar menores valores (Figura 79).

Quando é observado o comportamento do desenvolvimento dos vegetais sob diferentes quantidades de composto orgânico, verificou-se que a partir de novembro de 2010 o tratamento D_{20} apresentou menores valores em relação a D_{10} e D_{15} , sendo que o tratamento D_{10} foi o que mais se aproximou aos valores do tratamento D_{AM} (Figura 79). Já em relação à taxa de sobrevivência, verifica-se que o plantio mais afetado pelo ataque do besouro desfolhador foi o tratamento D_{20} (Figura 79).

O desenvolvimento mais expressivo das espécies que receberam adubação mineral como fonte de nutrientes pode estar relacionado à disponibilidade imediata dos nutrientes para o vegetal. Além disso, a adubação foi realizada na linha de plantio, o que pode ter favorecido à absorção mais eficiente dos nutrientes pelos vegetais. Já o composto orgânico necessita passar pelo processo de decomposição, para que os nutrientes sejam liberados ao solo, sendo este um processo mais lento e que necessita da atividade da biomassa microbiana do solo. Estudando a produção de madeira em plantios de *Eucalyptus grandis*, após a aplicação de lodo de esgoto, Silva (2006) verificou resposta similar a observada nesse estudo. O autor constatou que o tratamento com fertilização mineral apresentou na mensuração inicial valores superiores aos demais tratamentos, concluindo que esse fato se devia provavelmente à imediata liberação de nutrientes fornecida pela fertilização mineral.

Entre os tratamentos que receberam o composto orgânico como fonte de nutrientes, em ambas as espécies, observou-se que o tratamento D_{20} foi menos promissor com relação às características de ALT, DC e DAS, quando comparado com os tratamentos D_{10} e D_{15} . Já a taxa de sobrevivência foi mais promissora apenas no plantio de *Mabea fistulifera* (Figura 79). Este fato é contraditório quando se avalia os níveis de fertilidade do solo (Capítulo 2), pois se verificou que a área onde foi aplicada a maior dose do composto (D_{20}), foi onde observaram-

se os melhores níveis de fertilidade. Esse padrão pode provavelmente ser decorrente ao elevado valor de pH encontrado neste tratamento, os nutrientes encontraram-se com menor disponibilidade à absorção pelos vegetais. Outra hipótese que pode ser levantada é que as espécies utilizadas estejam melhor adaptadas a se desenvolverem em solos mais ácidos.

Apesar da maior quantidade de nutrientes nos tratamentos que receberam diferentes doses do composto orgânico, observa-se que paralelo ao aumento da dose de composto aplicada ocorreu a elevação dos valores de pH (Capítulo 2). Em função deste aumento de pH no tratamento D₂₀ (valores de pH variando entre 6,7 a 7,5) supõe-se que alguns nutrientes, especialmente os micro, podem estar indisponíveis para a absorção pelas plantas (RAIJ, 1991). Além disso, o menor desenvolvimento observado da vegetação em relação ao encontrado em literatura provavelmente pode ser resultado do nível de degradação das condições físicas do solo (Capítulo 1).

3.4.2 Aporte de serapilheira

Ao longo do estudo, no plantio de *Mabea fistulifera* verificou-se que o aporte de material decíduo variou de 2,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no tratamento D_{AM} à 1,1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, no tratamento D₂₀ (Tabela 18). No plantio de *Eucalyptus urograndis* observou-se que os valores de aporte de serapilheira variaram de 0,9 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no tratamento D₀ à 2,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no tratamento D_{AM} (Tabela 18). Em ambos os plantios e tratamentos não foram constatadas diferenças significativas para os valores de aporte de serapilheira (Tabela 18). Provavelmente este fato se deve ao elevado coeficiente de variação dos dados (Tabela 18). Também não foram observadas correlações significativas entre as diferentes doses de composto adicionadas e aporte de serapilheira (Tabela 18).

Estudando o aporte de serapilheira em floresta com diferentes estádios sucessionais em Pinheiral – RJ, Menezes et al. (2010) quantificaram aporte de serapilheira variando de 6,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para floresta em estágio inicial, 7,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para floresta em estágio médio a 11 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para floresta em estágio avançado. Pimenta et al. (2011) estudando a produção de serapilheira em um reflorestamento com 6 espécies nativas no Parque Estadual dos Godoy, no sul do Brasil, constataram valores de aporte de serapilheira de 5,34 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, 18 meses após o plantio.

Ao estudar a ciclagem e o balanço de nutrientes em povoamentos de eucalipto com 6

anos de idade na região norte fluminense, Zaia e Gama-Rodrigues (2004) verificaram valores de aporte de serapilheira de 4,78, 4,53 e 4,99 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nos plantios de *E. grandis*, *E. camaldulensis* e *E. pellita*. Ferraz (2009) quantificou valores em média de 6,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de serapilheira nas áreas de eucaliptos que receberam lodo de esgoto ou fertilizante mineral. O mesmo autor constatou que o aporte no tratamento sem adubação foi em média 2,75 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ menor em comparação aos demais.

Tabela 18 - Valores totais de aporte de serapilheira nos tratamentos: D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹); D₁₅ – 15 Mg ha⁻¹ e D₂₀ – 20 Mg ha⁻¹ do composto, nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*.

Tratamento	<i>Mabea fistulifera</i>	<i>Eucalyptus urograndis</i>
	Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	
D _{AM}	2,6 Aa	2,6 Aa
D ₀	1,3 Aa	0,9 Aa
D ₁₀	1,5 Aa	1,9 Aa
D ₁₅	1,2 Aa	1,2 Aa
D ₂₀	1,1 Aa	1,5 Aa
CV ¹ (%)	18,25	
CV ² (%)	27,82	
Regressão	F	
Linear	0,145 ^{ns}	0,736 ^{ns}
Quadrática	0,126 ^{ns}	0,532 ^{ns}
CV ³ (%)	17,96	

Médias seguidas de mesma letra, na linha (maiúscula – entre espécies e mesma variável analisada, no mesmo ano) e na coluna (minúscula entre tratamentos por camada, no mesmo ano), não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. ^{ns}, *, **: não significativos, significativos a 5 % (P < 0,05) e 1 % (P < 0,01), respectivamente. CV¹: Coeficiente de variação entre tratamentos; CV²: Coeficiente de variação entre espécies. CV³: Coeficiente de variação dos dados em cada camada. Os dados originais foram transformados em \sqrt{x} .

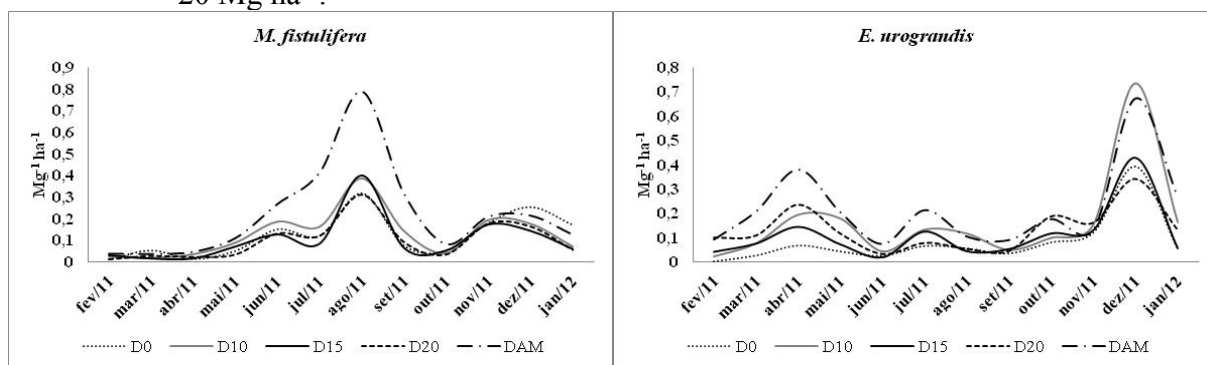
Fonte: Produção do próprio autor.

De forma geral, no plantio de eucalipto o aporte de serapilheira obedeceu à seguinte tendência: D_{AM} > D₁₀ > D₀ > D₁₅ > D₂₀ (Tabela 18). Na área de plantio de eucalipto, de forma

geral, os tratamentos tenderam a: $D_{AM} > D_{10} > D_{20} > D_{15} > D_0$ (Tabela 18). Em ambos os plantios verifica-se uma tendência a maiores valores no tratamento D_{AM} , este fato provavelmente está relacionado à maior dimensão da copa dos vegetais localizados nestes tratamento (Figura 74). Já o tratamento D_{10} , equivalente nutricionalmente, apresentou em ambos os plantios maior aporte que os tratamentos D_0 , D_{15} e D_{20} . Este fato pode indicar tendência de comportamento no aporte de serapilheira devido à equivalência nutricional do solo. Segundo Werneck et al. (2001), a produção de serapilheira pode estar relacionada à proporção ocupada pelas copas, de modo que, quanto maiores forem às árvores, maiores serão as proporções ocupadas pelas copas e, conseqüentemente, maior será a produção de serapilheira. Songwe et al. (1988) concluem que a abundância das espécies pioneiras pode ser menos importante que o tamanho e o porte do dossel na determinação da produção da serapilheira.

No plantio de *Mabea fistulifera*, em fevereiro de 2011 (12 meses após o plantio), em média os tratamentos aportavam em torno de $0,02 \text{ Mg ha}^{-1}$ de serapilheira. Verificou-se ao longo do período estudado, valores variando de $0,009 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ no tratamento D_0 à $0,036 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ no tratamento D_{AM} (Figura 80).

Figura 80 - Valores mensais de aporte de serapilheira em Mg ha^{-1} dos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, onde: D_0 – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D_{10} – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha^{-1}); D_{15} – 15 Mg ha^{-1} e D_{20} – 20 Mg ha^{-1} .



Fonte: Produção do próprio autor.

Em janeiro de 2012, em média, os diferentes tratamentos estavam contribuindo com $0,09 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ de aporte de serapilheira. Neste ano, o menor aporte foi observado no tratamento D_{20} ($0,05 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1} \text{ mês}^{-1}$) e maior no tratamento D_0 ($0,17 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1} \text{ mês}^{-1}$) (Figura 80). Em média, houve um aumento de 340 % no aporte de serapilheira em 2012

quando comparado com os dados observados no ano anterior. Este resultado provavelmente é reflexo do desenvolvimento dos vegetais (Figuras 73, 74 e 75). De acordo Carpanezzi (1997) a produção de serapilheira em talhões de regeneração natural dominados por uma espécie aumenta com a idade, até atingir um limite. O autor conclui, que a velocidade de incremento da deposição, a idade e o valor máximo de deposição são inerentes a cada caso. Há uma relação entre a deposição anual de serapilheira e o estágio de desenvolvimento de uma floresta. É comum o incremento da deposição de serapilheira até a idade de fechamento das copas com posterior declínio ou estabilização (BRAY; GORHAN, 1964).

Ainda no plantio de canudo-de-pito, observaram-se maiores aportes nos meses de julho a setembro, sendo o pico no mês de agosto com $0,32 \text{ Mg ha}^{-1}$ no tratamento D_0 e $0,79 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no tratamento D_{AM} (Figura 80). Não foram verificadas correlações significativas entre o aporte de serapilheira e variáveis climáticas precipitação e temperatura (Tabela 19). Provavelmente este resultado está relacionado à maior contribuição das frações flores e frutos nesse período e às características decíduais da espécie *Mabea fistulifera* (LORENZI, 2002) (Figura 81). Fato este explicado por Vogt et al. (1986), que afirmam que a produção de serapilheira pode estar relacionada com o comportamento perene ou decíduo das árvores e nem sempre com fatores climáticos.

Na área de plantio de *Mabea fistulifera*, verificou-se que 100 % do material aportado era constituído por folhas nos meses de fevereiro e março de 2011 em todos os tratamentos (Figura 81). Entre os meses de abril a junho, em todos os tratamentos, observaram-se aporte da fração flor, sendo constatado que o maior valor de deposição dessa fração ocorreu no mês de junho (em média, 70,32 % do total de material decíduo aportado) (Figura 81). De julho a setembro observaram-se aporte da fração frutos, sendo que as maiores produções de frutos ocorreram nos meses de agosto (em média 51 % do material total aportado) e setembro (em média 60 % do material total aportado) (Figura 81). A partir do mês de novembro, o aporte de serapilheira voltou a ser representado basicamente por folhas (Figura 81). Este comportamento está de acordo com Lorenzi (2002). Segundo este autor, a floração desta espécie ocorre de janeiro a abril e a maturação dos frutos a partir de setembro, prolongando-se até outubro. Leitão Filho et al. (1993) citando vários autores, destacam o papel das espécies pioneiras na produção de serapilheira por terem rápido crescimento e ciclo de vida curto, investindo principalmente na produção de biomassa em curto espaço de tempo, sendo precoce nas fenofases reprodutivas com grandes produções de flores e frutos.

Tabela 19 - Correlação do coeficiente de Pearson entre aporte de serapilheira e dados climáticos de precipitação (Ppt) e temperatura (Temp) nos tratamentos D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹); D₁₅ – 15 Mg ha⁻¹ e D₂₀ – 20 Mg ha⁻¹ do composto, nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*.

Tratamento	<i>Mabea fistulifera</i>		<i>Eucalyptus urograndis</i>	
	Ppt	Temp	Ppt	Temp
D _{AM}	-0,66 ^{ns}	-0,30 ^{ns}	0,19 ^{ns}	0,43 ^{ns}
D ₀	-0,25 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,43 ^{ns}
D ₁₀	-0,60 ^{ns}	-0,29 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,38 ^{ns}
D ₁₅	-0,43 ^{ns}	-0,18 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,47 ^{ns}
D ₂₀	-0,46 ^{ns}	-0,15 ^{ns}	0,36 ^{ns}	0,59 ^{ns}

ns: Correlação não significativa pelo coeficiente de Pearson.

Fonte: Produção do próprio autor.

No plantio de eucalipto, em fevereiro de 2011, em média foram aportados 0,05 Mg ha⁻¹ de serapilheira. Neste mês os valores de aporte variaram de 0,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no tratamento D₀ à 0,09 Mg ha⁻¹ no tratamento D₂₀ (Figura 80). Em janeiro de 2012, o valor médio de aporte de serapilheira foi de 0,13 Mg ha⁻¹ com valores de aporte de serapilheira variado de 0,05 a 0,27 Mg ha⁻¹ nos tratamentos D₀ e D_{AM}, respectivamente (Figura 80). Em média, houve um aumento de 165 % do quantitativo de material aportado em janeiro de 2012, quando comparado com os aportes de fevereiro de 2011.

Durante o período de estudo, os maiores valores de serapilheira aportados ocorreram nos meses de abril e dezembro (Figura 80). De forma geral os tratamentos D_{AM} e D₁₀ tenderam a apresentar maiores valores de aporte em comparação aos demais tratamentos. Não foram observadas correlações significativas entre a quantidade de material aportado e as variáveis climáticas analisadas (Tabela 19). Ferreira et al. (2001) estudando a deposição de material orgânico e nutrientes em plantios de *Eucalyptus grandis* em diferentes regimes de adubação, verificaram maiores deposições de serapilheira a partir do terceiro ano de plantio, porém, no estudo não foi possível estabelecer um padrão de aporte em função das diferentes épocas do ano. De acordo com estes mesmos autores, a quantidade de serapilheira depositada é diretamente proporcional ao estado nutricional do plantio.

Poggiani et al. (1984), estudando a ciclagem de nutrientes em florestas para fins

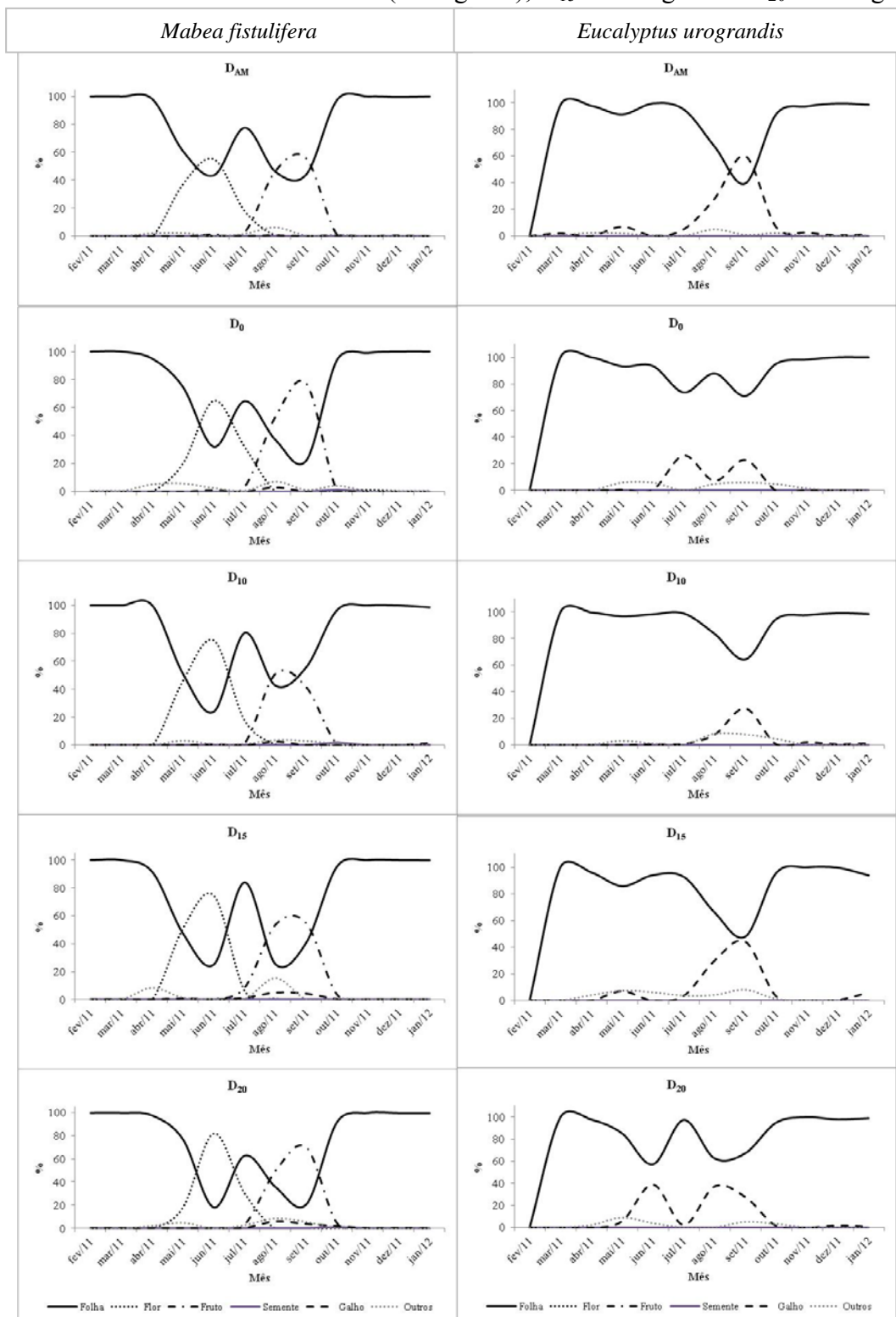
energéticos observaram que a maior produção de folhas em plantios de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus saligna*, com três anos de idade e adubados com fertilizante mineral, ocorreu nos meses mais quentes e chuvosos (de novembro a abril). Guedes (2005) explica que diferente das florestas subtropicais nativas do Brasil, a deposição de folhas pelos eucaliptos não estaria ligada à redução de água no solo (período de inverno seco) e à necessidade de diminuir a perda de água pela transpiração, mas sim devido à maior translocação de compostos orgânicos e nutrientes de tecidos mais velhos para os tecidos mais novos, que ocorre com maior intensidade no período de primavera-verão.

Quando foi analisado o aporte das diferentes frações de serapilheira no plantio de eucalipto ao longo do estudo, observou-se heterogeneidade entre os diferentes tratamentos estudados, constatando-se a existência de dois grupos distintos (D_{AM} , D_{10} e D_{15}) e (D_0 , D_{20}) no aporte do material fracionado (Figura 81). No primeiro grupo (D_{AM} , D_{10} , D_{15}) foi observado um considerável aumento na queda de galhos no mês de setembro. Já no segundo grupo (D_0 , D_{20}), foi observado um aumento considerável de queda de galhos nos meses de julho e setembro no tratamento D_0 e nos meses de junho e agosto, no tratamento D_{20} . Neste plantio, não foram constatados a produção de flores e frutos (Figura 81).

No grupo D_{AM} , D_{10} e D_{15} até o mês de julho, a fração folha era representada em média por 99, 94 e 96 %, respectivamente. Já nos meses de agosto a outubro houve uma predominância de aporte de galhos, com maiores valores de deposição no mês de setembro, correspondendo à 60 % do total aportado no tratamento D_{AM} , 28 % no tratamento D_{10} e 44 % no tratamento D_{15} (Figura 81). A partir do mês de novembro, verificou-se que a fração folha voltou a representar praticamente a totalidade de todo material decíduo aportado (Figura 81).

No grupo D_0 e D_{20} da mesma forma que observado para os tratamentos (D_{AM} , D_{10} , D_{15}), houve predominância da fração folhas ao longo do estudo (Figura 81). Porém, no tratamento D_0 houve maior aporte da fração galhos nos meses de julho (26 %) e setembro (23%) e no tratamento D_{20} nos meses de junho (39 %), agosto e setembro (37 e 27 %, respectivamente) (Figura 81). Levando em consideração que os vegetais encontram-se sob uma mesma condição climática, uma possível explicação para aportes diferenciados de frações entre os tratamentos poderia estar relacionado com o estágio de desenvolvimento das plantas e aos aspectos nutricionais das mesmas. Conforme discutido anteriormente, os vegetais presentes nas áreas D_0 e D_{20} tenderam a apresentar menor desenvolvimento quando comparados aos vegetais presentes nos tratamentos D_{AM} , D_{10} e D_{15} (Figuras 73, 74 e 75).

Figura 81 - Valores mensais do aporte das frações folha, flor, galho e outros em porcentagem dos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, onde: D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹); D₁₅ – 15 Mg ha⁻¹ e D₂₀ – 20 Mg ha⁻¹



Fonte: Produção do próprio autor.

3.4.3 Aporte de Nutrientes pelas Plantas

Ao longo do estudo no plantio de *Mabea fistulifera* os valores de aporte de nutrientes variaram de 9,25 a 20,30, 0,69 a 1,40 e 5,35 a 14,69 kg ha⁻¹ ano⁻¹ respectivamente¹ para N, P e K (Tabela 20). O conteúdo de nitrogênio aportado foi significativamente maior no tratamento D_{AM}, diferindo do tratamento D₁₀, sendo este distinto dos tratamentos D₀, D₁₅ e D₂₀ (Tabela 20). Foi verificada correlação quadrática entre o conteúdo desse nutriente aportado e as diferentes doses de composto com valor de máximo de aporte quando foram adicionados 7,79 Mg ha⁻¹ do composto (Figura 82).

Tabela 20 - Conteúdos totais de aporte de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) pelas espécies florestais nos tratamentos: D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹); D₁₅ – 15 Mg ha⁻¹ e D₂₀ – 20 Mg ha⁻¹ do composto.

Tratamento	<i>Mabea fistulifera</i>			<i>Eucalyptus urograndis</i>		
	N	P	K	N	P	K
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹					
D _{AM}	20,30 Ba	1,40 Aa	14,69 Aa	17,09 Aa	1,40 Aa	16,60 Aa
D ₀	10,55 Ac	0,69 Ab	6,80 Ab	10,21 Ab	0,62 Ab	6,01 Ac
D ₁₀	12,96 Ab	0,86 Bb	7,08 Bb	15,13 Aa	1,58 Aa	13,50 Aa
D ₁₅	9,57 Bc	0,78 Ab	5,57 Bb	12,65 Ab	0,81 Ab	9,06 Ab
D ₂₀	9,25 Bc	1,28 Aa	5,35 Bb	14,82 Aa	1,04 Ab	9,95 Ab
CV ¹ (%)	5,99	17,43	14,22	5,99	17,43	14,22
CV ² (%)	7,95	16,36	10,43	7,95	16,36	10,43

Médias seguidas de mesma letra, na linha (maiúscula – entre espécies e mesma variável analisada, no mesmo ano) e na coluna (minúscula entre tratamentos por camada, no mesmo ano), não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. CV¹: Coeficiente de variação entre tratamentos; CV²: Coeficiente de variação entre espécies. Os dados originais foram transformados em \sqrt{x} .
Fonte: Produção do próprio autor.

Neste mesmo plantio, os maiores conteúdos de P foram verificados nos tratamentos D_{AM} e D₂₀ (respectivamente 1,40 e 1,28 kg ha⁻¹ ano⁻¹) diferindo significativamente dos tratamentos D₀, D₁₀ e D₁₅ (respectivamente 0,69, 0,86 e 0,78 kg ha⁻¹ ano⁻¹) (Tabela 20). Para este nutriente, verificou se resposta linear positiva no conteúdo de nutriente aportado ao solo

em relação às diferentes doses de composto orgânico adicionados ao solo (Figura 82).

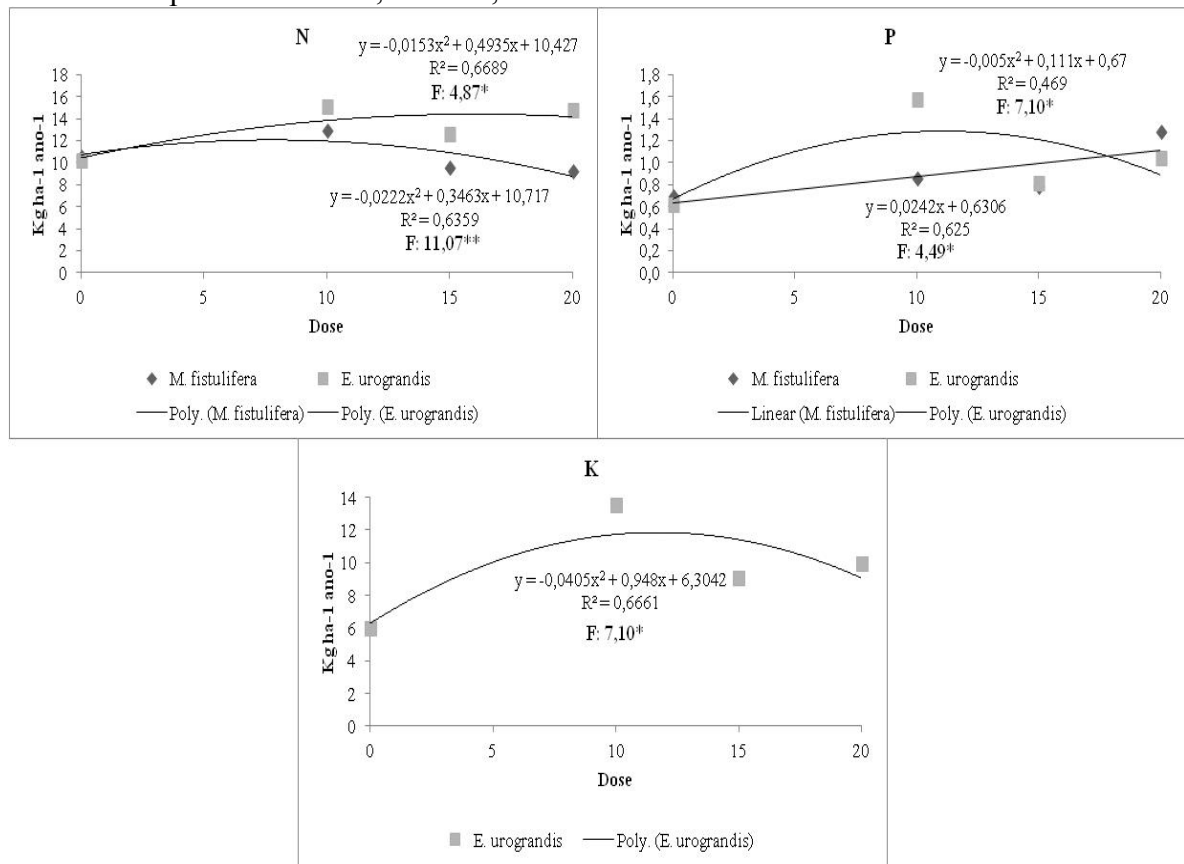
O maior conteúdo de potássio aportado foi verificado no tratamento D_{AM} ($14,69 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), diferindo-se significativamente dos tratamentos D_0 , D_{10} , D_{15} e D_{20} , estes últimos não apresentaram diferenças significativas entre si (Tabela 20). Não se verificaram correlações significativas entre o conteúdo de potássio aportado e as diferentes doses de composto orgânico utilizadas (Figura 82).

Na área de plantio de *Eucalyptus urograndis*, os valores totais de aporte de N variaram de $10,21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no tratamento D_0 à $17,09 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no tratamento D_{AM} (Tabela 20). Verificou-se que os conteúdos de N aportados nos tratamentos D_{AM} , D_{10} e D_{20} foram significativamente superiores aos tratamentos D_0 e D_{15} (Tabela 20). Quando foram relacionados os valores de aporte com diferentes doses de composto adicionado, observou-se comportamento quadrático com máximo conteúdo de nitrogênio aportado quando se adiciona $16,12 \text{ Mg ha}^{-1}$ de composto orgânico (Figura 82). Silva (2006) estudou a ciclagem de nutrientes e a fertilidade do solo em plantios de *Eucalyptus grandis*, após a adubação de 10 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto úmido e seco. O autor verificou que os tratamentos adubados com lodo ou fertilizante mineral devolveram ao solo, aos 3 anos de idade, aproximadamente $49 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N.

Os conteúdos de P aportados variaram de $0,62$ à $1,58 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nos respectivos tratamentos D_0 e D_{10} (Tabela 20). O aporte de P foi significativamente maior nos tratamentos D_{AM} e D_{10} quando comparado aos tratamentos D_0 , D_{15} e D_{20} (Tabela 20). Verificou-se que o aporte de P apresentou comportamento quadrático, com máximo conteúdo de P aportado quando são adicionados $11,10 \text{ Mg ha}^{-1}$ de composto orgânico (Figura 82).

Em relação aos conteúdos de potássio aportados ao longo do estudo, verificou-se que os valores variaram de $6,01 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no tratamento D_0 à $16,60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no tratamento D_{AM} (Tabela 20). O maior conteúdo de potássio aportado foi observado nos tratamentos D_{AM} e D_{10} , diferindo-se significativamente dos tratamentos D_{15} e D_{20} , que diferiram do D_0 (Tabela 20). Da mesma forma que constatado para os demais nutrientes, o conteúdo de potássio aportado apresentou comportamento em relação às diferentes doses de composto adicionadas, sendo encontrado valor de máximo quando são adicionados $11,70 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 82).

Figura 82 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de conteúdos totais de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) pelas espécies florestais, Selvíria, MS.



*, **: significativos, respectivamente, a 5 % ($P < 0,05$) e 1 % ($P < 0,01$), pelo teste F. Os dados originais foram transformados em \sqrt{x} .

Fonte: Produção do próprio autor.

Quando as duas espécies foram comparadas entre-si, verificou-se que, de forma geral, os aportes de N, P e K foram menores no plantio de *Mabea fistulifera* em comparação ao plantio de *Eucalyptus urograndis*, sendo constatado diferenças significativas entre as espécies em alguns tratamentos (Tabela 20). Em ambos os plantios a devolução anual de nutrientes ao solo seguiu a ordem $N > K > P$. Este comportamento corrobora com os resultados obtidos por Zaia e Gama-Rodrigues (2004). Os autores também verificaram que a ordem de transferência era $N > K > P$ nas três espécies de eucalipto estudadas. Os valores de devolução de nutrientes observados no tratamento D_{AM} estão próximos aos verificados por Zaia e Rodrigues (2004). Os autores constataram que os valores de aporte anual médio de nutrientes nos plantios de eucalipto foram de 27,47, 1,02 e 11,93 $kg^{-1} ha^{-1} ano^{-1}$ para os respectivos nutrientes N, P e K,.

Quando são avaliados o aporte de nutrientes mensalmente, observa-se que as duas

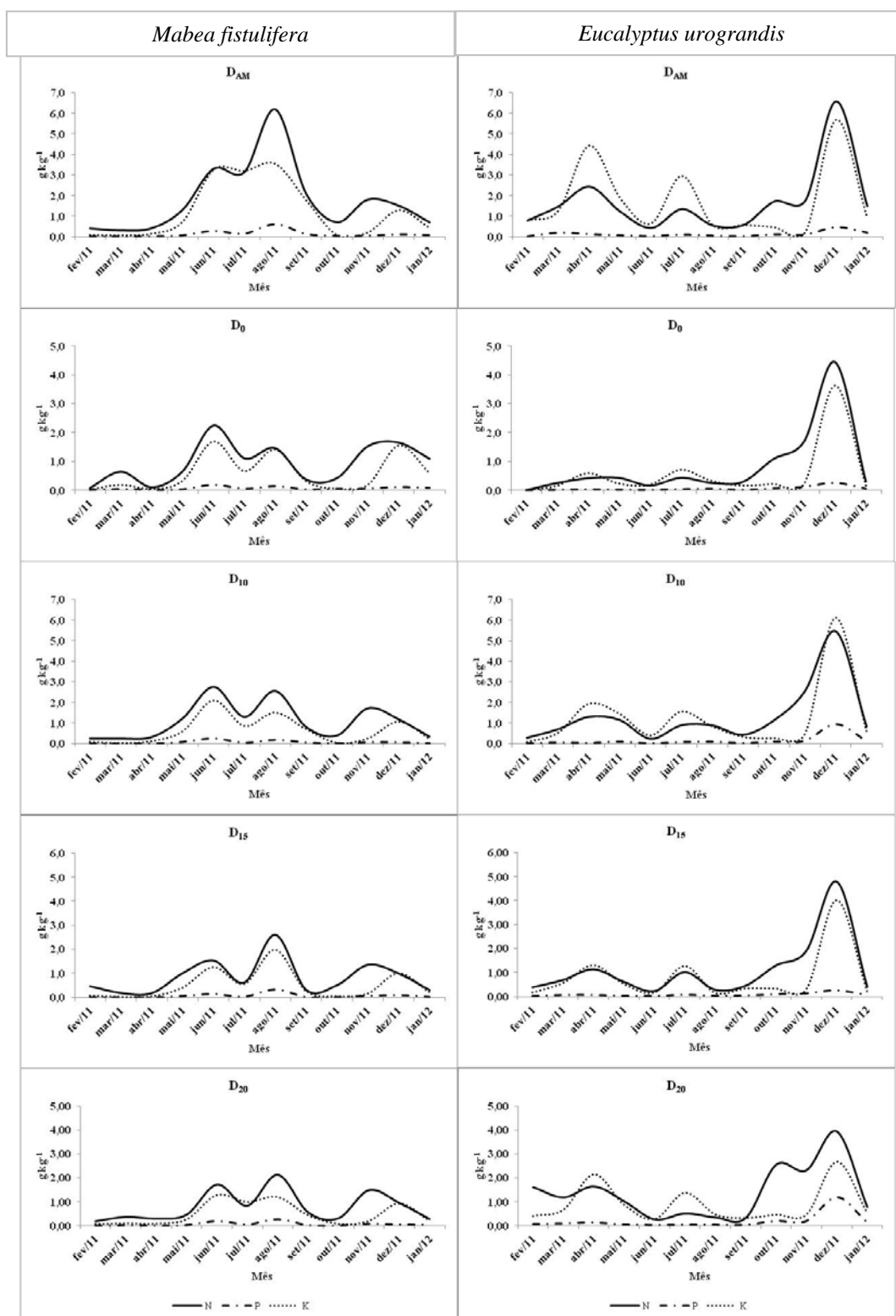
espécies apresentam padrões distintos entre si na dinâmica de devolução de nutrientes ao solo (Figura 26). Verifica-se que no plantio de *Mabea fistulifera* a ordem de conteúdo de nutrientes aportado é $N > K > P$, já no plantio de *Eucalyptus urograndis* observou-se até setembro a seguinte sequência: $K > N > P$ e de outubro a janeiro de 2012 $N > K > P$ (Figura 83). Além de diferenças na ordem dos nutrientes aportados, observou-se também que as curvas representativas de aporte de nutrientes apresentaram-se distintas quando são confrontadas as duas espécies (Figura 83).

Quando são analisados os aportes de nutrientes nos diferentes tratamentos em cada plantio, verificou-se que na área de *Mabea fistulifera*, o tratamento D_{AM} apresentou um comportamento distinto aos tratamentos (D_0 , D_{10} , D_{15} e D_{20}) no tocante ao aporte nos diferentes tratamentos ao longo do período estudado (Figura 83). Os tratamentos D_0 , D_{10} , D_{15} e D_{20} , apresentaram comportamentos semelhantes entre si para o aporte de nutrientes ao longo dos meses de estudo (Figura 83).

No tratamento com adubação mineral do plantio de canudo-de-pito, os valores de aporte de nutrientes variaram de 0,32 a 2,11, de 0,01 a 0,28 e de 0,07 a 3,27 $\text{kg ha}^{-1} \text{mês}^{-1}$ para os conteúdos de N, P e K, respectivamente (Figura 83). Neste tratamento a sequência observada de aporte foi $N > K > P$, sendo os maiores aportes de nutrientes verificados nos meses de julho a setembro de 2011. Nos demais tratamentos (D_0 , D_{10} , D_{15} e D_{20}) os conteúdos de nutrientes aportados tenderam a apresentar redução contínua, sendo observado aumento na devolução de nutrientes a partir do mês de março de 2011 (Figura 83). Nestes tratamentos observou-se a mesma ordem, com maiores valores de N, seguidos de K e P (Figura 83).

No plantio de eucalipto, verifica-se que de forma geral houve a mesma tendência de aporte de serapilheira nos diferentes tratamentos estudados (Figura 83). Conforme discutido anteriormente, a devolução de nutrientes nesse plantio apresentou dois padrões: $K > N > P$ até setembro de 2011 e a partir desse mês, $N > K > P$ (Figura 83). De acordo com Mills e Jones Junior (1996), a elevada mobilidade do potássio dentro da planta, atribuída à sua presença na forma iônica e à alta permeabilidade das membranas celulares a este elemento, faz com que o K seja facilmente distribuído nos diferentes compartimentos das árvores (folhas, galhos, casca, etc).

Figura 83 - Conteúdos mensais de aporte nitrogênio, fósforo e potássio dos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, onde: D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral de acordo com a necessidade da cultura; D₁₀ – adubação com composto de acordo com a necessidade da cultura (10 Mg ha⁻¹); D₁₅ – 15 Mg ha⁻¹ e D₂₀ – 20 Mg ha⁻¹.



Fonte: Produção do próprio autor.

Com o desenvolvimento das árvores, principalmente quando cultivadas em solos de baixa fertilidade, a importância da ciclagem de nutrientes e mais especificamente da ciclagem bioquímica do K tende a se tornar mais efetiva do que a própria absorção deste elemento do solo (PRITCHETT, 1979). Estudando a ciclagem de nutrientes e metais pesados em plantios de *Eucalyptus grandis* adubados com lodo de esgoto, Ferraz (2009) também observou redução da concentração de K à medida que os vegetais se desenvolviam. O autor explica que a menor concentração de K nas folhas ocorre devido à diluição deste elemento na biomassa das árvores.

Verificou-se que nos diferentes tratamentos, a tendência a maiores valores de devolução de K foram registradas nos meses de abril de junho, sendo que as curvas se destacaram em relação aos demais nutrientes nos tratamentos D_{AM}, D₁₀ e D₂₀ (Figura 83). Já a devolução de N teve seu maior valor de deposição no mês de dezembro de 2011, nos diferentes tratamentos estudados (Figura 83).

Em relação à devolução de P, verificou-se que na média dos 5 tratamentos estudados foram aportados 0,69 e 1,02 kg ha⁻¹ mês⁻¹, nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus grandis*, respectivamente (Figura 83). De forma geral a devolução desse nutriente ao solo foi estável ao longo do ano e similar nas duas espécies, nos diferentes tratamentos estudados (Figura 83).

De acordo com Zaia e Gama-Rodrigues (2004) o P é um nutriente praticamente imóvel no solo e muito móvel no interior das plantas. Desse modo, a elevada intensidade de ciclagem bioquímica de P correspondeu a uma baixa intensidade de ciclagem biogeoquímica. Piatek et al. (2009) complementam que a menor devolução do nutriente P indica alta eficiência das plantas na utilização desse elemento, que pode ser facilitada pela sua alta mobilidade (SCHUMACHER et al. 2004).

De forma geral, quando são avaliados o desenvolvimento das espécies, bem como os aportes de serapilheira e nutrientes ao longo do período estudado, observa-se que o tratamento D₁₀ seria o mais promissor em ambas as espécies quando se compara ao tratamento D_{AM}. Apesar de serem observados respostas mais lentas no tratamento D₁₀, observa-se que as respostas apresentam características semelhantes. Conforme discutido ao longo do trabalho, as respostas mais lentas provavelmente estão relacionadas às formas de aplicação diferenciadas e à necessidade de decomposição do composto orgânico pela biomassa

microbiana do solo para que os nutrientes estejam disponíveis às plantas.

Um outro ponto que deve ser destacado é que estas espécies apresentam comportamentos de aporte de serapilheira e nutrientes distintos e que parecem ser complementares. Estes comportamentos sugerem que o plantio consorciado entre estas duas espécies proporcionariam um efeito mais promissor na manutenção de um aporte constante de serapilheira e nutrientes ao longo do ano.

3.5 Conclusões

A espécie *Mabea fistulifera* está melhor adaptada a se desenvolver em solos com degradação física e química, quando comparada ao *Eucalyptus urograndis*.

Ao longo do período de estudo o aporte de serapilheira aumenta significativamente e as diferentes espécies e tratamentos influenciam de forma significativa no padrão e na quantidade de serapilheira e nutrientes aportados ao solo.

O plantio de *Mabea fistulifera* aporta um volume menor de nutrientes que o plantio de *Eucalyptus urograndis*.

Dentre as áreas que receberam o composto orgânico, a que recebeu 10 Mg ha de composto é a mais promissora no desenvolvimento, aporte de serapilheira e nutrientes em ambos os plantios estudados.

Conclusions

The tree species *Mabea fistulifera* was better adapted for growing in soils subjected to physical and chemical degradation when compared to its *Eucalyptus urograndis* counterpart.

Along the studied period litter falling to the soil significantly increased when compared with the control plot. Moreover, the two tree species and the compost treatments showed a positive effect in the litter and nutrient contribution.

Mabea fistulifera plantation provided a smaller amount of nutrients to the soil than *Eucalyptus urograndis* plantation.

Treatment with 10 Mg ha⁻¹ compost addition was most promising and showed the highest performance to plant growth, and most contributed also to litter and nutrient additions to the soil, and this in the two plantations studied.

Referências

- ALMEIRA, R. O. P. O. **Revegetação de áreas mineradas: Estudo dos procedimentos aplicados em minerações de areia.** 2002. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia)- Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- ARRUDA, O. G. **Uso de resíduo extraído da extração de celulose e o impacto em solo de cerrado cultivado com eucalipto e espécie arbórea nativa.** 2012. 101 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Sistemas de Produção)- Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2012.
- BENNIE, A. T. P. Growth and mechanical impedance. In: WAISEL, Y.; ESHEL, A.; KAFKAFI, U., (Ed.). **Plant roots.** 2. ed. New York: Marcel Dekker, 1996. p. 453-470.
- BRAY, R. J.; GORHAM, E. Litter productions in forest of the world. **Advances in Ecological Research**, London, v. 2, n.1, p. 101-157, 1964.
- CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAAT, S. S.; MORAES, E.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n.1, p. 53-68, 2008.
- CAMPOS, M. L.; MARCHI, G.; LIMA, D. M.; SILVA, C. A. Ciclagem de nutrientes em florestas e pastagens. **Boletim Agropecuário**, Lavras, n.65, p. 1-61, 1999.
- CARPANEZZI, A. A. **Banco de sementes e deposição de folheto e seus nutrientes em povoamentos de Bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth) na região metropolitana de Curitiba-PR.** 1997. 100f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)- Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997.
- CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, E. F. L. P. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerrado da Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Feira de Santana, v. 20, n.1, p. 49-59, 2006.
- COELHO, J. M. S. **Serrapilheira aplicada como biomonitor na avaliação do bosque urbano do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, SP.** 2011. 97 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear)- Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- COLE, D. W.; RAPP, M. Elemental cycling in forest ecosystems. In: REICHLER, D. E. (Ed.). **Dynamic properties of forest ecosystems.** Cambridge: University Press, 1980. p. 341-409.
- DELITTI, W. B. C. **Aspectos comparativos da ciclagem de nutrientes minerais na mata ciliar, no campo cerrado e na floresta implantada de *Pinus elliotti* Engelm var. *elliotti* (Mogi- Guaçu, SP).** 1984. 132 f. Tese (Doutorado em Biociências)- Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1984.

DELITTI, W. B. C. Estudo de ciclagem de nutrientes: instrumentos para análise funcional de ecossistemas terrestres In: Esteves, F. A. (Ed). **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 469-486. 1995.

DENARDIN, J. E. Manejo adequado do solo para áreas motomecanizadas. In: SIMPÓSIO DE MANEJO DE SOLO E PLANTIO DIRETO DO SUL DO BRASIL, 1.; SIMPÓSIO DE CONSERVAÇÃO DE SOLOS DO PLANALTO, 3. , 1984, Passo Fundo. **Anais...** Passo Fundo: PIUCS-UPF, 1984. p. 107-123.

DIAS, H. C. T.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Variação temporal e espacial da produção de serrapilheira em uma área de floresta estacional semidecídua montana em Larvas-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 21, n. 1, p. 11 – 26, 1997.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, New York, v. 57, n. 1, p. 1 – 32, 1991.

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

FERREIRA, C. A.; SILVA, H. D.; ANDRADE, C. A.; BELLOTE, A. F. J.; MORO, L. Deposição de material orgânico e nutrientes em plantios de *Eucalyptus grandis* em diferentes regimes de adubação. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 43, p.75-86, 2001

FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. **Revista Symposium**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 36-41, 2008.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila mista localizada no Sul do estado do Paraná. **Ciência florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 11-18, 2003.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F.; SILVA, E. M.; FARIA, S. M. **Revegetação de solos degradados**. Seropédica: Embrapa – CNPAB, 1992, 9 p. (Comunicado Técnico, 9).

GONÇALVES, J. L. M.; NOGUEIRA JUNIOR, L. R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D. ; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 111 – 164

GUEDES, M. C. **Ciclagem de nutrientes após aplicação de lodo de esgoto (biossólido) sobre latossolo cultivado com *Eucalyptus grandis***. 2005. 154 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais)- Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

HEANEY, A.; PROCTOR, J. Chemical elements in litter in forests on Volcán Barva, Costa Rica. In: PROCTOR, J. (Ed.). **Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems**. London: British Ecological Society, 1989. p. 255 – 272.

INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX- IPNI. Principais pragas na cultura do *Eucalyptus*. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 93, março, 2001.

KLUMPP, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (Ed.). **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC/COMPED/INEP, 2001. p. 77-94.

LEITÃO-FILHO, H. F.; PAGANO, S. N.; CESAR, O.; TIMONI, J. L.; RUEDA, J. J. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)**. São Paulo: EDUNESP/ EDUNICAMP, 1993. 184 p.

LOPES, M. I. S.; DOMINGOS, M.; STRUFFALDI-DE-VUONO, Y.; Ciclagem de nutrientes minerais. In: SYSLVESTRE, L. S.; ROSA, M. M. T. **Manual metodológico para estudos botânicos na mata atlântica**. Seropédica: EDUR- UFRRJ, 2002. p. 72-102.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. v. 1, 367 p.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serrapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 3, p. 405- 412, 1999.

MARTIUS, C.; HOFER, H.; GARCIA, M. V. B., ROMBKE, J.; HANAGARTH, W. Litterfall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Netherlands, v. 68, n. 2, p. 137-154, 2004.

MENEZES, C. E. G.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; ANJOS, L. H. C.; PAULA, R. R.; SOUZA, M. E. Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 439-452, 2010.

MILLS, H. A.; JONES JUNIOR, J. B. **Plant analysis handbook II: a practical sampling, preparation, analysis, and interpretation guide**. Athenas: Micro-Macro Pub, 1996. 321 p.

MOLOFSKY, J.; AUGSPURGER, C. K. The effect of litter on early seedling establishment in a tropical forest. **Ecology**, Washington, v. 73, n.1, p. 68-77, 1992.

MONTAGNINI, F.; FERNANDEZ, R.; HAMILTON, H. Relaciones entre especies nativas y la fertilidad de los suelos. Parte 1: Contenido de elementos en la biomasa. **Yvyrareta**, Eldorado, v. 6, n. 6, p. 5-12, 1995.

MOURA, A. L.; GARCIA, C. H. **A cultura do eucalipto no Brasil**. São Paulo: SBS, 2000. 112 p.

OLIVEIRA FILHO, R. R. **Produção e decomposição de serapilheira no Parque Nacional da Tijuca, RJ**. 1987. 107 f. Dissertação (Mestrado em Geografia)- Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1987.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, Washington, v. 44, n. 2, p. 322 - 330, 1963.

PARROTTA, J. A. Influence of over story composition on under story colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. **Journal of Vegetation Science**, Sweden, v. 6, n. 5, p. 627- 636, 1995.

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n.1-2, p. 1-7, 1997.

PIATEK, K. B.; MUNASINGHE, P.; PETERJOHN, W. T.; ADAMS, M. B.; CUMMING, J. R. Oak contribution to litter nutrient dynamics in an Appalachian forest receiving elevated nitrogen and dolomite. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v.39, n. 5, p. 936-944, 2009.

PIMENTA, J. A.; ROSSI, L. B.; TOREZAN, J. M. D.; CAVALHEIRO, A. L.; BIANCHINI, E. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de um reflorestamento de uma floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, Feira de Santana, v. 25, n.1, p. 53-57, 2011.

POGGIANI, F.; ZEN, S.; MENDES, F. S.; SPINA-FRANCA, F. Ciclagem e exportação de nutrientes em florestas para fins energéticos. **IPEF**, Piracicaba, n. 27, p. 17-30, ago., 1984

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M. V. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 287-308.

PORTES, M. C. G. O.; KOEHLER, A.; GALVÃO, F. Variação sazonal de deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa Alto montana no morro do Anhangava- PR. **Floresta**, Curitiba, v. 26, n.1-2, p. 3-10, 1996.

PRITCHETT, W. L. **Properties and management of forest soils**. New York: John Wiley, 1979. 500 p.

RAIJ, B. van . **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Ceres, 1991. 343 p.

ROTH, C. H.; CASTRO FILHO, C.; MEDEIROS, G. B. Análise de fatores físicos e químicos relacionados com a agregação de um Latossolo Roxo distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.15, n. 3, p. 241-248, 1991.

SCHLESINGER, W. T. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. San Diego: Academic, 1997. 588 p.

SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; HERNANDES, J. I.; KONIG, F. G. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n.1, p. 29-37, 2004.

SILVA, P. H. M. **Produção de madeira, ciclagem de nutrientes e fertilidade do solo em plantios de *Eucalyptus grandis*, após aplicação de lodo de esgoto**. 2006. 117 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo- USP, Piracicaba, 2006.

- SILVA, K. A. **Banco de sementes (lenhosas e herbáceas) e dinâmica de quatro populações herbáceas em uma área de caatinga em Pernambuco.** 2009.132 f. Tese (Doutorado em Botânica) –Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.
- SILVA, R. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M.; GUIMARÃES, M. F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em latossolo da região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 697-704, 2006.
- SONGWE, N. C.; FASEHUN, F. E.; OKALI, D. U. U. Litterfall and productivity in a tropical rain forest, Southern Baakundu Forest Reserve, Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 4, n.1, p.25-37, 1988.
- SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serrapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. **Cerne**, Lavras, v. 7, n. 1, p. 101-113, 2001.
- STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition reactions.** New York: John Wiley e Sons., 1982. 443 p.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A; BOHNEN, H ; VOLKWEISS, S . J. **Análise de solo, plantas e outros materiais.** 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174 p.
- VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. A eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 27, n.1-2, p.101-114, 2000.
- VALENTE, F. D. W.; NEVES, L. G.; TIENNE, L.; MARQUES, O.; CORTINES, E.; VALCARCEL, R. Produção e decomposição de serrapilheira em medidas biológicas de reabilitação de áreas de empréstimo na Mata Atlântica. **Revista Universidade Rural. Série Ciências da Vida**, Seropédica, v. 25, n.1, p. 18-25, 2005.
- VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; POGGIANI, F.; CAMARGO, F. R. A. Biogeoquímica de uma microbacia após o corte raso de uma plantação de eucalipto de 7 anos de idade. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 17-28, 1999.
- VITOUSEK, P. M.; SANFORD JUNIOR., R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, n.1, p. 137-167, 1986.
- VOGT, K. A.; GRIER, C.; VOGT, D. J. Production, turnover, and nutrient dynamics of above and below ground detritus of world forests. **Advances in Ecological Research**, London, v. 15, n.1, p. 303-377, 1986.
- WERNECK, M. S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L. F. Produção de serrapilheira em três trechos de uma floresta semidecidual com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica de Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 2, p. 195-198, maio/ago. 2001.

ZAIA, F. C.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Ciclagem e balanço de nutrientes em povoamentos de eucalipto na região norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 843-852, 2004.

CAPÍTULO 4 FAUNA EPÍGEA DO SOLO

Resumo

O sistema solo-serapilheira é o habitat natural para grande variedade de organismos, microrganismos e animais invertebrados, com diferenças no tamanho e no metabolismo, que são responsáveis por inúmeras funções. Neste capítulo desenvolveu-se um estudo com o objetivo de avaliar a fauna epígea do solo após os plantios de *Eucalyptus urograndis* e *Mabea fistulifera* Mart. e a aplicação de um composto orgânico advindo da compostagem de resíduos da produção de celulose, em um solo degradado. O acompanhamento da fauna epígea foi realizado trimestralmente a partir de maio de 2010 até o mês de fevereiro de 2012. Na região central de cada tratamento foram instaladas 2 armadilhas do tipo *pitt fall*, utilizadas para a avaliação da atividade da fauna epígea. Foram calculados os índices de diversidade de Shannon, índice de equabilidade de Pielou e Riqueza de grupos. Os resultados foram analisados efetuando-se análise de variância, homogeneidade da variância e teste de Skott-Knott. Utilizou-se o nível de significância de 5 %. Houve aumento significativo na atividade da fauna epígea e na riqueza de grupos ao longo do período de estudo. Concluiu-se que a capacidade de suporte do meio tem aumentado à medida em que as espécies se desenvolvem e tem contribuído positivamente para o desenvolvimento da fauna epígea do solo em recuperação.

Palavras chave: Macroorganismos, Animais invertebrados, Biologia do solo, Matéria orgânica.

CHAPTER 4 SOIL EPIGEAL FAUNA

Abstract

The soil-litter system is the natural habitat for a large variety of organisms, microorganisms and invertebrates, with differences in size and metabolism, which are responsible for numerous functions. In this work we developed a study aiming to evaluate the epigeal fauna of the soil after planting *Eucalyptus urograndis* and *Mabea fistulifera* Mart. and the application of an organic compound arising from the composting of waste pulp production in a degraded soil. Monitoring the epigeal fauna was conducted quarterly from May 2010 until the month of February 2012. In the central region of each treatment were installed 2 *pitt fall* traps, used to evaluate the activity of epigeal fauna. We calculated Shannon diversity index, Pielou Evenness and richness groups, The results were analyzed by performing up analysis of variance, and homogeneity of variance test Skott-Knott. We used a significance level of 5%. A significant increase in the activity of the epigeal fauna wealth and groups throughout the study period. It was concluded that the carrying capacity of the medium is increased to the extent that the species grows.

Key words: Macro organisms, Invertebrate animals, Soil biology, Organic matter

4.1 Introdução

Em um estudo de recuperação de uma área degradada, o estudo da fauna edáfica do solo tem se tornado um grande aliada como indicadora ambiental, em resposta aos manejos adotados. Ela é a principal responsável pelo processo de ciclagem de nutrientes em uma floresta e apresenta-se desde formas microscópicas (agentes decompositores) à macroscópicas (agentes responsáveis pelo transporte e fragmentação física de materiais).

Além de ser composta por um número variadíssimo de espécies, tamanhos e funções, a fauna do solo pode atuar como uma indicadora do sistema, pois é altamente influenciada pelos atributos físicos e químicos do solo e pela cobertura vegetal. Sendo altamente responsiva de forma positiva ou negativa aos diferentes manejos empregados em determinada área.

Ao serem quantificados e classificados os indivíduos do solo, podem ser obtidos indicadores quantitativos e qualitativos no qual poderão nos fornecer, por exemplo, dados referentes à diversidade, equabilidade e atividade da fauna. O primeiro tem como finalidade indicar se está havendo o recrutamento de novas espécies ao local, já a equabilidade indica a homogeneidade ou heterogeneidade da distribuição das espécies e o último pode estar indicando se está ocorrendo o aumento do número de indivíduos no local. Dessa forma, pode se ter idéia se a capacidade de suporte de uma determinada área está tendendo à aumentar, permanecer inalterada ou a diminuir.

O objetivo deste capítulo foi monitorar o efeito da aplicação de um composto orgânico advindo da compostagem de resíduos da produção de celulose junto ao plantio de espécies arbóreas no comportamento da fauna epígea do solo.

4.2 Revisão da Literatura

O sistema solo-serapilheira é o habitat natural para grande variedade de organismos, microrganismos e animais invertebrados, com diferenças no tamanho e no metabolismo, que são responsáveis por inúmeras funções. A diversidade da fauna edáfica está relacionada com a grande variedade de recursos e microhabitats que o sistema solo-serapilheira oferece, uma mistura de fases aquáticas e aéreas altamente compartimentalizadas, gerando um mosaico de condições microclimáticas e favorecendo, portanto, grande número de grupos funcionais associados (LAVELLE et al., 1992; LAVELLE, 1996).

Essa variedade de indivíduos e associações refletem nas características de um solo, bem como sua qualidade, que são determinadas em grande parte pelos organismos nele presentes, sendo essa interferência clara em processos tais como na decomposição, ou menos óbvia como no caso da textura e estrutura do solo ou capacidade de retenção de água (CORREIA; OLIVEIRA, 2000). A fauna do solo atua juntamente com fungos e bactérias na decomposição da matéria orgânica, participando diretamente da retenção e reciclagem de nutrientes nos ambientes florestais, sendo a decomposição dessa matéria vegetal morta lenta quando há efeitos negativos sobre a fauna do solo (TEIXEIRA et al., 1998).

O aumento do número de indivíduos de espécies da fauna do solo ocorre pela disponibilidade de melhores condições ambientais, que favorecem a reprodução dos invertebrados (SEEBER et al., 2005) e que se revelam por meio do índice de diversidade e do índice de uniformidade (BROWN et al., 2004). Por outro lado, de modo geral, os organismos do solo podem ser afetados pela sua compactação, profundidade de aração, diminuição da qualidade e quantidade de material orgânico, destruição do revestimento vegetal, dentre outros (GUERRA et al., 1982; BRADY, 1983; ALMEIDA, 1985; LOPES ASSAD, 1997). Além disso, a estrutura e a abundância da comunidade da macrofauna do solo são muito sensíveis ao tipo de cobertura vegetal (LAVELLE et al., 1992). Lavelle e Pachanasi (1989) observaram na Amazônia peruana uma mudança drástica na biomassa e na diversidade da macrofauna edáfica após a formação de pastos e de culturas anuais. Resultados similares foram obtidos em outros sítios tropicais. De acordo com Stork e Eggleton (1992) a diversidade das espécies da fauna do solo é proporcionalmente maior em floresta tropical do que em áreas agrícolas. Essa consideração também foi confirmada por Rapoport (1968), sugerindo que o microclima originado pelas florestas pode influenciar a composição e abundância da fauna.

A maior parte da fauna do solo está presente nas porções superiores do solo entre 0,00 a 0,05 m de profundidade e na camada de serapilheira (CASTRO JUNIOR, 1991). Ela é composta por inúmeros grupos taxonômicos que compõem a usualmente denominada fauna edáfica de invertebrados, e algumas classificações, como a apoiada no tamanho e mobilidade de organismos, é bastante difundida (DUCATTI, 2002). Os animais da fauna podem ser divididos em microfauna (< 0,2 mm), mesofauna (0,2 – 2,0 mm) e macrofauna (> 2,0 mm). A primeira divisão engloba animais ligeiramente móveis, como os nematóides. A mesofauna é constituída por espécies que se movimentam nos poros do solo, nas fissuras e na interface entre a liteira e o solo e, como a macrofauna, são classificados os animais de grande mobilidade e que exercem importante papel no transporte de materiais (POGGIANI et al., 1996; LOPES ASSAD, 1997).

Os macroinvertebrados do solo também podem ser agrupados em diferentes grupos funcionais, dependendo da sua atividade e efeitos no solo. Os fitófagos (herbívoros) alimentam-se da parte subterrânea da planta; os que se alimentam das raízes são principalmente larvas de coleópteras, ninfas de cigarras e algumas larvas de moscas. Os saprófagos (decompositores) incluem os organismos que se alimentam de matéria orgânica morta (plantas e animais), contribuindo para o aumento das taxas de decomposição e de mineralização e, conseqüentemente, disponibilizando nutrientes para as plantas. Muitos dos produtos gerados por esses organismos são usados como recurso alimentar por outros componentes da fauna do solo. Outra classe é dos geógrafos, importantes na abertura de canais dentro e na superfície do solo, influi em processos hidrológicos e de trocas gasosas, assim como na modificação da estrutura e taxas de formação e agregação do solo. Já os invertebrados predadores, também chamados de zoófagos, que se alimentam de organismos ativos e estão no topo da cadeia alimentar, atuam como biocontroladores (BORROR et al., 1989).

Monitorar a fauna do solo é um instrumento que permite avaliar não só a qualidade de um solo, como também o próprio funcionamento de um sistema de produção, já que esta se encontra intimamente associada aos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes, na interface solo-planta (CORREIA; OLIVEIRA, 2000). Além disso, a macrofauna do solo tem sido apontada como um bom indicador da sua qualidade, por participar ativamente nas interações que se estabelecem entre os processos químicos, físicos e biológicos deste, tendo um importante papel nos serviços ecossistêmicos mediados pelo

solo (LAVELLE et al., 2006). Por conseguinte, a quantificação da fauna do solo em termos de quantidade, diversidade ou atividade pode contribuir para a avaliação das condições de sustentabilidade de um sistema qualquer, seja ele de produção, de recuperação de uma área degradada, ou até mesmo no caso de um sistema natural (LINDEN et al., 1994).

4.3 Material e Métodos

4.3.1 Fauna do solo

A fauna do solo foi avaliada trimestralmente a partir de maio de 2010 até o mês de fevereiro de 2012. Na região central de cada tratamento foram instaladas 2 armadilhas do tipo *pitt fall*, utilizadas para a avaliação da atividade da fauna epígea (Figura 84). Na confecção dos *pitt fall* foi utilizado um pote plástico com 0,11 m de diâmetro e 0,075 m de altura. Para cobrir os potes plásticos e proteger contra a ação da chuva utilizou-se um prato plástico com 0,15 m de diâmetro, fixado ao solo com auxílio de palitos de madeira de forma a não impedir que a mesofauna fosse capturada (FERNANDES, 2005).

Figura 84 - *Pitt falls* instalados no centro de cada tratamento para a captura da fauna epígea, Selvíria, MS, 2010.



Fonte: Produção do próprio autor

Dentro de cada pote foi utilizado aproximadamente 400 mL de solução de Ácido Acetil Salicílico à 3% de concentração, para preservação da fauna no período de uso do “pitt fall”. As armadilhas foram colocadas na interface solo-serrapilheira e permaneceram durante sete dias no campo. Em laboratório a fauna coletada em cada armadilha foi transferida para um recipiente contendo álcool 70 % com a finalidade de armazenamento e preservação da mesma até o momento da triagem (Figura 85).

A fauna coletada foi identificada com auxílio de lupa e chaves taxonômicas para a quantificação do número total de indivíduos, grupos funcionais e atividade (indivíduos/armadilhas/dia). Foram calculados os índices de diversidade de Shannon (PIELOU, 1975), índice de equabilidade de Pielou (PIELOU, 1969), e Riqueza de grupos, de acordo com as equações abaixo:

$$H' = - \sum_{i=1}^n P_i \ln P_i$$

$$E = \frac{H'}{H' \text{ máx}}$$

Sendo:

H' = Índice de diversidade de Shannon

P_i = n_i / N

n_i = número de indivíduos da espécie i

N = número total de indivíduos amostrados

\ln = logaritmo neperiano

E = equabilidade

H' máx = $\ln S$

S = número de espécies amostradas

Figura 85 - Transferência da fauna epígea coletada nos *pitt falls* para o armazenamento em álcool 70 %.



Fonte: Produção do próprio autor

4.3.2 Análises estatísticas

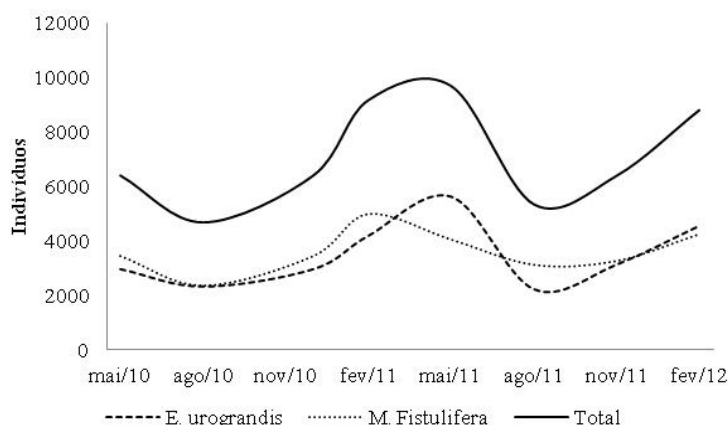
Os resultados foram analisados efetuando-se análise de variância, homogeneidade da variância e teste de Skott-Knott para as comparações das médias no nível de 5 % de probabilidade. Realizou-se análise de regressão entre as doses de composto considerando o controle como dose zero mais as doses de 10, 15 e 20 Mg ha⁻¹, no nível de 5% de probabilidade. As figuras geradas a partir dos dados de fauna do solo foram analisadas de forma empírica. O programa computacional utilizado para a realização das análises estatísticas foi o SISVAR (FERREIRA, 2008).

4.4 Resultados e Discussão

A partir dos dados coletados em campo, observa-se que 24 meses após a instalação do experimento, a soma do número de indivíduos da fauna epígea coletados em todos os tratamentos aumentou 53 % no plantio de *Eucalyptus urograndis* e 23 % no plantio de *Mabea fistulifera*, quando comparados aos dados obtidos em maio de 2010 (Figura 86).

No plantio de *Mabea fistulifera*, o maior número de indivíduos foi observado no mês de fevereiro de 2011 (Verão), com 4970 indivíduos coletados. Já no plantio de *Eucalyptus urograndis*, a maior população de fauna foi verificada no mês de maio de 2011 (Outono), com um total de 5.642 indivíduos coletados (Figura 86). Da mesma forma que foi observado diferenças no desenvolvimento, aporte de serapilheira e nutrientes das espécies (Capítulo 3), quanto se compara a curva da fauna epígea entre os dois plantios, observa-se que a dinâmica da fauna do solo ocorreu de forma diferenciada entre eles (Figura 86).

Figura 86 - Número de indivíduos da fauna epígea coletados trimestralmente nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*.



Fonte: Produção do próprio autor

Mesmo as áreas sendo uma ao lado da outra, a diferença na dinâmica da fauna indica que o tipo de vegetação é um fator que influencia fortemente na dinâmica da fauna do solo. Já o aumento do número de indivíduos é um indicativo que a presença da vegetação está atuando de forma positiva ao estabelecimento de uma maior população de fauna epígea na área de estudo. De acordo com Correia (1997), a fauna do solo, além de ser um agente de condicionamento do solo, sofre efeito e reflete características do *habitat* tanto a nível macro (clima, tipo de solo e fitofisionomia) quanto a nível micro (quantidade / qualidade da serapilheira ou matéria orgânica ou tipos de manejo), apresentando-se como um importante

indicador biológico. Seeber et al. (2005) explicam que o aumento do número de indivíduos de espécies da macrofauna do solo ocorre pela disponibilidade de melhores condições ambientais, o que favorece a reprodução dos invertebrados.

Na Tabela 21 são apresentados os valores de índice de Shannon, equabilidade de Pielou, atividade de fauna e riqueza de grupos ao longo do período de estudo nos diferentes tratamentos analisados. No plantio de *M. fistulifera*, os valores de diversidade variaram de 0,59 a 1,55, a equabilidade de 0,52 a 0,79, a atividade de 2 a 34 indivíduos dia⁻¹ e a riqueza de grupos de 3 a 10 grupos (Tabela 21).

Neste plantio, quando analisada a diversidade da fauna, constataram-se diferenças significativas entre os tratamentos nos meses de maio e agosto do ano de 2011 (Tabela 21). Em maio, nos tratamentos D₁₅ e D₂₀, encontraram-se os maiores valores de diversidade da fauna, diferindo-se significativamente dos tratamentos SI, D₀, D₁₀ e D_{AM}. Já em agosto, a maior diversidade da fauna foi observada no tratamento D₀, diferindo-se significativamente dos demais tratamentos (Tabela 21). Em agosto de 2011 observou-se que a diversidade da fauna do solo diminuía linearmente à medida em que se aumentava a dose do composto orgânico adicionado (Figura 87).

Quando se analisou a equabilidade de Pielou, constataram-se diferenças significativas entre os tratamentos somente no mês de agosto de 2011, com menores valores nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀, diferindo-se significativamente dos tratamentos SI, D₀ e D_{AM} (Tabela 21). Da mesma forma que observado para o índice de Shannon, a equabilidade dos organismos epígeos do solo diminuía linearmente à medida em que se aumentava a dose do composto orgânico adicionado no mês de agosto de 2011 (Figura 88).

Quando se avaliou a atividade da fauna, não foram observadas diferenças significativas somente entre os tratamentos no mês de novembro de 2011 (Tabela 21). A partir do mês de agosto de 2010 até o final do período estudado, de forma geral, a atividade da fauna edáfica foi significativamente superior nos tratamentos que receberam o composto orgânico como fonte de nutrientes (D₁₀, D₁₅ e D₂₀) (Tabela 21). Entre as diferentes doses de composto adicionadas verificaram-se a presença de relações significativas nos meses de maio (2010 e 2011), novembro (2010 e 2011), fevereiro (2011 e 2012) (Figuras 87 e 88). Foram observados comportamentos lineares e quadráticos diferenciados a cada período de avaliação.

Tabela 21 - Índice de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J'), atividade da fauna (Atv) e riqueza da fauna (R), onde: D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹, dos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis* (Continua).

-----Maio – 2010-----								
Dosagem t ha ⁻¹	<i>Mabea fistulifera</i>				<i>Eucalyptus urograndis</i>			
	H'	J'	Atv. Ind. dia ⁻¹	R. Grupos	H'	J'	Atv. Ind. dia ⁻¹	R. Grupos
SI	1,03 Aa	0,66 Aa	5 Ac	5 Aa	1,03 Aa	0,66 Aa	5 Ab	5 Aa
D ₀	0,99 Aa	0,60 Aa	25 Aa	6 Aa	0,94 Aa	0,66 Aa	5 Bb	5 Aa
D ₁₀	1,07 Aa	0,59 Aa	16 Ab	7 Aa	0,85 Aa	0,49 Aa	11 Aa	7 Aa
D ₁₅	0,87 Aa	0,56 Aa	8 Ac	6 Aa	0,90 Aa	0,53 Aa	9 Aa	6 Aa
D ₂₀	0,96 Aa	0,52 Aa	9 Ac	6 Aa	0,99 Aa	0,54 Aa	9 Aa	6 Aa
D _{AM}	1,23 Aa	0,68 Aa	9 Ac	7 Aa	0,87 Ba	0,59 Aa	6 Ab	4 Ba
CV ¹ (%)	29,73	24,99	31,08	29,83	29,73	24,99	31,08	29,83
CV ² (%)	23,13	22,20	33,59	23,39	23,13	22,20	33,59	23,39
-----Agosto – 2010-----								
SI	0,82 Aa	0,67 Aa	6 Ab	3 Ab	0,82 Aa	0,67 Aa	6 Ab	4 Aa
D ₀	0,59 Aa	0,56 Aa	5 Ab	3 Ab	0,66 Aa	0,63 Aa	3 Ab	3 Aa
D ₁₀	0,82 Aa	0,50 Aa	8 Aa	5 Aa	0,68 Aa	0,66 Aa	10 Aa	3 Ba
D ₁₅	0,71 Aa	0,67 Aa	9 Aa	3 Ab	0,74 Aa	0,67 Aa	5 Bb	3 Aa
D ₂₀	0,72 Aa	0,53 Aa	7 Ab	4 Aa	0,81 Aa	0,65 Aa	8 Aa	4 Aa
D _{AM}	0,69 Aa	0,66 Aa	4 Ab	3 Ab	0,79 Aa	0,65 Aa	5 Ab	4 Aa
CV ¹ (%)	13,27	11,16	12,06	11,63	13,27	11,16	12,06	11,63
CV ² (%)	23,42	21,75	33,52	23,16	23,42	21,75	33,52	23,16
-----Novembro – 2010-----								
SI	1,27 Aa	0,79 Aa	3 Ac	6 Aa	1,27 Aa	0,79 Aa	3 Ab	6 Aa
D ₀	1,04 Aa	0,70 Aa	2 Ac	6 Aa	0,85 Aa	0,74 Aa	2 Ab	4 Bb
D ₁₀	1,31 Aa	0,74 Aa	4 Bb	7 Aa	1,28 Aa	0,67 Aa	6 Aa	7 Aa
D ₁₅	1,48 Aa	0,77 Aa	5 Ab	7 Aa	1,27 Aa	0,73 Aa	3 Bb	6 Aa
D ₂₀	1,18 Aa	0,63 Aa	12 Aa	7 Aa	1,43 Aa	0,77 Aa	7 Ba	7 Aa
D _{AM}	1,26 Aa	0,77 Aa	1 Ac	6 Aa	1,12 Aa	0,82 Aa	2 Ab	5 Ab
CV ¹ (%)	19,20	11,08	14,76	6,44	19,20	11,08	14,76	6,44
CV ² (%)	23,88	21,43	34,50	22,09	23,88	21,43	34,50	22,09
-----Fevereiro – 2011-----								
SI	1,16 Aa	0,64 Aa	6 Ab	6 Ab	1,16 Aa	0,64 Aa	6 Ab	6 Ab
D ₀	1,19 Aa	0,61 Aa	9 Ab	7 Ab	1,08 Aa	0,63 Aa	4 Ab	6 Ab
D ₁₀	1,46 Aa	0,66 Aa	16 Aa	9 Aa	1,10 Aa	0,50 Aa	19 Aa	9 Aa
D ₁₅	1,37 Aa	0,59 Aa	19 Aa	10 Aa	1,41 Aa	0,66 Aa	19 Aa	9 Aa
D ₂₀	1,34 Aa	0,63 Aa	19 Aa	9 Aa	1,38 Aa	0,63 Aa	10 Bb	9 Aa
D _{AM}	1,31 Aa	0,66 Aa	6 Ab	7 Ab	1,29 Aa	0,73 Aa	8 Ab	6 Ab
CV ¹ (%)	20,08	25,25	54,27	16,21	20,08	25,25	54,27	16,21
CV ² (%)	21,97	21,37	26,55	14,43	21,97	21,37	26,55	14,43

Médias seguidas de mesma letra, na linha (maiúscula – entre espécies e mesma variável analisada) e na coluna (minúscula – entre tratamentos por época), não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. CV¹: Coeficiente de variação entre tratamentos; CV²: Coeficiente de variação entre espécies.

Fonte: Produção do próprio autor

Tabela 21. Continuação

-----Maio – 2011-----								
Dosagem t ha ⁻¹	<i>Mabea fistulifera</i>				<i>Eucalyptus urograndis</i>			
	H'	J'	Atv. Ind. dia ⁻¹	R. Grupos	H'	J'	Atv. Ind. dia ⁻¹	R. Grupos
SI	1,23 Ab	0,57 Aa	11 Ab	9 Aa	1,23 Ab	0,57 Aa	11 Ab	9 Aa
D ₀	1,34 Ab	0,65 Aa	16 Aa	9 Aa	1,12 Ab	0,54 Aa	11 Ab	8 Aa
D ₁₀	1,19 Ab	0,59 Aa	34 Aa	8 Aa	1,02 Ab	0,55 Aa	16 Ba	8 Aa
D ₁₅	1,52 Aa	0,65 Aa	16 Aa	11 Aa	1,50 Aa	0,68 Aa	12 Ab	9 Aa
D ₂₀	1,55 Aa	0,66 Aa	15 Aa	10 Aa	1,55 Aa	0,68 Aa	18 Aa	10 Aa
D _{AM}	1,15 Ab	0,57 Aa	9 Ab	8 Aa	1,30 Ab	0,65 Aa	9 Ab	8 Aa
CV ¹ (%)	15,74	22,59	18,52	15,11	15,74	22,59	18,52	15,11
CV ² (%)	13,10	16,18	28,31	16,92	13,10	16,18	28,31	16,92
-----Agosto – 2011-----								
SI	1,00 Ab	0,64 Aa	7 Ab	5 Aa	1,00 Aa	0,64 Aa	7 Ab	5 Aa
D ₀	1,26 Aa	0,66 Aa	9 Ab	7 Aa	1,02 Aa	0,63 Aa	8 Ab	5 Ba
D ₁₀	0,97 Ab	0,59 Ab	12 Aa	6 Aa	1,12 Aa	0,61 Aa	7 Bb	7 Aa
D ₁₅	0,88 Ab	0,52 Ab	13 Aa	6 Aa	1,04 Aa	0,59 Aa	12 Aa	6 Aa
D ₂₀	0,88 Ab	0,55 Ab	12 Aa	5 Aa	1,04 Aa	0,59 Aa	7 Bb	6 Aa
D _{AM}	1,05 Ab	0,66 Aa	5 Ab	5 Aa	1,07 Aa	0,68 Aa	5 Ab	6 Aa
CV ¹ (%)	16,37	15,37	42,08	2,52	16,37	15,37	42,08	2,52
CV ² (%)	16,10	12,23	29,90	16,13	16,10	12,23	29,90	16,13
-----Novembro – 2011-----								
SI	1,00 Aa	0,61 Aa	8 Aa	6 Aa	1,00 Aa	0,61 Aa	8 Aa	6 Aa
D ₀	1,03 Aa	0,67 Aa	7 Aa	5 Aa	0,99 Aa	0,57 Ba	11 Aa	6 Aa
D ₁₀	1,02 Aa	0,60 Aa	10 Aa	6 Aa	0,97 Aa	0,54 Aa	11 Aa	7 Aa
D ₁₅	0,92 Aa	0,58 Aa	9 Aa	6 Aa	1,00 Aa	0,58 Aa	9 Aa	6 Aa
D ₂₀	1,03 Aa	0,57 Aa	14 Aa	6 Aa	1,01 Aa	0,56 Aa	11 Aa	7 Aa
D _{AM}	0,91 Aa	0,56 Aa	10 Aa	5 Aa	1,02 Aa	0,62 Aa	8 Aa	6 Aa
CV ¹ (%)	20,55	10,13	13,12	18,95	20,55	10,13	13,12	18,95
CV ² (%)	13,63	11,00	34,21	19,50	13,63	11,00	34,21	19,50
-----Fevereiro – 2012-----								
SI	1,05 Aa	0,60 Aa	12 Aa	7 Aa	1,05 Aa	0,60 Aa	12 Ab	7 Aa
D ₀	1,02 Aa	0,61 Aa	9 Bb	6 Aa	1,00 Aa	0,57 Aa	17 Aa	6 Aa
D ₁₀	0,94 Aa	0,54 Aa	14 Aa	6 Aa	1,05 Aa	0,55 Aa	14 Aa	7 Aa
D ₁₅	1,03 Aa	0,57 Aa	11 Ba	7 Aa	1,07 Aa	0,58 Aa	16 Aa	7 Aa
D ₂₀	1,05 Aa	0,54 Aa	14 Aa	8 Aa	0,97 Aa	0,51 Aa	18 Aa	7 Aa
D _{AM}	1,02 Aa	0,61 Aa	7 Ab	6 Aa	1,02 Aa	0,54 Aa	8 Ab	7 Aa
CV ¹ (%)	17,42	15,37	23,86	16,61	17,42	15,37	23,86	16,61
CV ² (%)	14,95	14,92	21,89	17,51	14,95	14,92	21,89	17,51

Médias seguidas de mesma letra, na linha (maiúscula – entre espécies e mesma variável analisada) e na coluna (minúscula – entre tratamentos por época), não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. CV¹: Coeficiente de variação entre tratamentos; CV²: Coeficiente de variação entre espécies.

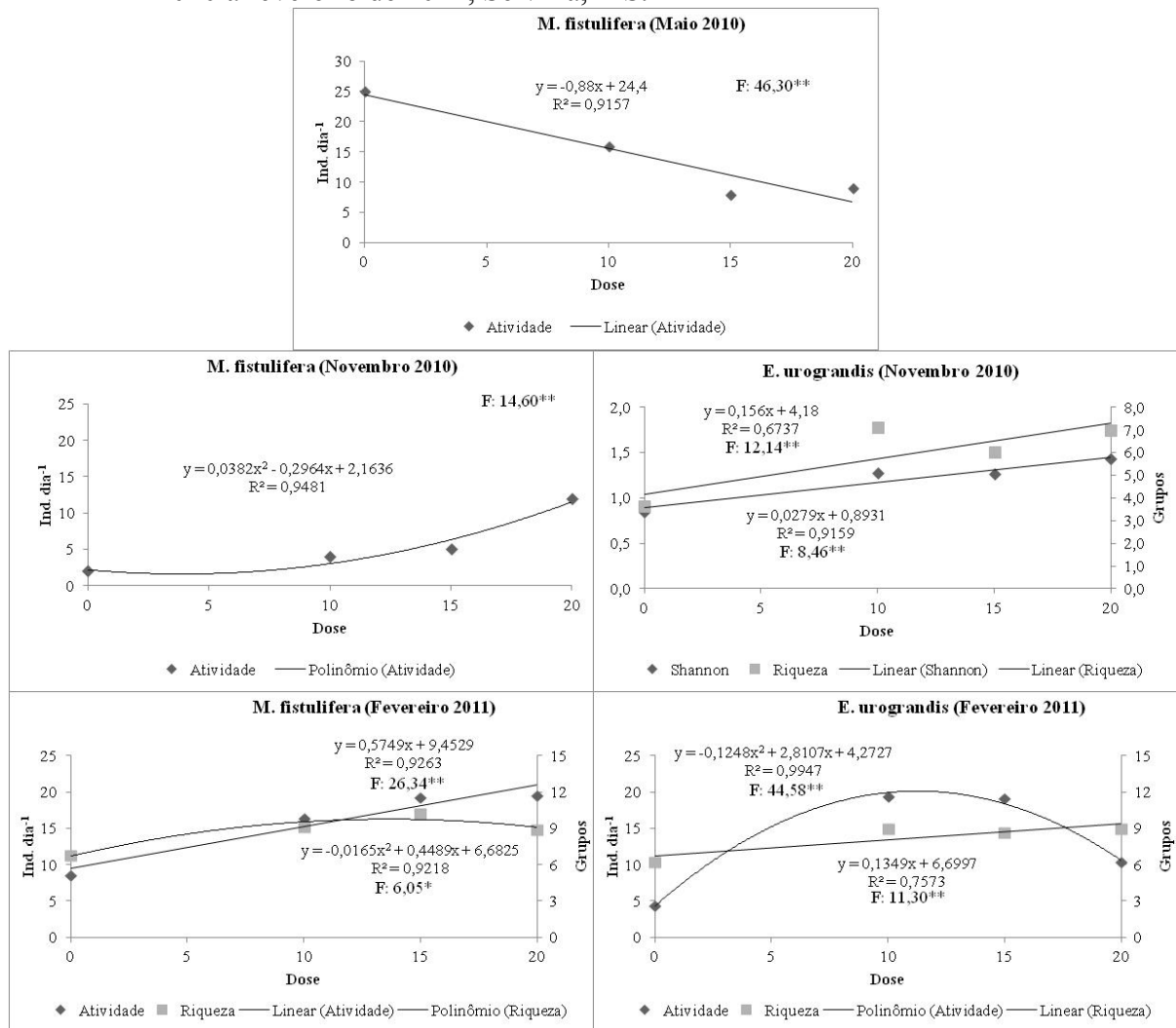
Fonte: Produção do próprio autor.

A riqueza de grupos tendeu a permanecer constante ao longo do estudo, porém foi constatado diferenças significativas entre os tratamentos nas avaliações ocorridas em agosto de 2010 e fevereiro de 2011. Em agosto, os tratamentos D₁₀ e D₂₀ foram os mais ricos e em fevereiro, os tratamentos com maior riqueza foram D₁₀, D₁₅ e D₂₀ (Tabela 21). Apenas no mês de fevereiro de 2011, os dados obedeciam o comportamento quadrático ao serem adicionados

as diferentes doses de composto orgânico (Figura 87).

No plantio de *Eucalyptus urograndis*, os valores de diversidade de Shannon variaram de 0,66 a 1,55, a equabilidade de Pielou de 0,49 a 0,82, a atividade da fauna de 2 a 19 indivíduos dia⁻¹ e a riqueza de grupos de 3 a 10 grupos (Tabela 21). Quando analisados os dados de diversidade de Shannon observaram-se diferenças significativas entre os tratamentos somente na coleta de maio de 2011, com maiores valores nos tratamentos D₁₅ e D₂₀, diferindo-se dos demais (Tabela 21). Verificaram-se que os dados obedeciam comportamento linear positivo nos meses de novembro de 2010 (Figura 87) e maio de 2011 (Figura 88).

Figura 87 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de índices de Shannon e Pielou, atividade e riqueza de grupos da fauna epígea, nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, entre maio de 2010 a fevereiro de 2011, Selvíria, MS.

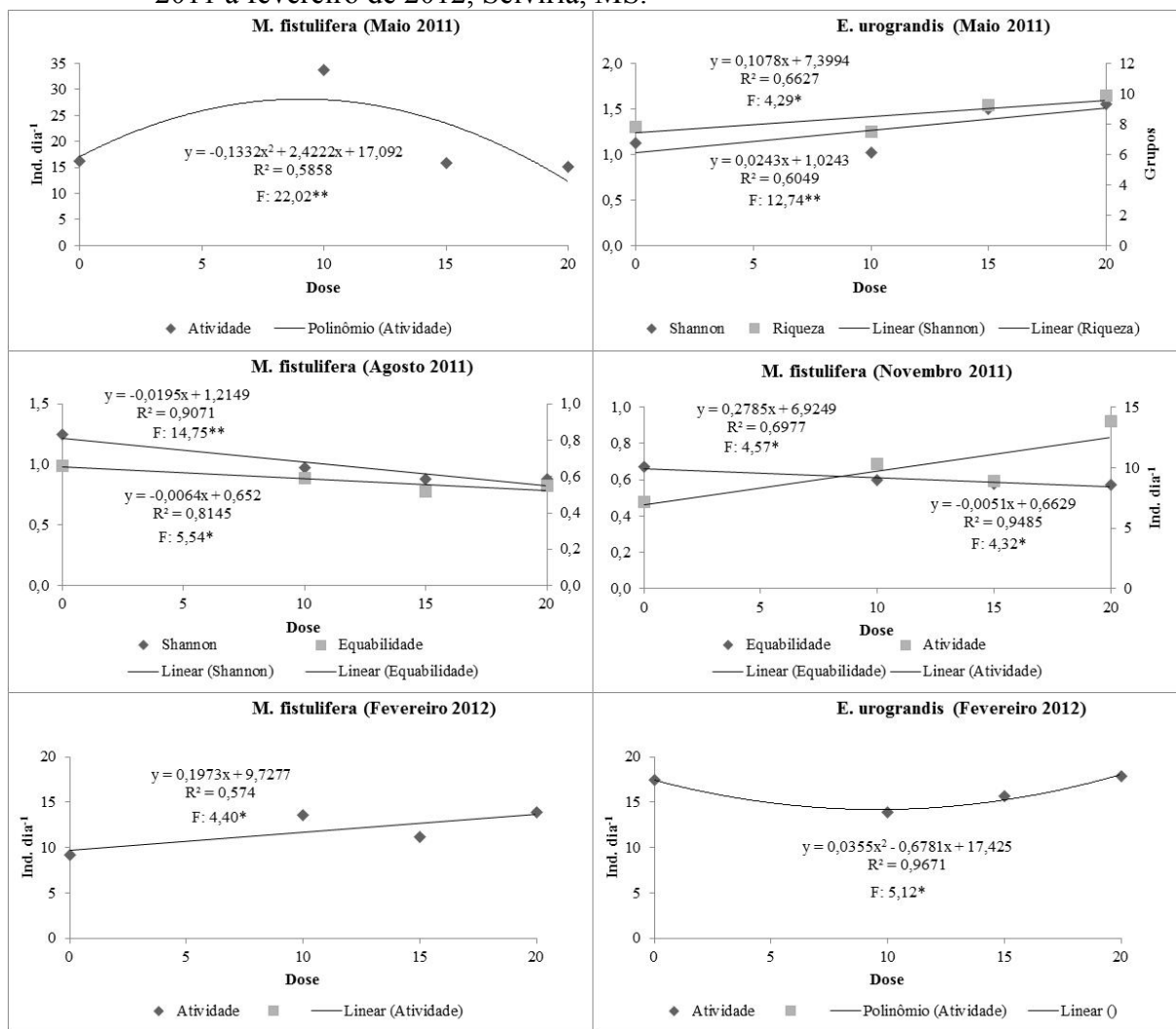


*, **: valores significativos à 1 e 5 %, respectivamente, pelo teste de correlação.

Fonte: Produção do próprio autor.

Quando analisados os dados de equabilidade, não foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos nas diferentes coletas realizadas ao longo do período de estudo (Tabela 21). Também não foram observados ao longo do período estudado correlações significativas entre as diferentes doses de composto adicionadas e a equabilidade de Pielou da fauna epígea do solo (Figuras 87 e 88).

Figura 88 - Respostas significativas para a regressão entre diferentes doses de composto, para os valores de índices de Shannon e Pielou, atividade e riqueza de grupos da fauna epígea, nos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*, entre maio de 2011 a fevereiro de 2012, Selvíria, MS.



*, **: valores significativos à 1 e 5 %, respectivamente, pelo teste de correlação.

Fonte: Produção do próprio autor.

Da mesma forma que observado no plantio de *Mabea fistulifera*, quando se analisou a atividade da fauna, somente não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos na coleta realizada no mês de novembro de 2011 (Tabela 21). No plantio de

eucalipto observou-se de forma geral maior atividade da fauna nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀ até o mês de novembro de 2010 e a partir deste mês, a maior atividade da fauna, de forma geral, foi significativamente maior nos tratamentos D₀, D₁₀, D₁₅ e D₂₀ (Tabela 21). Em comum aos dois plantios, os tratamentos SI e D_{AM} tenderam a apresentar os menores valores das variáveis analisadas (Tabela 21). Verificou-se que os dados se enquadravam ao comportamento quadrático no mês de fevereiro dos anos de 2011 e 2012, com valor máximo de atividade quando fosse adicionado 11,26 e 16,96 Mg ha⁻¹ do composto (Figuras 87 e 88).

Quando foram observados os dados de riqueza de grupos, verificaram-se diferenças significativas entre os tratamentos nos meses de novembro de 2010, com maior riqueza de grupos nos tratamentos SI, D₁₀, D₁₅ e D₂₀, e fevereiro de 2011, com maior riqueza de grupos nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀, diferindo-se significativamente dos demais (Tabela 21). Observaram-se que a riqueza de grupos aumentava linearmente à medida em que se aumentava a dose do composto orgânico adicionado nos meses de novembro (2010), fevereiro e maio (2011) (Figuras 87 e 88).

Quanto mais elevados os valores do índice de Shannon maior é a diversidade de espécies na área. Quanto mais próximos a 1,0, o índice indica que os grupos estão distribuídos de forma mais homogênea. Os valores do índice de Shannon e da Equabilidade de Pielou estão dentro da faixa de valores verificados por Kitamura (2007). Estudando a recuperação de um subsolo de cerrado com cultivo de plantas nativa e introduzidas, durante três anos de avaliação, o autor verificou valores variando de 0,00 a 2,06 para a diversidade de Shannon e de 0,00 a 0,95 para a equabilidade de Pielou na camada de 0,00 a 0,15 m.

De forma geral, em ambos os plantios, os tratamentos que receberam o composto orgânico tenderam a apresentar maior atividade de fauna. É possível que a adição de material orgânico e a possível decomposição desse material estejam atraindo a fauna epígea do solo. Outro ponto que deve ser levantado em questão é a respeito da cobertura do solo, pois nas áreas aonde foi aplicado o composto, de forma geral, existe um maior desenvolvimento de vegetação rasteira, diferentemente aos demais tratamentos (SI, D₀ e DAM) que o solo encontra-se quase sem desenvolvimento desse tipo de vegetação. A junção destes fatores pode estar contribuindo a uma maior capacidade de suporte à fauna nestes ambientes.

Quando se comparam os valores de diversidade, equabilidade, atividade e riqueza das duas espécies, dentro de cada período de avaliação, verifica-se que, de forma geral, a fauna do solo tendeu a apresentar resultados semelhantes (Tabela 21). Quando a comparação é

realizada anualmente, dentro de uma mesma espécie, são constatadas algumas diferenças significativas (Tabelas 22 e 23).

Tabela 22 - Índice de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J'), atividade da fauna (Atv) e riqueza da fauna (R), onde: D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹, do plantio de *Mabea fistulifera*, nos dois períodos de avaliação.

<i>Mabea fistulifera</i>								
Dosagem t ha ⁻¹	Maio - 2010				Maio - 2011			
	H'	J'	Atv. Ind. dia ⁻¹	R. Grupos	H'	J'	Atv. Ind. dia ⁻¹	R. Grupos
SI	1,03 a	0,66 a	5 a	5 b	1,23 a	0,57 a	11 a	9 a
D ₀	0,99 b	0,60 a	25 a	6 b	1,34 a	0,65 a	16 b	9 a
D ₁₀	1,07 a	0,59 a	16 b	7 a	1,19 a	0,59 a	34 a	8 a
D ₁₅	0,87 b	0,56 a	8 b	6 b	1,52 a	0,65 a	16 a	11 a
D ₂₀	0,96 b	0,52 a	9 a	6 b	1,55 a	0,66 a	15 a	10 a
D _{AM}	1,23 a	0,68 a	9 a	7 a	1,15 a	0,57 a	9 a	8 a
CV (%)	15,56	20,28	30,51	20,23	15,56	20,28	30,51	20,23
Agosto - 2010								
SI	0,82 a	0,67 a	6 a	3 b	1,00 a	0,64 a	7 a	5 a
D ₀	0,59 b	0,56 a	5 b	3 b	1,26 a	0,66 a	9 a	7 a
D ₁₀	0,82 a	0,50 a	8 b	5 a	0,97 a	0,59 a	12 a	6 a
D ₁₅	0,71 a	0,67 a	9 b	3 b	0,88 a	0,52 b	13 a	6 a
D ₂₀	0,72 a	0,53 a	7 b	4 b	0,88 a	0,55 a	12 a	5 a
D _{AM}	0,69 b	0,66 a	4 a	3 b	1,05 a	0,66 a	5 a	5 a
CV (%)	17,82	17,62	27,16	17,76	17,82	17,62	27,16	17,76
Novembro - 2010								
SI	1,27 a	0,79 a	3 b	6 a	1,00 b	0,61 a	8 a	6 a
D ₀	1,04 a	0,70 a	2 b	6 a	1,03 a	0,67 a	7 a	5 a
D ₁₀	1,31 a	0,74 a	4 b	7 a	1,02 a	0,60 a	10 a	6 a
D ₁₅	1,48 a	0,77 a	5 b	7 a	0,92 b	0,58 a	9 a	6 a
D ₂₀	1,18 a	0,63 a	12 a	7 a	1,03 a	0,57 a	14 a	6 a
D _{AM}	1,26 a	0,77 a	1 b	6 a	0,91 a	0,56 b	10 a	5 a
CV (%)	23,48	21,63	33,73	21,91	23,48	21,63	33,73	21,91
Fevereiro - 2011								
SI	1,16 a	0,64 a	6 b	6 a	1,05 a	0,60 a	12 a	7 a
D ₀	1,19 a	0,61 a	9 a	7 a	1,02 a	0,61 a	9 a	6 a
D ₁₀	1,46 a	0,66 a	16 a	9 a	0,94 b	0,54 a	14 a	6 b
D ₁₅	1,37 a	0,59 a	19 a	10 a	1,03 a	0,57 a	11 b	7 b
D ₂₀	1,34 a	0,63 a	19 a	9 a	1,05 a	0,54 a	14 b	8 a
D _{AM}	1,31 a	0,66 a	6 a	7 a	1,02 a	0,61 a	7 a	6 a
CV (%)	22,06	20,78	27,87	15,61	22,06	20,78	27,87	15,61
Fevereiro - 2012								
SI	1,16 a	0,64 a	6 b	6 a	1,05 a	0,60 a	12 a	7 a
D ₀	1,19 a	0,61 a	9 a	7 a	1,02 a	0,61 a	9 a	6 a
D ₁₀	1,46 a	0,66 a	16 a	9 a	0,94 b	0,54 a	14 a	6 b
D ₁₅	1,37 a	0,59 a	19 a	10 a	1,03 a	0,57 a	11 b	7 b
D ₂₀	1,34 a	0,63 a	19 a	9 a	1,05 a	0,54 a	14 b	8 a
D _{AM}	1,31 a	0,66 a	6 a	7 a	1,02 a	0,61 a	7 a	6 a
CV (%)	22,06	20,78	27,87	15,61	22,06	20,78	27,87	15,61

Médias seguidas de mesma letra, na linha, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. CV(%) Coeficiente de variação entre anos.

Fonte: Produção do próprio autor.

De forma geral, quando foram comparados os dois períodos de avaliação dentro de um mesmo mês, as variáveis estudadas tenderam a apresentar comportamentos semelhantes em ambos os plantios estudados. A atividade da fauna do solo, no segundo período de avaliação, tendeu a ser maior em todos os tratamentos, quando comparados à primeira avaliação

(Tabelas 22 e 23). Comportamento semelhante também foi observado quando se analisou os dados de riqueza de grupos. Já a equabilidade de Pielou, permaneceu constante, quando comparado os dois períodos de avaliação e indica que o equilíbrio permaneceu constante, mesmo com o aumento da diversidade, atividade e riqueza de grupos (Tabelas 22 e 23).

Tabela 23 - Índice de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J'), atividade da fauna (Atv) e riqueza da fauna (R), onde D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹, do plantio de *Eucalyptus urograndis*, nos dois períodos de avaliação.

<i>Eucalyptus urograndis</i>								
Dosagem t ha ⁻¹	Maio - 2010				Maio - 2011			
	H'	J'	Atv. Ind. dia ⁻¹	R. Grupos	H'	J'	Atv. Ind. dia ⁻¹	R. Grupos
SI	1,03 a	0,66 a	5 b	5 b	1,23 a	0,57 a	11 a	9 a
D ₀	0,94 a	0,66 a	5 b	5 b	1,12 a	0,54 a	11 a	8 a
D ₁₀	0,85 a	0,49 a	11b	7 a	1,02 a	0,55 a	16 a	8 a
D ₁₅	0,90 b	0,53 a	9 a	6 b	1,50 a	0,68 a	12 a	9 a
D ₂₀	0,99 b	0,54 a	9 b	6 b	1,55 a	0,68 a	18 a	10 a
D _{AM}	0,87 b	0,59 a	6 a	4 b	1,30 a	0,65 a	9 a	8 a
CV (%)	19,55	18,26	29,53	18,55	19,55	18,26	29,53	18,55
Agosto - 2010								
SI	0,82 a	0,67 a	6 a	4 b	1,00 a	0,64 a	7 a	5 a
D ₀	0,66 b	0,63 a	3 b	3 b	1,02 a	0,63 a	8 a	5 a
D ₁₀	0,68 b	0,66 a	10 a	3 b	1,12 a	0,61 a	7 a	7 a
D ₁₅	0,74 b	0,67 a	5 b	3 b	1,04 a	0,59 a	12 a	6 a
D ₂₀	0,81 a	0,65 a	8 a	4 b	1,04 a	0,59 a	7 a	6 a
D _{AM}	0,79 b	0,65 a	5 a	4 b	1,07 a	0,68 a	5 a	6 a
CV (%)	20,32	17,82	36,31	19,89				
Novembro - 2010								
SI	1,27 a	0,79 a	3 b	6 a	1,00 b	0,61 b	8 a	6 a
D ₀	0,85 a	0,74 a	2 b	4 b	0,99 a	0,57 b	11 a	6 a
D ₁₀	1,28 a	0,67 a	6 b	7 a	0,97 b	0,54 a	11 a	7 a
D ₁₅	1,27 a	0,73 a	3 b	6 a	1,00 b	0,58 a	9 a	6 a
D ₂₀	1,43 a	0,77 a	7 b	7 a	1,01 b	0,56 b	11 a	7 a
D _{AM}	1,12 a	0,82 a	2 b	5 a	1,02 a	0,62 b	8 a	6 a
CV (%)	17,09	14,42	39,89	19,74	17,09	14,42	39,89	19,74
Fevereiro - 2011								
SI	1,16 a	0,64 a	6 b	6 a	1,05 a	0,60 a	12 a	7 a
D ₀	1,08 a	0,63 a	4 b	6 a	1,00 a	0,57 a	17 a	6 a
D ₁₀	1,10 a	0,50 a	19 b	9 a	1,05 a	0,55 a	14 a	7 b
D ₁₅	1,41 a	0,66 a	19 a	9 a	1,07 b	0,58 a	16 a	7 b
D ₂₀	1,38 a	0,63 a	10 b	9 a	0,97 b	0,51 a	18 a	7 b
D _{AM}	1,29 a	0,73 a	8 a	6 a	1,02 b	0,54 b	8 a	7 a
CV (%)	16,69	16,51	20,37	16,06	16,69	16,51	20,37	16,06
Fevereiro - 2012								
SI	1,16 a	0,64 a	6 b	6 a	1,05 a	0,60 a	12 a	7 a
D ₀	1,08 a	0,63 a	4 b	6 a	1,00 a	0,57 a	17 a	6 a
D ₁₀	1,10 a	0,50 a	19 b	9 a	1,05 a	0,55 a	14 a	7 b
D ₁₅	1,41 a	0,66 a	19 a	9 a	1,07 b	0,58 a	16 a	7 b
D ₂₀	1,38 a	0,63 a	10 b	9 a	0,97 b	0,51 a	18 a	7 b
D _{AM}	1,29 a	0,73 a	8 a	6 a	1,02 b	0,54 b	8 a	7 a
CV (%)	16,69	16,51	20,37	16,06	16,69	16,51	20,37	16,06

Médias seguidas de mesma letra, na linha, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. CV(%) Coeficiente de variação entre anos.

Fonte: Produção do próprio autor.

Quando são analisadas as variáveis diversidade, equabilidade, atividade e riqueza, trimestralmente, observa-se a existência de um comportamento semelhante quando comparada as espécies para cada variável estudada (Figura 87). Os maiores valores de

diversidade, atividade da fauna e riqueza de grupos, em ambos os plantios, foram observados nos meses de novembro de 2010 a maio de 2011, o que provavelmente está relacionado à temperaturas mais elevadas nesse período e maiores precipitações (Figura 10). Já a equabilidade tendeu a permanecer constante ao longo do período de estudo com valores em torno de 0,60 (Figura 87).

Quando são observados os diferentes tratamentos, observa-se que a atividade da fauna foi mais responsiva aos diferentes tratamentos estudados (Figura 89).

No plantio de *Mabea fistulifera*, o tratamento D₁₀ se destacou em relação aos demais no mês de maio de 2011. No tratamento de *Eucalyptus urograndis*, verificou-se que a atividade da fauna se destacou nos tratamentos D₁₀, D₁₅ e D₂₀ nos meses de fevereiro a maio de 2011 (Figura 89). Já em relação aos valores de diversidade, equabilidade e riqueza de grupos, não foram observadas grandes modificações, quando comparados os diferentes tratamentos (Figura 89).

Verifica-se que em ambos os plantios, a atividade da fauna tendeu a ser mais elevada nos tratamentos que receberam dosagens de composto celulósico. Com o passar do tempo e melhoria das condições edafoclimáticas das áreas em que receberam cobertura vegetal e composto orgânico, estão sendo criadas condições de suporte do ambiente favoráveis à colonização da área (Figura 89).

Em maio de 2010 nas 48 armadilhas instaladas nos diferentes tratamentos, no plantio de canudo-de-pito, foram coletados 3.440 indivíduos (Figura 90) e a fauna se distribuía em média em 55,26 % da ordem Hymenoptera, seguido de 31,65 % da Collembola, 3,85 % da Hemiptera heteroptera e o restante representava 9,26 % do total (Figura 90). No plantio de eucalipto foram coletados 2.967 indivíduos (Figura 91) distribuídos em média em 67,48 % de Hymenopteros, 21,33 % de Collembolas e 2,53 % de Hemipteras heteropteratas (Figura 91). Em ambos os plantios, não foram observados comportamentos distintos entre os diferentes tratamentos estudados.

Figura 89 - Valores trimestrais das variáveis Índice de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J'), atividade da fauna (Atv) e riqueza da fauna (R) nos diferentes tratamentos – D_0 – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D_{10} – adubação com composto na recomendação da cultura; D_{15} e D_{20} – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 $Mg\ ha^{-1}$ – dos plantios de *Mabea fistulifera* e *Eucalyptus urograndis*.

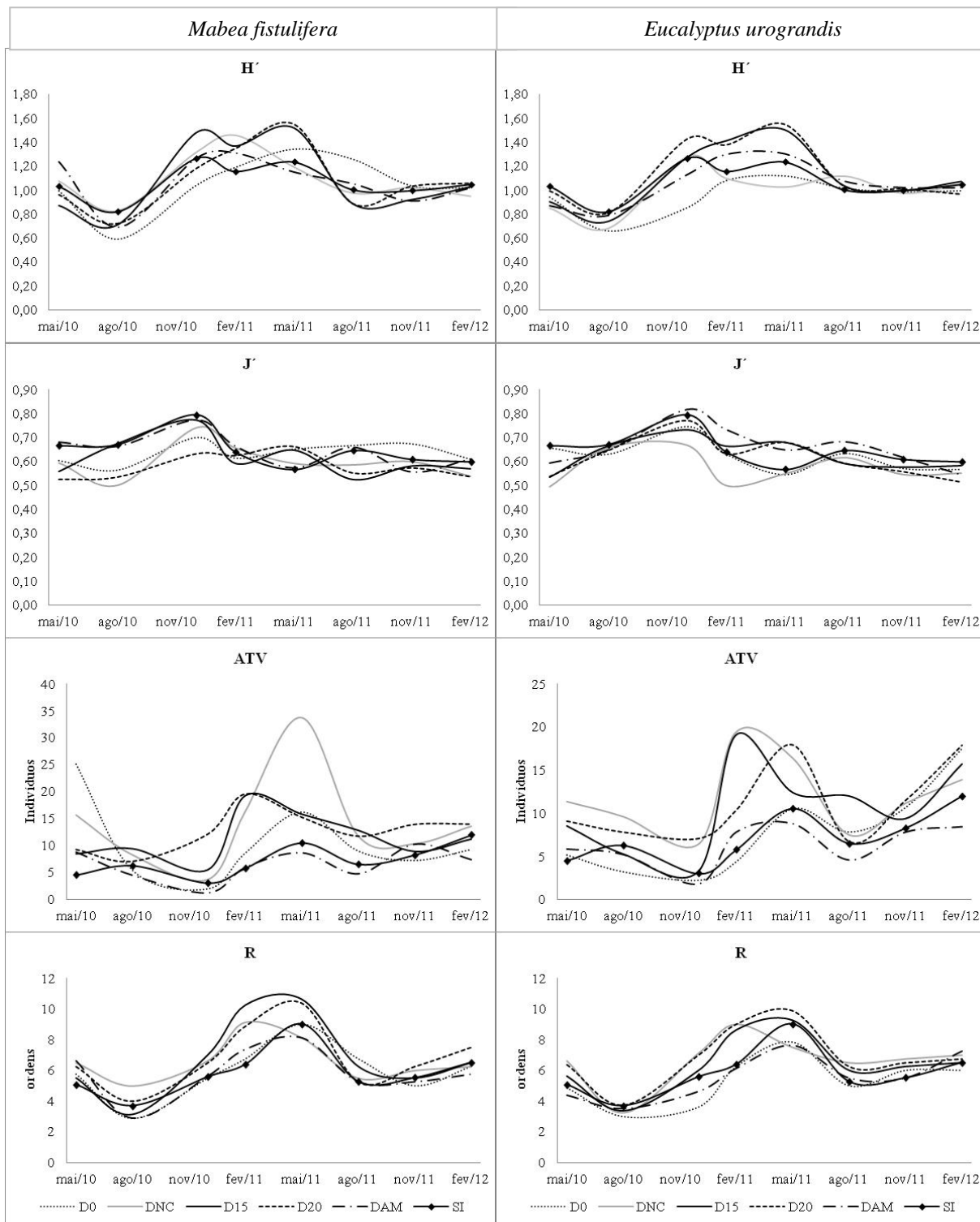
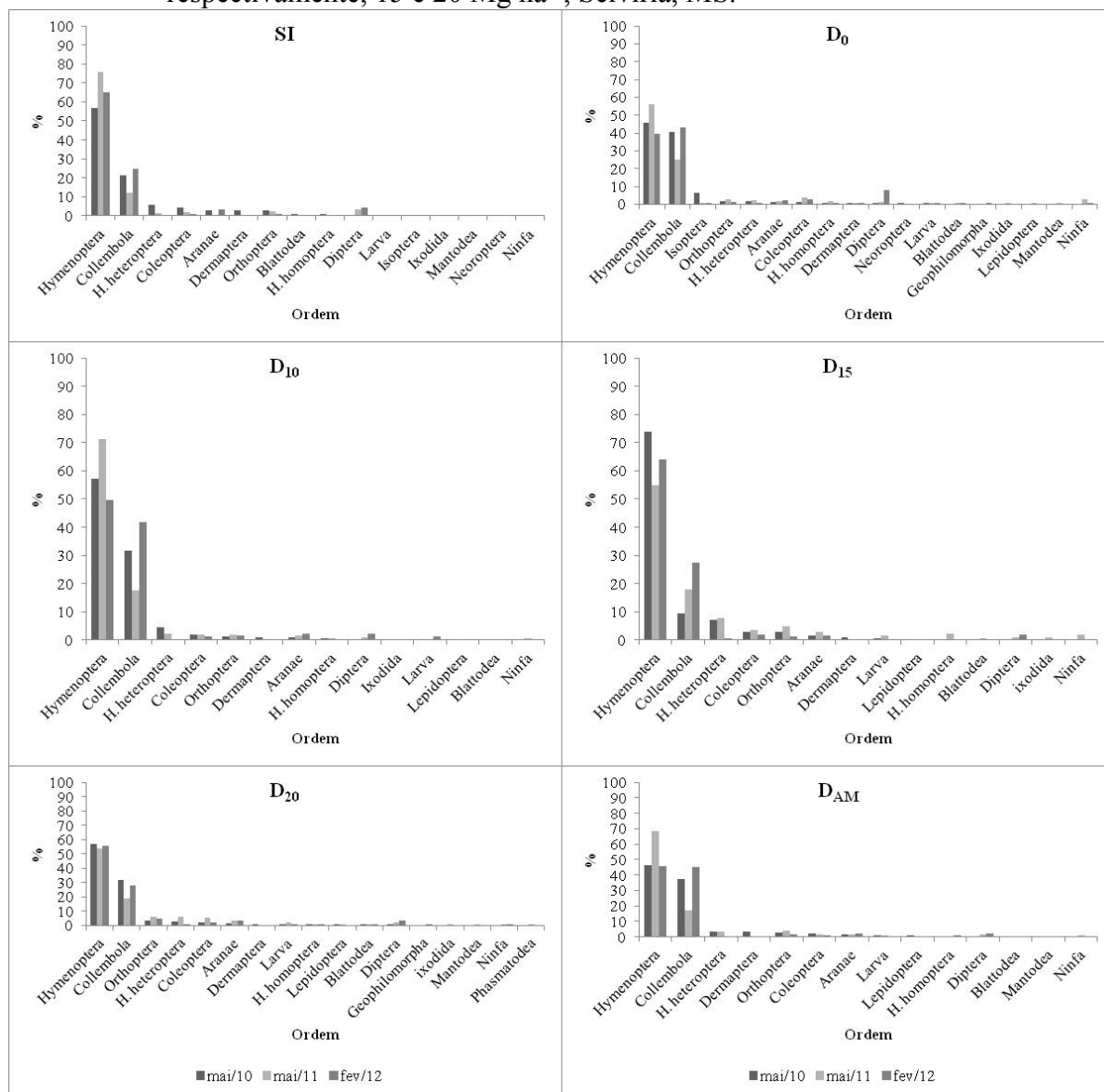


Figura 90 – Distribuição da fauna epígea na área com *Mabea fistulifera* (canudo-de-pito), onde: D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹, Selvíria, MS.



A fauna epígea em maio de 2011 manteve o mesmo comportamento em relação aos grupos dominantes verificados em 2010. No plantio de canudo foram coletados 5.642 indivíduos (Figura 90), com 64,36 % de Hymenopteras, 17,64 % de Collembolas, 3,74 % de Hemipteras heteropteras. No plantio de eucalipto foram coletados 4.042 indivíduos (Figura 91) distribuídos em 53,58 % de Hymenopteros, 26,07 % de Collembolas e 4,05 % de

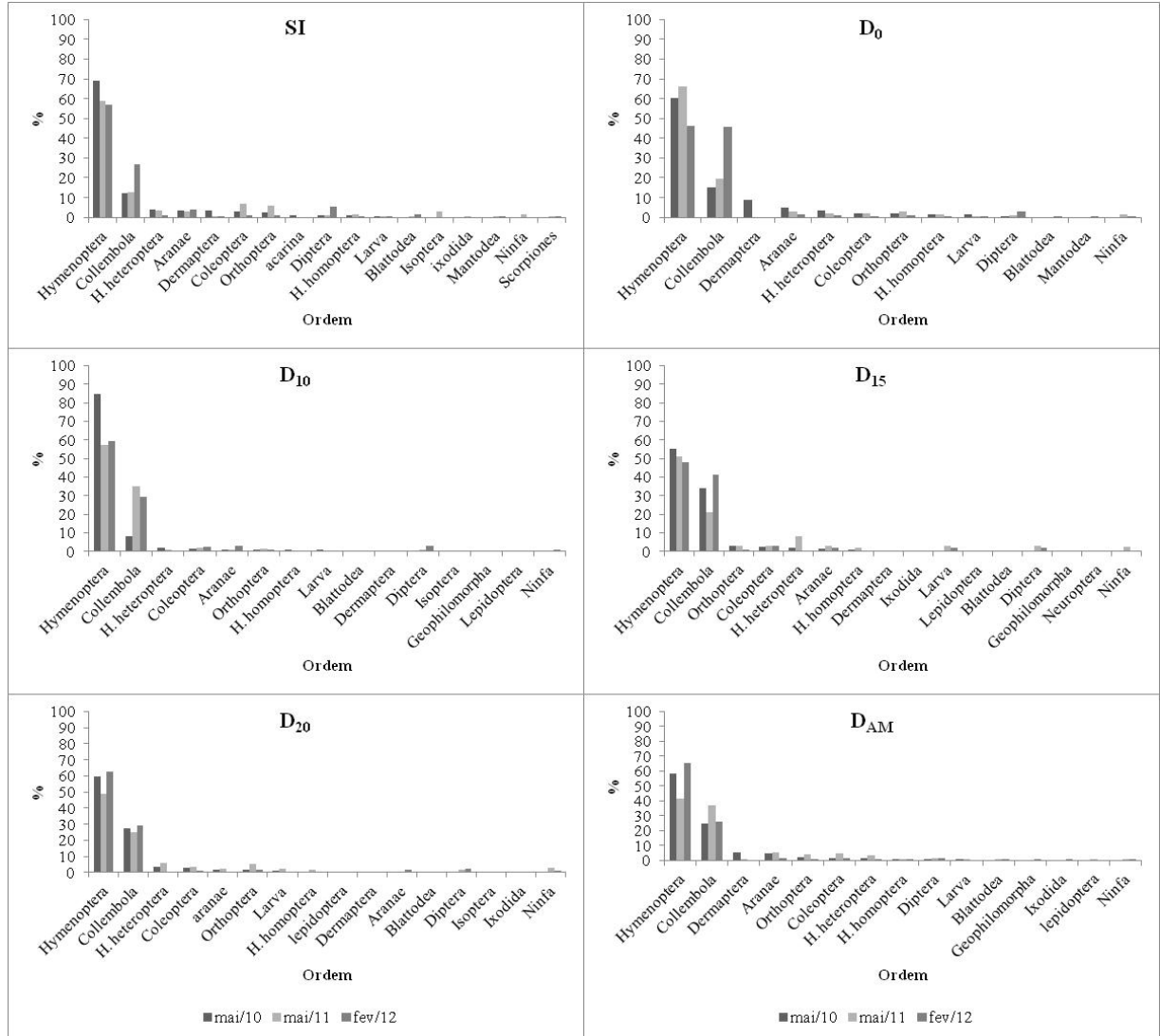
Hemipteras heteropteras (Figura 91). Em fevereiro de 2012, foram coletados no plantio de canudo-de-pito 4.236 indivíduos distribuídos 53,28 % de Hymenopteras e 34,94 % de Collembolas (Figura 90). No plantio de eucalipto foram coletados 4.564 indivíduos distribuídos em 56,46 % de Hymenopteros e 33,06 % de Collembolas (Figura 91).

De forma geral verifica-se o mesmo comportamento em relação à predominância dos grupos dominantes da fauna epígea em ambos os plantios ao longo do período de estudo (Figuras 90 e 91). Apesar do aumento na atividade da fauna, observa-se que a fauna continua concentrada principalmente nas ordens Hymenoptera e Collembola (Figuras 90 e 91). Este resultado está de acordo com o trabalho de Kitamura et al. (2008). Ao avaliar a fauna do solo em um estudo sobre a recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto, nesta mesma Fazenda Experimental, os autores verificaram um comportamento semelhante. Após 18 meses de implantação do experimento, os autores verificaram, na camada de 0,0-0,15 m o predomínio da ordem Hymenoptera tanto nas áreas em recuperação, como na área de solo exposto. Bonini (2012) ao estudar a fauna epígea de um solo decapitado nesta mesma unidade experimental, 17 anos após a implantação de um estudo de recuperação ecológica, também observou predomínio do grupo Hymenoptera.

Swift et al. (1979), explicam que a mesofauna, animais de diâmetro corporal entre 100 μ m a 2 mm, constituída pelos grupos Araneida, Acari, Collembola, Hymenoptera, Diptera, Protura, Diplura, Symphyla, Enchytraeidae, Isoptera, Chilopoda, Diplopoda e Mollusca; podendo incluir pequenos indivíduos do grupo Coleoptera, é extremamente dependente de umidade e movimentam-se nos poros do solo e na interface entre a serapilheira e o solo.

Destacam-se em suas contribuições significativa na regulação da população microbiana, mas sua contribuição é insignificante na fragmentação do resíduo vegetal. Já a macrofauna do solo apresentam diâmetro corporal entre 2 e 20 mm e podem pertencer a quase todas as ordens encontradas na mesofauna, excetuando-se Acari, Collembola, Protura e Diplura e incluindo Annelida e Coleoptera. São animais de grande mobilidade que exercem importante papel no transporte de materiais, tanto para confecção de ninhos e tocas, quanto para construção de galerias que alcançam profundidades variáveis no solo. Suas principais funções são: a fragmentação do resíduo vegetal e sua redistribuição, a predação de outros invertebrados e a contribuição direta na estruturação do solo.

Figura 91 - Distribuição da fauna epígea na área com *Eucalyptus urograndis*, onde: D₀ – sem adubação; D_{AM} – adubação mineral; D₁₀ – adubação com composto na recomendação da cultura; D₁₅ e D₂₀ – adubação do composto com, respectivamente, 15 e 20 Mg ha⁻¹, Selvíria, MS.



4.5. Conclusões

Em ambos os plantios, a atividade da fauna epígea, analisada trimestralmente a partir de maio de 2010 até o mês de fevereiro de 2012, foi maior nos tratamentos que receberam composto orgânico como fonte de nutrientes.

Ao observar o crescente aumento no número de indivíduos coletados, da atividade da fauna e da riqueza de grupos no solo em recuperação, pode-se concluir que a capacidade de suporte do meio tem aumentado à medida em que as espécies arbóreas se desenvolvem.

Conclusions

Activity of epigeal fauna, which was analyzed every three months between May 2010 and February 2012, was highest in the treatments receiving organic compost as a source of nutrients.

Based on the observed increase of the number of individuals collected, on the activity of the fauna and on the richness of taxonomic groups collected on the recovering soil, we conclude that the support capacity of the studied environment increased as the studied tree species developed.

Referências

- ALMEIRA, F.S. Influência da cobertura morta do plantio direto na biologia do solo. In: SIMPÓSIO SOBRE O POTENCIAL AGRÍCOLA DOS CERRADOS, 1., 1985, Goiânia. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill/Empresa Goiania de Pesquisas Agropecuárias, 1985. p. 109-150.
- BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos.** 6 ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1983. 647 p.
- BONINI, C. S. B. **Restauração ecológica de um solo decapitado sob intervenção antrópico há 17 anos.** 2012. 191 f. Tese (Doutorado em Agronomia)- Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2012
- BROWN, G. G.; MORENO, A. G.; BAROIS, I.; FRAGOSO, C.; ROJAS, P.; HERNÁNDEZ, B.; PATRÓN, J. C. Soil macrofauna in SE Mexican pastures and the effect of conversion from native to introduced pastures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 103, n.2, p. 313 - 327, 2004.
- BORROR, D.J.; PRIPLEHORN, C.A.; JOHNSON, N.F. **An introduction to the study of insects.** 6 ed. Philadelphia, Fort Worth: Harcourt College Publishers, 1989. 875 p.
- CASTRO JUNIOR.; E. **O papel da fauna endopodônica na estruturação física do solo e seu significado para a hidrologia de superfície.** 1991. 150f. Dissertação (Mestrado Geografia), Programa de Pós Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1991.
- CORREIA, M. E. F. **Relações entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas.** Seropédica: Embrapa Agroecologia, 1997, 18p. (Documento 156).
- CORREIA, M.E.F.; OLIVEIRA, L.C.M. **Fauna do solo: aspectos gerais e metodológicos.** Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000, 46p. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 112)
- DUCATTI, F. **Fauna edáfica em fragmentos florestais e em áreas reflorestadas com espécies da mata atlântica.** 2002. 70 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002
- FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. **Revista Symposium**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 36-41, 2008.
- FERNANDES, M.M. **Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes e nos atributos do solo, em áreas da Floresta Nacional Mário Xavier, Seropédica, RJ.** 2005. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2005.
- GUERRA, R.T.; BUENO, C.R.; SCHUBART, H.O. Avaliação preliminar sobre os efeitos da aplicação do herbicida Paraquat e aração convencional na mesofauna do solo na região de

Manaus – AM. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 12, n.1, p. 7 – 13, 1982.

KITAMURA, A.E. **Recuperação de um subsolo de cerrado com cultivo de plantas nativa e introduzidas**. 2007. 113 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2007.

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 Ciências do Solo**, Viçosa, v. 32, n.1, p. 405 – 416, 2008.

LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, n. 33, p. 3-16, 1996.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; SPAIN, A.V.; MARTIN, S. Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. In: LAL, R.; SANCHEZ, P.A. (Ed.). **Myrths and Science of Soils of them Tropics**: proceedings, SSSA, Las Vegas, Nevada, 1992. p. 157-185.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J.P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v.42, n.1, p. 3-15, 2006.

LAVELLE, P.; PASHANASI, B. Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguas, Loreto). **Pedobiologia**, v. 33, n.1, p.283 – 291, 1989

LINDEN, R.D.; HENDRIX, P.F.; COLEMAN, D.C.; van VILET, P.C.J. Faunal indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Soil Science Society of America, 1994. p.91-106. (Special Publication, 35)

LOPES ASSAD, M.L. Fauna do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1997. Cap. 7, p. 363-444.

PIELOU, E.C. **An introduction to mathematical ecology**. New York: Wiley Interscience, 1969. 286 p.

PIELOU, E. C. **Ecology diversity**. New York: John Wiley & Sons, 1975. 165p.

RAPOPORT, E.H. La fauna edáfica y sus aplicaciones em la caracterizacion de los suelos. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE BIOLOGIA DO SOLO: progressos em biodinâmica e produtividade do solo, 2, 1968, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Pallotti, 1968, p. 155 – 174.

POGGIANI, F.; OLIVEIRA, R.E.; CUNHA, G.C. Práticas de ecologia florestal. **Documentos florestais**, Piracicaba, n. 16, p. 1 – 44, 1996.

SEEBER, J.; SEEBER, G. U. H.; KÖSSLER, W.; LANGEL, R.; SCHEU, S.; MEYER, E. Abundance and trophic structure of macrodecomposers on alpine pastureland (Central Alps, Tyrol): effects of abandonment of pasturing. **Pedobiologia**, v. 49, n.3, p. 221 - 228, 2005.

STORK, N.E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **Americal Journal of Alternative Agriculture**, London, v. 7, n. 1/2, p. 38 – 47, 1992

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M., eds. The decomposer organisms. In: **Decomposition in Terrestrial Ecosystems**. Berkeley, University of California Press, 1979. p.66-117.

TEIXEIRA, L. B.; SILVA, A. B.; LEITÃO, P. S. **Diversidade de invertebrados no solo com diferentes coberturas vegetais no Nordeste Paraense**. Belém: EMBRAPA, CPATU, 1998. 22 p. (Embrapa-CPATU. Boletim de pesquisa, 184).

7 CONCLUSÕES FINAIS

A *Mabea fistulifera* Mart. não deve ser plantada em terrenos com inundações periódicas e o controle do besouro desfolhador do eucalipto deve ser preventivo e periódico.

Após 24 meses da implantação do experimento, foram detectadas melhorias promissoras nos atributos físicos e químicos do solo nas áreas que receberam composto orgânico como fonte de nutrientes.

Em todos os tratamentos com o composto houve o desenvolvimento dos vegetais, porém, o desenvolvimento que mais se assemelhou à área com adubação mineral foi o tratamento onde foram adicionados 10 Mg ha⁻¹ do composto orgânico.

Em relação à contaminação do solo, é seguro utilizar o composto orgânico nestas mesmas condições de solo até a dosagem de 20 Mg ha⁻¹, porém, deve-se levar em consideração a elevação dos valores de pH e sódio no solo.

A fauna epígea do solo foi reativada de forma semelhante nos diferentes plantios, sendo observado maior atividade nos tratamentos que receberam o composto orgânico.

Baseado em todos os resultados analisados, conclui-se que a dose com melhor benefício x custo é a de 10 Mg ha⁻¹ do composto, porém, recomenda-se um maior período de avaliação. Estes resultados preliminares indicam que o composto orgânico advindo da fabricação da celulose é promissor como fonte de nutrientes e matéria orgânica na recuperação de solos degradados.

FINAL CONCLUSIONS

Plantations of *Mabea fistulifera* Mart should not be undertaken in soils with periodic flooding; control of insects in *Eucalyptus* should be preventive and periodic.

An improvement in behaviour of various soil physical and chemical attributes was observed in all the treatments amended with compost under the two tree plantations studied 24 months after starting the field experiment.

All the treatments with compost showed adequate plant growth. However treatment with 10 Mg ha⁻¹ of organic compost exhibited the highest similarities with treatment receiving mineral fertilizer.

Analysis of heavy metals showed that it is safe to apply until 20 Mg ha⁻¹ of organic compost without risks of excessive accumulation in the soil. However the Na content of the compost is high, which should be taken into account for management purposes.

Compost contribute to reactivate the epigena soil fauna and this process had similar intensities in plantations with the two tree species studied.

Taken into account all the soil properties studied, it has been concluded that compost doses with the best benefit x cost is that with 10 Mg ha⁻¹. Our result should be considered preliminary and indicate that organic compost preped from residues from industrial cellulose production showed promised results as a source of nutrients and organic matter for reclamation of degraded soils.

8 SUGESTÕES PARA PRÓXIMOS TRABALHOS

- ✓ Existe a necessidade de readequação nas coletas de solo para as análises de fertilidade no tratamento D_{AM} com o objetivo de se investigar a real disponibilidade de nutrientes para as plantas.
- ✓ Sugere-se a realização de investigações sobre o comportamento do sistema radicular das espécies e análises da atividade biológica do solo.
- ✓ As maiores dificuldades em utilizar este composto estão relacionadas ao elevado teor de água no mesmo, tornando o custo de transporte elevado, dependendo da distancia da usina produtora do mesmo, e às dificuldades de aplicação, pois devido à sua heterogeneidade, foi aplicado manualmente.