

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS EM CAVAS DE  
EXTRAÇÃO DE ARGILA REVEGETADAS COM LEGUMINOSAS E  
EUCALIPTO**

**CRISTIANE FIGUEIRA DA SILVA**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY  
RIBEIRO**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES-RJ**

**FEVEREIRO - 2009**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS EM CAVAS DE  
EXTRAÇÃO DE ARGILA REVEGETADAS COM LEGUMINOSAS E  
EUCALIPTO

**CRISTIANE FIGUEIRA DA SILVA**

“Tese apresentada ao Centro de Ciências e  
Tecnologias Agropecuárias da  
Universidade Estadual do Norte  
Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das  
exigências para obtenção do título de  
Doutor em Produção Vegetal.”

**Orientador: Prof. Marco Antônio Martins**

CAMPOS DOS GOYTACAZES-RJ  
FEVEREIRO - 2009

ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS EM CAVAS DE  
EXTRAÇÃO DE ARGILA REVEGETADAS COM LEGUMINOSAS E  
EUCALIPTO

**CRISTIANE FIGUEIRA DA SILVA**

“Tese apresentada ao Centro de Ciências e  
Tecnologias Agropecuárias da Universidade  
Estadual do Norte Fluminense Darcy  
Ribeiro, como parte das exigências para  
obtenção do título de Doutor em Produção  
Vegetal.”

Aprovada em 10 de fevereiro de 2009

Comissão examinadora:

---

Pesq<sup>a</sup>. Eliane Maria Ribeiro da Silva (PhD, Agronomia-Ciência do Solo) –  
Embrapa Agrobiologia

---

Prof. Cláudio Roberto Marciano (D.Sc, Solo e Nutrição de Plantas) – UENF

---

Prof<sup>a</sup>. Marta Simone Mendonça Freitas (D.Sc, Produção Vegetal) – UENF

---

Prof. Marco Antonio Martins (PhD, Microbiologia do Solo) – UENF  
Orientador

Aos meus amados pais Alvarino Gomes da Silva e Georgina Figueira;  
Aos meus irmãos Marcelo e Alessandro;  
Às minhas sobrinhas Emanuelle e Eduarda; e  
À minha grande amiga Michele de Oliveira Macedo (*In memoriam*).

***Dedico!***

## AGRADECIMENTOS

A Deus...

Aos meus pais, pelo apoio para mais uma conquista e pelo amor incondicional;

Aos meus irmãos (Marcelo e Alessandro), às cunhadas (Rogéria e Simony) e sobrinhas (Eduarda e Emanuelle) pelo carinho e apoio;

A Michele (*in memorian*) pelo tempo de convivência, pelas idéias e principalmente pela grande amizade;

A UENF pela oportunidade e concessão da bolsa;

Aos meus Orientadores, Marco Antônio Martins e Eliane Maria Ribeiro da Silva, pela grande contribuição para realização deste trabalho e pela confiança;

A Élida, Andreia, Vanilda e Kátia pela grande ajuda nas análises de laboratório;

Ao Sr. Zélio, Romoaldo e Fernando pelo apoio nas coletas de campo;

Ao Itamar Garcia pela ajuda na identificação dos FMAs e pela amizade;

Às Prof.<sup>as</sup> Marta e Luciana pela contribuição para o desenvolvimento deste trabalho;

Ao pesquisador Jean Luiz pela orientação nas análises de glomalina, pela permissão para utilização do laboratório de Bioquímica da Embrapa Agrobiologia e pela amizade;

À pesquisadora Maria Elizabeth pela orientação nas análises da fauna do solo;

Ao Prof. Cláudio pelo apoio;

Ao Pesquisador Orivaldo pela colaboração;

Ao pesquisador Alex e aos técnicos do laboratório de leguminosas da Embrapa pela permissão para utilização dos equipamentos de laboratório;

Ao Prof. Marcos Gervasio Pereira pela contribuição nas análises de fracionamento químico da matéria orgânica;

Aos Professores da UNIGRANRIO, Emerson e Gustavo, pelo apoio;

À galera do laboratório de solos da UENF: Marta, Andreia, Elida, Marco Antônio, Fernando e Luciana, pela amizade;

Aos colegas da Embrapa Agrobiologia: Itamar, Guilherme, Rosângela, Geraldo, Anita, e Mirian;

A Thaís pela ajuda nas análises de glomalina e pela amizade;

Aos amigos Ricardo, Joilson, Marinete e Daniele pelas tardes de descontração, pelas conversas e pelo apoio em todos os momentos;

Aos amigos Jorge e Dudu pelas caronas para o Rio, pelas hospedagens e, principalmente, pela amizade;

A Cristiane (Crisinha) pela amizade e ótima convivência na república;

A todos que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

***Obrigada!***

## SUMÁRIO

<b>RESUMO .....</b>	<b>VIII</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>XI</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>4</b>
2.1 Áreas Degradadas .....	4
2.2 Revegetação de áreas degradadas .....	6
2.3.1 <i>Acacia mangium</i> Willd .....	9
2.3.2 <i>Sesbania virgata</i> .....	10
2.3.3 <i>Eucalyptus</i> sp.....	11
2.4 Interações ecológicas de plantios consorciados .....	12
2.5 Serapilheira em ecossistemas florestais .....	14
2.6 Indicadores de qualidade do solo .....	16
2.7 Matéria orgânica do solo.....	18
2.8 Fauna do solo .....	20
2.9 Fungos micorrízicos arbusculares e glomalina .....	23
2.9.1 Fungos micorrízicos arbusculares.....	23

2.9.2 Glomalina .....	26
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>30</b>
3.1 Descrição da área .....	30
3.2 Clima.....	34
3.3 Avaliação das propriedades químicas do solo .....	34
3.3.1 Amostragem .....	34
3.3.2 Carbono orgânico total (COT) e fracionamento químico da MO .....	35
3.3.3 pH e teores de nutrientes do solo.....	35
3.4 Avaliação da Comunidade de Fauna do Solo .....	36
3.4.1 Amostragem .....	36
3.4.2 Extração e identificação da fauna .....	36
3.5 Avaliação de fungos micorrízicos arbusculares e proteína do solo relacionada à glomalina .....	38
3.5.1 Amostragem.....	38
3.5.2 Extração dos esporos e preparo das lâminas .....	38
3.5.3 Identificação das espécies de FMAs .....	39
3.5.4 Proteína do solo relacionada à glomalina (PSRG).....	39
3.6 Avaliação das variáveis dendrométricas .....	40
3.7 Deposição e qualidade nutricional da serapilheira.....	40
3.8 Análise dos dados.....	41
3.8.1 Análises químicas .....	42
3.8.2 Fauna do solo.....	42
3.8.3 Fungos micorrízicos arbusculares e PSRG.....	42
3.8.4 Variáveis dendrométricas, deposição e qualidade nutricional da serapilheira.....	44
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>45</b>
4.1 Propriedades químicas do solo.....	45
4.1.1 Carbono orgânico do solo e fracionamento químico da MO .....	45
4.1.2 Nitrogênio do solo .....	52
4.1.3 pH e teores de nutrientes .....	54
4.2 Fauna do solo .....	59
4.2.1 Composição da comunidade da fauna do solo .....	59
4.2.1 Abundância da fauna edáfica.....	62

4.2.3 Composição relativa dos grupos taxonômicos e funcionais .....	64
4.2.3 Riqueza de grupos taxonômicos e índices de diversidade e equabilidade .....	69
4.2.5 Distribuição Vertical.....	73
4.3 Fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e proteína do solo relacionada à glomalina (PSRG).....	76
4.3.1 Fungos micorrízicos arbusculares.....	76
4.3.2 Proteína do solo relacionada à glomalina .....	91
4.4 Variáveis dendrométricas .....	95
4.5.1 Deposição de estruturas formadoras de serapilheira de plantios de <i>A. mangium</i> , <i>Sesbania virgata</i> e <i>E. camaldulensis</i> em plantios puros e consorciados.....	99
4.5.2 Teor e eficiência de utilização de nutrientes nos resíduos foliares das espécies, nos diferentes plantios. ....	104
4.5.3 Aporte de nutrientes nos resíduos foliares das espécies, nos diferentes plantios.....	117
<b>4. RESUMO E CONCLUSÕES.....</b>	<b>125</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>128</b>

## RESUMO

SILVA, Cristiane Figueira da. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, fevereiro de 2009. Atributos químicos e biológicos em cavas de extração de argila revegetadas com eucalipto e leguminosas. Professor Orientador: Marco Antônio Martins.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar as características químicas e biológicas (fauna edáfica e fungos micorrízicos arbusculares) do solo, bem como a proteína do solo relacionada à glomalina (PSRG), a produção de madeira e o aporte de serapilheira, em áreas degradadas pela extração de argila, revegetadas com leguminosas (*Acacia mangium* e *Sesbania virgata*) e *Eucalyptus camaldulensis*, em monocultivo e em consórcio. Foram avaliados na camada 0-5 cm, os teores de N, P, K, Ca, Mg, Na, Al, H+Al, C orgânico total (COT) e as frações da matéria orgânica do solo (MO). A densidade e diversidade da fauna edáfica foram avaliadas nos compartimentos solo (0-5 cm) e serapilheira e, os fungos micorrízicos arbusculares e a PSRG, apenas no solo (0-5 cm). Foram feitas medições de altura e DAP (diâmetro a altura do peito) das espécies *E. camaldulensis* e *A. mangium* e estimativas da produção de madeira por hectare. Para a avaliação da serapilheira depositada, foram instalados coletores circulares, que permaneceram no campo por um período de um ano. Foram quantificadas a produção de serapilheira nas suas diferentes frações e, o teor e aporte de N, P, K,

Ca e Mg na serapilheira foliar. Também foram avaliados na fração foliar, os teores de C e polifenóis. Os resultados revelaram que os plantios promoveram um maior acúmulo de COT nos plantios, quando comparados à área com vegetação espontânea (controle). O mesmo padrão foi observado para todas as frações da MOS (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina). No entanto, somente o COT e a fração humina foram sensíveis, ao ponto de detectar diferenças significativas entre os plantios. A fração humina apresentou os maiores valores entre as frações da matéria orgânica. Os plantios contribuíram para uma redução no pH e no teor de Na do solo, em relação à área com vegetação espontânea (controle). Em contrapartida, os teores de N, K, Ca, Mg, H+Al, soma de bases (SB) e capacidade de troca catiônica (CTC), aumentaram. Tanto a densidade quanto a diversidade da fauna do solo foram influenciadas pela espécie e pelo tipo de cultivo. Os grupos formicidae e isopoda foram os mais abundantes nas áreas de plantios avaliadas. A abundância de FMAs foi maior no tratamento controle em relação aos plantios, ao contrário da diversidade. *Glomus* e *Acaulospora* foram os gêneros de FMAs que apresentaram a maior porcentagem de espécies. O eucalipto em monocultivo mostrou menor índice de diversidade de FMAs em relação aos seus plantios consorciados com as leguminosas. A PSRG foi estreitamente correlacionada com o C e o N do solo, tendo sido observada em maiores quantidades nos plantios, em relação ao controle. O eucalipto apresentou maior DAP e volume de madeira, quando cultivado em consórcio com as leguminosas. Ao contrário da acácia que não teve essas variáveis influenciadas quando em consórcio com o eucalipto. A quantidade e a qualidade da serapilheira depositada foram influenciadas pelas espécies utilizadas na revegetação, bem como pelo tipo de cultivo. O plantio consorciado de acácia com eucalipto aportou a maior quantidade de serapilheira em relação aos demais plantios. O material formador da serapilheira em todos os plantios constituiu-se, principalmente, por folhas. A serapilheira foliar do plantio de sesbânia apresentou em média os maiores teores de N em relação aos demais plantios. Contudo, foi observado no consórcio da acácia com o eucalipto, a maior quantidade de N depositada. A concentração de N deste consórcio contribuiu com um aumento significativo no N depositado ( $42 \text{ kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ), quando comparado ao monocultivo de eucalipto, o que evidencia o benefício da leguminosa neste sistema. O plantio das

leguminosas em consórcio com o eucalipto em solos degradados, com baixa reserva de nutrientes, aumenta o aporte de N, P, K, Ca e Mg ao solo, em relação ao monocultivo do eucalipto, podendo este sistema ser recomendado como promissor no manejo desses solos.

## ABSTRACT

Silva, Cristiane Figueira. State University of North Fluminense Darcy Ribeiro, February of 2009. Chemical and biological attributes in clay extraction diggings, re-vegetated with eucalyptus and legume trees. Supervisor: Prof. Marco Antonio Martins.

The present work aimed to evaluate the chemical and biological characteristics (fauna and arbuscular mycorrhizal fungi) of the soil, as well as the soil protein related to the glomalin (PSRG), the wood production and the litter contribution, in areas degraded by clay extraction, re-vegetated with legume trees (*Acacia mangium* and *Sesbania virgata*) and *Eucalyptus camaldulensis*, in single or in inter-cropping planting. It were evaluated, in the soil layer of 0-5 cm, the content of N, P, K, Ca, Mg, Al, H+Al, total organic C (TOC) and the fractions of soil organic matter (OM). The density and diversity of soil fauna were evaluated in both soil (0-5 cm) and litter compartments and, arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) and PSRG, only in the soil (0-5 cm). It was carried out measurements of height and DAP (chest diameter height) of the species *E. camaldulensis* and *A. mangium* and it was estimates wood production per hectare. To evaluate the deposition of litter, circular collectors were installed (1m of diameter) in the field for a period of one year. It was quantified the burlap production in its different fractions, and the content and contribution of N, P, K, Ca and Mg in the litter leaves. It was, also

evaluated in the fraction leaves, the content of C and polyphenols. The results revealed that the re-vegetation led to a larger accumulation of TOC in the soil, when compared to the area with spontaneous vegetation (controls). The same pattern was observed for all of the SOM fractions (fulvic acids, humic acids and humin). However, only TOC and the humin fraction were sensitive to detecting significant differences between the planting systems. The humin fraction presented the largest values among the fractions of the soil organic matter. The plantings contributed to a reduction of the pH and in the Na soil content, in relation to the area with spontaneous vegetation (controls). On the other hand, the contents of N, Ca, Mg, H+Al, sum of bases (SB) and capacity of change cationic (CTC) were increased. The density as well the diversity of soil fauna were influenced by the plant species and by the cultivation system. The formicidae and isopoda groups were the most abundant in the areas of plantings. The abundance of AMF was larger in the control treatment, in relation to the re-vegetated areas, however the diversity was smaller. The *Glomus* and *Acaulospora* genus presented the largest percentage of fungus species. The eucalyptus, in single planting, showed smaller index of diversity of AMF, relatively that to their associated plantings with the legume trees. The PSRG correlated narrowly with C and N of the soil, and it was observed larger amounts in the all plantings, when compared with the control treatment. The eucalyptus presented larger DAP and wood volume, when cultivated with the legume trees. The amount and the quality of the deposited litter were influenced by the species used in the re-vegetation, as well as for the cultivation system. The planting of acacia with eucalyptus led to a largest amount of litter in relation to the other plantings. The constitutive material of the burlap, in all of the plantings, it was constituted, mainly, for leaves. The burlap leaves from sesbania planting presented the largest content of N, in relation to the other plantings. However, it was observed, in the planting of acacia with the eucalyptus, the largest amount of N deposited. The concentration of N of this inter-cropping contributed with a significant increase in deposited N ( $42 \text{ kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ), when compared to the eucalyptus in single planting, which evidences the benefit of the legume tree in this system. The planting of the legume trees with eucalyptus in degraded soils, with low reservation of nutrients, increased the content of N, P, K, Ca and Mg to the soil, in relation to the single planting of the eucalyptus.

Therefore, it suggests that it can be recommended in rehabilitation programs of degraded areas by clay extraction.

## 1. INTRODUÇÃO

O parque cerâmico fluminense é constituído por mais de 300 empresas espalhadas por todo o estado. O principal pólo produtor está em Campos dos Goytacazes que, segundo estimativa do sindicato dos Ceramistas, conta com cerca de 120 cerâmicas produzindo cinco milhões de peças/dia, gerando 4.500 empregos diretos e quinze mil indiretos (Valicheski et al., 2006).

A extração de argila e produção de cerâmica constitui uma das atividades industriais mais importantes do município, movimentando, anualmente, cerca de R\$168 milhões (Ramos et al., 2003). Contudo, embora haja uma grande importância socioeconômica (Schiavo, 2005), esta atividade gera grandes danos ambientais, devido à remoção do solo (Lamônica et al., 2007), onde estima-se uma retirada diária de 7000 m<sup>3</sup> (Schiavo, 2005), provocando impactos sobre a água, o próprio solo e a paisagem como um todo (Lamônica et al., 2007).

De acordo com o Decreto nº 97.632 de 10 de abril de 1989, citado por Castro (1998), aquele que explorar recursos minerais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado. Ou seja, é obrigação legal que as áreas degradadas pela extração de argila sejam recuperadas.

A reabilitação de áreas degradadas, através do processo de revegetação com espécies da família Leguminosae, constitui-se em uma técnica economicamente viável (Franco et al., 1995), em virtude de estas espécies apresentarem bom desenvolvimento em solos de baixa fertilidade natural e, ou,

em áreas degradadas onde os horizontes superficiais foram removidos, seja por processos erosivos, seja por exploração mineral (Franco e Faria, 1997).

Uma das características que faz com que estas leguminosas sejam adequadas a este processo, é a capacidade de grande parte das espécies desta família formar simbiose com bactérias comumente chamadas de rizóbio. A simbiose permite que o nitrogênio atmosférico seja convertido e transferido para a planta, em formas assimiláveis, mediante o processo denominado fixação biológica de nitrogênio (FBN) (Franco et al., 1995).

Além disso, muitas leguminosas que nodulam também formam simbiose com fungos micorrízicos. A associação com estes fungos pode trazer benefícios nutricionais, como maior absorção de nutrientes, principalmente aquele de baixa mobilidade no solo, tal como o fósforo (Siqueira e Franco, 1988; Moreira e Siqueira, 2002). Pode trazer, também, benefícios não-nutricionais, como melhoria na agregação do solo através de alguns mecanismos, como a produção de uma glicoproteína denominada glomalina. Esta glicoproteína apresenta efeito cimentante e estudos relatam que ela pode contribuir também para o estoque de carbono no solo (Rillig e Steinberg, 2002).

Segundo Schiavo (2005), embora existam vários trabalhos mostrando o efeito positivo das leguminosas na recuperação de áreas degradadas, existe uma resistência por parte dos ceramistas em cultivar espécies que não sejam de eucalipto, uma vez que temem a intervenção do IBAMA impedindo o corte das mesmas.

Neste contexto, o que tem sido proposto e estudado na região de Campos dos Goytacazes, é o plantio de espécies florestais, como de eucalipto, em consórcio com as leguminosas, não só com o intuito de recuperar as cavas de extração de argila, como também de suprir a demanda energética de origem vegetal para produção de cerâmica. De acordo com Borlinil et al. (2005), o combustível mais utilizado pelas indústrias de cerâmica vermelha é a lenha, sendo o tipo mais utilizado por estas indústrias em Campos dos Goytacazes-RJ, proveniente do eucalipto. Contudo, grande parte do eucalipto vem do Norte do Espírito Santo, o que acaba elevando o custo de produção das peças (Zaia e Gama-Rodrigues, 2004).

Desta forma, considerando a grande importância do eucalipto para indústria ceramista na região Norte Fluminense e de algumas espécies de

leguminosas para recuperação de áreas degradadas, o consórcio de ambos pode trazer benefícios econômicos e ambientais.

Os benefícios ambientais promovidos pela recuperação de uma área degradada podem ser avaliados através de indicadores de qualidade do solo (Kennedy e Papendick, 1995). Estes indicadores são propriedades, processos e características físicas, químicas e biológicas que podem ser medidos para monitorar mudanças na qualidade do solo (Santana e Bahia Filho, 1999).

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desenvolvimento de espécies arbóreas em monocultivo e em consórcio e, através de indicadores de qualidade, avaliar a influência destas espécies e do tipo de cultivo nas propriedades químicas e biológicas do solo. Os objetivos específicos foram: a) avaliar as características químicas do solo sob as diferentes coberturas vegetais. b) caracterizar a fauna do solo analisando qual sistema de cultivo mais contribui para sua resiliência; c) avaliar a influência das diferentes coberturas vegetais na abundância e diversidade de esporos de FMAs e na produção de glomalina; d) avaliar a influência do tipo de cultivo na produção de madeira de *Eucalyptus camaldulensis* e *Acacia mangium*, aos quatro anos de idade; e) estimar a quantidade de serapilheira produzida, nas suas diferentes frações; avaliar a sazonalidade anual de deposição; e quantificar os nutrientes presentes na serapilheira foliar das espécies (*E. camaldulensis*, *A. mangium* e *S. virgata*) em cada sistema de cultivo.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Áreas Degradadas

O crescimento da população mundial, o aumento na expectativa de vida e a tendência à padronização do consumo vêm criando uma demanda crescente pelos recursos naturais. O consumo acelerado dos recursos do planeta compromete a qualidade de vida e a sobrevivência das futuras gerações. Isso se deve ao fato de que as técnicas hoje empregadas na exploração desses recursos não estão adequadas à manutenção do ambiente (Oldeman e Lynden, 1998).

Apesar dos impactos advindos da ação antrópica no ambiente, a utilização dos recursos naturais é indispensável. A ocupação humana, as atividades industriais e os sistemas agrícolas devem, portanto, ser compatíveis com a natureza do solo e com o seu ecossistema, mantendo equilibrado o binômio utilização/conservação (Lima et al., 2002). Embora este equilíbrio seja recomendado, não é o que se tem observado, pois o planeta apresenta diversas áreas degradadas ou em fases de degradação devido às atividades ou interferências humanas (FAO, 1984; Oldeman e Lynden, 1998).

O conceito de área degradada é bastante discutido pela comunidade científica, onde são aceitas várias definições. Para o IBAMA (1990), por exemplo, área degradada é aquela onde a vegetação nativa e a fauna foi destruída, removida ou expulsa; a camada fértil do solo foi perdida, removida ou enterrada; e a qualidade e regime de vazão do sistema hídrico foram alterados. Carpanezi et

al. (1990) as define como aquelas que, após distúrbios, teve eliminado, junto com a vegetação, os seus meios de regeneração bióticos, como o banco de sementes, banco de plântulas, chuvas de sementes e rebrota. Apresenta, portanto, baixa resiliência, ou seja, seu retorno ao estado anterior pode não ocorrer ou ser extremamente lento. Noffs et al. (2000), por outro lado, relacionam somente os aspectos físicos do ambiente. Para estes autores, áreas degradadas são caracterizadas como ambientes modificados por uma obra de engenharia ou submetidos a processos erosivos intensos que modificaram suas características originais além do limite de recuperação natural dos solos, exigindo desta forma, a intervenção antrópica para sua recuperação.

De acordo com Reis (2006), independente dos aspectos considerados e do conceito adotado, um ponto comum das áreas degradadas é a redução da resiliência e conseqüente necessidade de intervenção antrópica, visando acelerar o processo de recuperação ou guiá-lo para o processo final que se pretende.

A maior parte das áreas degradadas nos Neotrópicos é resultado de sistemas inapropriados de uso da terra que geram ganhos econômicos em curto prazo, com um alto custo de degradação ambiental e subdesenvolvimento socioeconômico em longo prazo (Lott et al., 2004).

Dias e Griffith (1998) destacam como os principais fatores de degradação, o superpastejo, responsável por 34,5% das áreas mundiais degradadas, seguido pelo desmatamento (29,4%), atividades agrícolas (28,1%) e exploração intensiva da vegetação para fins domésticos (6,8%) (Oldeman, 1994, citado por Dias e Griffith, 1998). A mineração, com aproximadamente 1,2% (Cabral et al., 2002), embora não represente grande parcela em extensão se comparada aos demais agentes degradadores, também causa efeitos drásticos ao ambiente (Kobiyama et al., 2001), sendo uma das atividades antrópicas que mais contribui para alteração da superfície terrestre (Sirtoli et al., 2002).

A exploração mineral é uma atividade indispensável para a sociedade moderna, em função da importância que os bens minerais e derivados assumiram na economia mundial (Banco do Nordeste, 1999). Contudo, se não conduzida de maneira apropriada, provoca grandes modificações no ambiente (Bell, 1996). Este tipo de atividade, além de alterar as características originais dos solos (Silva e Oliveira, 2006), promove a remoção ou alteração da sua camada fértil, levando a perda de grande parte do conteúdo de matéria orgânica do solo (MO), o que

causa forte impacto na composição quantitativa e qualitativa dos microrganismos edáficos (Franco et al., 1995). Além disso, pode causar conseqüências importantes fora da sua área de abrangência, principalmente pela descarga de resíduos contaminados com sedimentos, produtos químicos, metais ou acidez alterada. As operações de mineração podem também introduzir pragas, predadores e doenças nos ecossistemas naturais, e podem abrir zonas marginais sujeitas a outras perturbações produzidas pelo homem (Gardner, 2001).

Assim, a atividade mineradora embora muito importante do ponto de vista econômico são práticas que trazem sérias conseqüências para o ambiente (Mendes Filho, 2004), afetando o local explorado e seu entorno, provocando impactos sobre a água, o ar, o solo, o subsolo e a paisagem (Sirtoli et al., 2002).

A Legislação Federal, através da nova Constituição da República Federativa do Brasil, promulgada em 5 de outubro de 1988, no seu artigo 255, estabelece que "...aquele que explorar recursos minerais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado, de acordo com solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma da lei." Então, para minimizar os impactos provocados pela atividade de mineração, medidas intervencionistas visando restabelecer as condições de equilíbrio deste ambiente degradado, devem ser tomadas (Mendes Filho, 2004).

Nesse sentido, a vegetação pode ser um elemento de atuação e utilização nos programas de recuperação de áreas degradadas, assumindo diferentes funções, de acordo com a situação encontrada (Fonseca, 1989), podendo promover benefícios sociais, econômicos e ecológicos.

De acordo com Rovedder (2007), a revegetação de áreas degradadas com espécies eficientes em adaptar-se a condições adversas tem adquirido importância, por tratar-se de uma técnica que promove o retorno das condições desejáveis do ambiente edáfico.

## **2.2 Revegetação de áreas degradadas**

As medidas utilizadas na reabilitação de áreas degradadas devem ser eficazes e realizadas com o objetivo de acelerar a sucessão natural das espécies vegetais (Melloni et al., 2006). Com esta finalidade, a revegetação tem sido a principal prática para recompor e proteger o solo, evitar a poluição das águas e

promover o retorno da vida selvagem (Melo et al., 2000) e da biota edáfica (Melloni et al., 2003, 2004, 2006; Silva e Oliveira, 2006).

Para o sucesso no processo da revegetação, é necessária a escolha adequada das espécies vegetais a serem utilizadas, pois a obtenção de um nível de equilíbrio e evolução da recuperação do local depende dos resultados do desenvolvimento dessa vegetação. Dessa forma, o desenvolvimento de uma equilibrada e auto-sustentada cobertura vegetativa é o objetivo da maioria dos projetos de recuperação (Cunha, 2007).

Outro ponto importante a se considerar quando se utiliza a revegetação como estratégia de reabilitação, é ter o intuito de promover uma nova dinâmica de sucessão ecológica, onde a área degradada é considerada o ponto de partida para o restabelecimento de novas espécies. Neste sentido, a escolha das espécies que darão novo início à sucessão vegetal é muito importante, pois as mesmas deverão ser adequadas às restrições locais condicionadas pelo solo, que após distúrbios é geralmente de baixa fertilidade e fisicamente inadequado para o crescimento da maioria das plantas (Reis et al., 1999). De acordo com estes autores, deve-se dar preferência às espécies pioneiras, agressivas, capazes de cobrir o solo rapidamente, evitando a erosão, bem como às espécies capazes de “nutrir” o solo, visto que uma das limitações para a revegetação destas áreas é a baixa fertilidade do solo ou do substrato (Franco e Faria, 1997).

Na prática da revegetação, podem ser utilizadas espécies herbáceas (gramíneas ou leguminosas) ou arbóreas e a escolha dependerá das características da área a ser recuperada. Por exemplo, no caso de taludes, a primeira opção é a escolha de espécies herbáceas, por seu crescimento rápido, boa germinação e grande capacidade de estabelecer-se e espalhar-se horizontalmente. Posteriormente, a revegetação pode ser complementada ou substituída, segundo o caso, por espécies florestais (Almeida, 2002).

As espécies utilizadas podem ser nativas ou não, dependendo do ambiente. De acordo com alguns autores, certas espécies exóticas se destacam em projetos de recuperação de áreas degradadas (RAD) (Schiavo e Martins, 2002; Ceconi et al., 2005), devido principalmente às suas características de rusticidade e rápido desenvolvimento, indispensáveis nas estratégias de recuperação. Contudo, freqüentemente tem sido criticado o uso dessas espécies na RAD (D'Antonio e Meyerson, 2002), uma vez que muitas delas, de tão

agressivas que são, impedem ou retardam sobremaneira o processo sucessional. Desta forma, tem sido ecologicamente mais recomendado o restabelecimento utilizando as espécies nativas (Reis et al., 1999).

De acordo com Faria e Chada (2003), a revegetação com espécies nativas pode aproveitar polinizadores e dispersores naturais para uma auto-regeneração. No entanto, destacam que o uso de espécies não nativas, por apresentarem baixa sustentabilidade local, funcionam como condicionadoras do substrato. Além disso, a deposição de serapilheira por estas espécies na superfície do solo degradado produzirá uma diversidade de espécies herbáceas nativas, além de promover uma recuperação mais rápida da atividade das comunidades microbianas do solo (IBAMA, 1990). Melloni et al. (2003) avaliando a ocorrência de FMAs em solos de área de mineração de bauxita em reabilitação, observaram que, embora o *Eucalyptus saligna* não seja um bom hospedeiro para os FMAs, quando associado a sub-bosque bem desenvolvido e diverso, contribuiu para recuperação destes fungos no solo. O mesmo padrão foi observado por Melloni et al. (2006), nesta mesma área, para diversidade de bactérias que nodulam leguminosas.

Dentre as espécies vegetais mais promissoras para recuperação desses solos empobrecidos e erodidos estão as espécies de leguminosas perenes, tais como as essências arbóreas, que não só protegem os solos, como também são capazes de incorporar quantidades substanciais de carbono e nitrogênio (Franco et al., 1995; Franco e Faria, 1997). Isso se deve ao fato da maioria das leguminosas arbóreas apresentarem características especiais, como capacidade de formar simbiose com bactérias fixadoras de  $N_2$  atmosférico e fungos micorrízicos (Leitão, 1997).

A simbiose entre as leguminosas e bactérias do gênero rizóbio permite que o  $N_2$  do ar seja transformado em formas assimiláveis pelas plantas, através da atuação do rizóbio presente em nódulos formados nas raízes (Franco et al., 1995). Além disso, a associação com FMAs também oferece múltiplos benefícios. A exploração de maior volume de solo pelas hifas da micorriza permite uma maior absorção de nutrientes e de água, além da zona de atuação das raízes (Moreira e Siqueira, 2002).

A associação com rizóbio e FMAs favorece o estabelecimento da cobertura vegetal, funcionando como catalisadoras de importantes funções

ecológicas. Através do processo de fotossíntese, as plantas fixam o carbono, formando a biomassa vegetal. No decorrer do crescimento das plantas, parte desta biomassa (folhas, galhos e estruturas reprodutivas) retorna ao solo, formando a camada de serapilheira (Costa et al., 2004). A ação do processo de decomposição sobre a serapilheira proporciona a ciclagem de nutrientes, que exerce importante papel no desenvolvimento das leguminosas e na reabilitação de áreas degradadas (Andrade et al., 2000; Costa et al., 2004).

As leguminosas arbóreas são responsáveis pela incorporação ao solo de serapilheira com baixa relação C:N, o que favorece o retorno da vida ao solo e intensifica a ciclagem de nutrientes (Franco e Balieiro, 1999). A camada de serapilheira junto com a parte aérea e radicular das plantas protege o solo dos agentes erosivos e propicia condições para o restabelecimento de suas propriedades físicas, químicas e biológicas (Andrade et al., 2000). Desta forma, o uso de leguminosas possibilita a melhoria do solo pela adição de matéria orgânica, com mínimo de investimento financeiro (Franco *et al.* 1995).

### **2.3.1 *Acacia mangium* Willd**

*Acacia mangium* Willd é uma leguminosa arbórea procedente da região que abrange Nova Guiné, Indonésia e Austrália (National Research Council, 1983). É uma espécie pioneira de grande adaptabilidade a solos ácidos, rústica e de rápido crescimento (Fisher, 1995). Apresenta capacidade de se associar a bactérias fixadoras de nitrogênio e fungos micorrízicos (National Research Council, 1983), o que facilita seu estabelecimento em solos pobres em nutrientes e matéria orgânica (Franco et al., 1995). Além disso, tem se destacado como promissora para programas de recuperação de áreas degradadas por excesso de metais pesados (Marques et al., 2002).

O interesse na realização de pesquisas com essa espécie florestal se deve, principalmente, à sua capacidade em se desenvolver em grande variedade de ambientes (Nitrogen Fixing Tree Association, 1987). Além disso, o poder calorífico da madeira desta espécie (4800 a 4900 kcal/kg), a torna adequada para produção de energia, sendo seu uso quatro vezes mais eficiente que algumas espécies nativas do Brasil. Estima-se que no Brasil existam cerca de 10.000 ha plantados com essa espécie, para produção de celulose e energia (Azevedo et al., 2002; Souza et al., 2004).

*A. mangium* apresenta, ainda, grande potencial para aportar matéria orgânica, nitrogênio e bases trocáveis no solo, além de produzir serapilheira de baixa relação C:N (Dias et al., 1994), o que contribui positivamente para manutenção da atividade biológica e a ciclagem de nutrientes em solos degradados. Os valores expressivamente altos de serapilheira que esta espécie pode depositar no solo permitem a formação de um reservatório de matéria orgânica e nutrientes, essencial para o processo de revegetação (Souza e Silva 1996). Estudos realizados por Andrade (2000) e Froufe (1999) mostraram valores de deposição de serapilheira por esta espécie em torno de 9 e 13 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, respectivamente.

### **2.3.2 *Sesbania virgata***

*Sesbania virgata* é uma espécie que ocorre naturalmente no Brasil, com maior ocorrência do gênero na África (Santos et al., 1997). É uma leguminosa de vida curta (oito a nove anos), podendo atingir em média 6 m de altura, 25 cm de diâmetro à altura do peito e 5 m de diâmetro de copa.

De acordo com Samôr (1999), é uma espécie que apresenta alta plasticidade, sendo encontrada nas margens de estradas, terrenos baldios e em locais próximos ao mar. Desenvolve-se naturalmente em terrenos úmidos, sendo resistente a alagamentos (Rogge et al., 1998) e utilizada com sucesso em ambiente ciliar (Pott e Pott, 1994). Segundo Samôr (1999) e Coutinho et al. (2006), essa espécie é importante na recuperação de cavas de extração de argila, principalmente, pela sua frequência de ocorrência em cavas abandonadas; boa disponibilidade de sementes e capacidade de se associar a microrganismos fixadores de N<sub>2</sub> atmosférico. Estudos têm demonstrado bom estabelecimento e crescimento desta espécie nesse tipo de ambiente (Schiavo, 2005; Coutinho et al., 2006).

*S. virgata*, quando em consórcio com plantas não-leguminosas, pode contribuir para transferência de parte do N fixado biologicamente para a planta não-leguminosa, tal como observado por Rodrigues et al. (2003). Estes autores, avaliando a transferência de N entre esta espécie e *E. grandis* em cultivo consorciado, observaram decréscimo na relação C:N na parte aérea do eucalipto, no tratamento em que a sesbânia foi inoculada com FMAs e com rizóbio. Eles

discutiram que, embora o rizóbio se associe somente à sesbânia, aumentou a quantidade de N do eucalipto, acarretando alterações na relação C:N.

### 2.3.3 *Eucalyptus* sp.

O *Eucalyptus* é um gênero pertencente à família Mirtaceae, que foi introduzido no Brasil em 1904, devido ao crescente aumento na demanda por madeira para produção de lenha, postes e dormentes das estradas de ferro na região Sudeste (Dossa, 2002). Sua expansão foi impulsionada a partir de meados da década de 60, com o estabelecimento do programa de incentivos fiscais, que visava a sua utilização como matéria-prima nas indústrias, sobretudo para obter celulose e energia (Lima, 1987).

O sucesso obtido por esta espécie se deve, principalmente, ao seu rápido crescimento, adaptação a diversas condições edafoclimáticas e à sua utilização com diferentes finalidades (Garay et al., 2003). De acordo com James e Del Lungo (2005), o gênero *Eucalyptus* é um dos mais utilizados em plantios comerciais no mundo. Estima-se que existam cerca de seis milhões de hectares de eucalipto plantados no mundo, dos quais a metade está plantada no Brasil (Higa et al., 2000). Devido à elevada produtividade de madeira, quando ofertada ao mercado consumidor, é competitiva com a madeira oriunda do extrativismo em remanescentes nativos (Costa, 2002).

No Brasil, existe uma variabilidade na produtividade de madeira do eucalipto em função do elevado número de espécies e do avanço na área de melhoramento genético. A média da produtividade desta espécie, aos sete anos de idade, é de valores entre 30 e 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de madeira, embora, existam relatos de produção de madeira em torno de 120 a 160 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> em plantios de *E. camaldulensis* e de 600 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> em plantios de *E. grandis* (Scolforo, 1997).

De acordo com Novais et al. (1990), plantios de eucalipto mostram alta demanda por nutrientes, principalmente nitrogênio, até a formação da copa, sendo todo nutriente absorvido do solo. Depois da copa estabelecida, a ciclagem de nutrientes da serapilheira para o solo torna-se a via mais importante de fornecimento de nutrientes para o plantio.

O eucalipto é altamente eficiente na ciclagem bioquímica, ou seja, na retranslocação de nutrientes de tecidos velhos para órgãos de crescimento ativo, sobretudo para os elementos N e P (Attiwill e Adams, 1993; Lima, 1993). A

combinação de resíduos pobres em N e P, mas ricos em polifenóis e lignina, pode estar relacionada com efeitos negativos na decomposição, tais como: a redução da fauna do solo, a produção de compostos alelopáticos e efeitos antimicrobióticos (Della Bruna et al., 1991; Sanginga & Swit, 1992; Louzada et al., 1997).

Os plantios de eucalipto são geralmente monoespecíficos e têm sido manejados sucessivamente e sustentavelmente por muitos anos (FAO, 1992). Contudo, estudos têm demonstrado incrementos significativos na produção de biomassa ou volume em plantios consorciados de *Eucalyptus* spp. com espécies fixadoras de nitrogênio, comparados a plantios puros (Forrester 2004; 2006). Isso se deve principalmente ao aumento na disponibilidade de nutrientes através da FBN ou à razão acelerada da ciclagem de nutrientes através da serapilheira (Forrester et al., 2004). No entanto, embora ambientalmente os plantios consorciados sejam preferidos em relação aos monocultivos, são raramente considerados operacionalmente viáveis para plantios comerciais (Bristow et al., 2006).

A espécie de eucalipto mais difundida no Brasil é o *E. grandis*, no entanto, também são plantados *E. saligna*, *E. urophylla*, *Corymbia citriodora* (anteriormente denominado *Eucalyptus citriodora*) e *E. camaldulensis* (Souza et al., 2004). O *E. camaldulensis* é uma espécie nativa da Austrália e apresenta características como: rápido crescimento; boa regeneração por brotação de cepas; tolerância ao frio, à secas prolongadas, a inundações periódicas, à salinidade; e moderada resistência às geadas (Oliveira et al., 1990; Akilan et al., 1997; Rawat e Banerjee, 1998).

## **2.4 Interações ecológicas de plantios consorciados**

A literatura tem relatado que plantios consorciados, de uma maneira geral, têm grande potencial para aumentar a fertilidade do solo, a produção de biomassa, a ciclagem de nutrientes e seqüestrar carbono. Além disso, podem promover uma diversificação de produtos, serem usados como um sistema silvicultural para melhorar a qualidade da madeira e proteger as espécies contra pragas e doenças (Binkley et al., 1992; DeBell et al., 1997; Montagnini, 2000; Medhurst et al., 2003; Resh et al., 2002; Bauhus et al., 2004; Balieiro et al., 2002; Forrester et al., 2006a; Kelty et al., 2006; Laclau et al., 2008). Contudo, embora

diversos estudos mostrem as inúmeras vantagens da utilização deste tipo de plantio, existem outras pesquisas em que os plantios consorciados promoveram pouco ou nenhum crescimento das espécies ou, na interação entre as espécies, uma suprimiu o desenvolvimento da outra (Parrotta, 1999; Hunt et al., 1999; Laclau et al., 2008).

Forrester et al. (2005; 2006b), em revisão de literatura, destacaram a existência de três tipos de interações entre árvores, que são julgadas de grande importância em um consórcio: a competição, a redução competitiva e a facilitação. Quando duas ou mais plantas ou populações interagem de forma que uma exerce efeito negativo sobre a outra (crescimento ou mortalidade), tem-se a competição. Quando a competição interespecífica para um determinado recurso limitante é menor do que em um monocultivo, ocorre a redução competitiva. E, por fim, quando uma espécie tem um efeito positivo sobre a outra, o termo utilizado é facilitação. De acordo com Forrester et al. (2005), os plantios consorciados serão mais produtivos se as interações de facilitação e de redução competitiva forem mais expressivas que a interação competitiva.

Assim, diante destas interações, existe a possibilidade de resultados positivos ou negativos para ambas as espécies, quando cultivadas em consórcio. Hunt et al. (2006), por exemplo, observaram que o consórcio de *Eucalyptus nitens* com *Acacia dealbata*, promoveu uma maior competição por luz (avaliada pela relação altura:diâmetro; quanto mais alto o valor, maior a competição) pelo eucalipto quando em consórcio, do que quando em monocultivo. Por outro lado, em estudos realizados por Forrester et al. (2004), tanto o diâmetro quanto o volume de madeira de *Eucalyptus globulus*, foram significativamente maiores em consórcio com *Acacia mearnsii*, do que em monocultivo, tendo o mesmo comportamento ocorrido para a acácia (facilitação e redução competitiva).

O ponto principal para uma alta produtividade em um plantio consorciado é a escolha correta das espécies que serão cultivadas em conjunto. Ou seja, combinar espécies que diferem em características como: estrutura da copa (principalmente, área foliar), fenologia foliar, comprimento e fenologia das raízes, tolerância à sombra e, razão de desenvolvimento em altura. Assim, estas poderão capturar e/ou utilizar os recursos com maior eficiência, resultando em maior produção de biomassa total, em relação aos monocultivos (Kelty et al., 2006).

Outro ponto importante a se destacar é a utilização de espécies capazes de se associar a microrganismos fixadores de  $N_2$  atmosférico com aquelas que não apresentam esta habilidade, como, por exemplo, as leguminosas e o eucalipto, respectivamente. Vários estudos têm mostrado aumentos significativos na biomassa ou produção de volume em plantios consorciados de eucalipto com espécies fixadoras de N, quando comparados a monocultivos de eucalipto (Bauhus et al., 2000; Forrester et al., 2004, 2006a; Laclau et al., 2008). Isso se deve, principalmente, ao fato da espécie fixadora de N (EFN), aumentar a disponibilidade deste nutriente no solo e de acelerar a ciclagem de nutrientes (Binkley e Giardina, 1997; Forrester et al., 2004, 2005).

De acordo com Forrester et al. (2005), existem diferentes mecanismos por meio do qual o N pode ser disponibilizado para o desenvolvimento do eucalipto, quando em consórcio com EFN: as espécies não fixadoras podem usar o N fixado, após a morte e decomposição de tecidos das plantas fixadoras e dos microrganismos (May e Attiwill, 2003) e; o N pode ser transferido entre plantas via exsudação de raízes ou conexões micorrízicas entre sistemas radiculares, quando ambas as espécies formem simbiose com algum fungo micorrízico (He et al., 2003; Rodrigues et al., 2003).

## **2.5 Serapilheira em ecossistemas florestais**

A produção de serapilheira e a devolução de nutrientes em ecossistemas florestais constituem a via mais importante do ciclo biogeoquímico (Khönig et al. 2002). Este ciclo está relacionado às trocas de nutrientes entre solo e planta (Cunha et al., 1993), onde em um primeiro estágio, as plantas absorvem os nutrientes pelas raízes e os distribuem pelas diferentes partes da planta. Posteriormente, estes nutrientes são transferidos para o solo, principalmente pela deposição de serapilheira (Poggiani e Schumacher, 2000). O ciclo biogeoquímico, junto com o bioquímico (circulação de nutrientes no interior da planta), permite que as árvores da floresta possam sintetizar a MO através da fotossíntese, reciclando, principalmente, os nutrientes em solos altamente intemperizados, onde a biomassa vegetal é o seu principal reservatório (Schumacher et al., 2004).

As coberturas florestais proporcionam grande aporte de estruturas vegetais que irão formar a serapilheira acumulada (Correia e Andrade, 1999). Esta é constituída por galhos, órgãos reprodutivos, detritos e folhas (Costa et al.,

2007), sendo esta última estrutura a de maior representatividade, encontrada na maioria dos trabalhos em proporções superiores a 50% (Morellato, 1992; Swany e Proctor, 1994; König et al., 2002; Tienne et al., 2002; Balieiro et al., 2004; Pezzatto e Wisniewski, 2006; Carreira et al., 2006; Fernandes et al., 2006; Costa et al., 2007; dentre outros). A deposição das estruturas vegetais é causada pela senescência, resultante de uma série de processos metabólicos ligados à fisiologia de cada espécie, e também pelos estímulos vindos do ambiente, como fotoperíodo, temperatura, estresse hídrico, entre outros (Kramer e Kozlowski, 1960). Assim, quando se deseja explicar as características de deposição de serapilheira em um determinado ecossistema, todos estes fatores (climáticos, edáficos e genéticos) precisam ser analisados em um contexto geral (Schumacher, 1992).

A concentração e o conteúdo de nutrientes na serapilheira variam em função do tipo de solo, da vegetação, da densidade populacional, da habilidade da espécie em absorver, utilizar e redistribuir os nutrientes, do habitat natural e da idade das árvores (Neves et al., 2001). Sua qualidade, usualmente, é expressa baseada no seu grau de lignificação, teores de nutrientes, compostos orgânicos solúveis, na presença de moléculas orgânicas com efeitos alelopáticos, assim como de substâncias estimuladoras em concentrações biologicamente significativas (Palm et al., 2001).

A qualidade química é um dos principais fatores que regulam a velocidade de decomposição da serapilheira, sendo freqüentemente avaliada pelos teores de lignina (L), celulose (Ce), polifenóis (Po), além das relações L:N, (Po+L):N e C:N (Swift et al., 1979 citado por Fernandes, 2005), onde baixos teores de N estão relacionados com uma menor velocidade de decomposição (Garay et al., 2003). Além das características químicas da serapilheira, a decomposição também está relacionada à composição da comunidade de organismos decompositores e às condições químicas e físicas do ambiente que, por sua vez, são reguladas pelo clima e características edáficas do local (Heal et al., 1997; Correia e Andrade, 1999).

A serapilheira compreende a camada mais superficial em ambientes florestais e exerce inúmeras funções para o equilíbrio e dinâmica desses ecossistemas (Costa et al., 2007). Sua produção seguida da decomposição é o principal meio de transferência dos nutrientes para o solo, possibilitando a sua

reabsorção pelos vegetais, tornando-se um dos mais intensos sítios de ciclagem de nutrientes (Montagnini e Jordan, 2002). Assim, a serapilheira desempenha papel essencial no crescimento das plantas, influenciando as propriedades químicas do solo (Garay et al., 2001). Além disso, funciona como retentor de água, isolante térmico (Santos, 1989), armazena em seu conteúdo uma grande quantidade de sementes e abriga uma abundante fauna, devido a uma grande variedade de nichos (Costa et al., 2007).

A importância de se avaliar a produção de serapilheira, bem como a sua qualidade, está na compreensão dos reservatórios e fluxos de nutrientes nos ecossistemas (Souza e Davide, 2001). Diferentes motivos têm estimulado os estudos sobre a produção de serapilheira em diversas florestas do mundo (Proctor, 1983, citado por Caldeira et al., 2007), a saber: fornecer um índice de produção, pois pode ser considerado como um indicador do nível mínimo de produtividade primária líquida das florestas; prover informações sobre a taxa de decomposição; fornecer informações fenológicas das árvores; quantificar uma importante via dos ciclos de nutrientes e indicar a eficiência destes ciclos.

A quantidade de serapilheira, bem como, o conteúdo de nutrientes que são depositados ao solo em um povoamento irão refletir na sua capacidade produtiva e no seu potencial de recuperação ambiental, tendo em vista as transformações que irão ocorrer nas características químicas do solo e, conseqüentemente, na cadeia alimentar resultante do material orgânico adicionado ao solo (Schumacher et al., 2004). Além disso, a formação e a manutenção da camada de serapilheira têm função importante para a conservação dos nutrientes, evitando que sejam perdidos por lixiviação ou erosão e sendo mineralizados lentamente (Andrade et al., 2000).

## **2.6 Indicadores de qualidade do solo**

O conceito de qualidade do solo (QS) começou a ser elaborado no início dos anos 90 e percepções diferenciadas surgiram desde que o tema foi proposto (Conceição et al., 2008). Uma das definições mais utilizadas para descrever o termo QS foi a criada por Doran e Parkin (1994). Para estes autores, qualidade do solo, é a capacidade do mesmo em funcionar dentro dos limites do ecossistema; sustentar a produtividade biológica; manter a qualidade ambiental e promover a saúde vegetal e animal. Outras definições utilizadas para qualidade do solo são

encontradas nos trabalhos de Larson e Pierce (1991), Johnson et al. (1997), Karlen et al. (1997) e Seybold et al. (1998).

Embora, no Brasil, estudos referentes ao tema, bem como, ao uso do termo QS, ainda sejam incipiente (Conceição et al., 2008), a preocupação com o assunto tem crescido na medida em que o uso do solo pode resultar na diminuição de sua capacidade em manter uma produção biológica sustentável (Carvalho et al., 2004).

A avaliação da QS tem sido realizada através do uso de indicadores. Estes indicadores são atributos que medem ou refletem o *status* ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema (Araújo e Monteiro, 2007). Os indicadores de qualidade do solo podem ser classificados como físicos, químicos e biológicos. A avaliação da QS através dos atributos do solo é bastante complexa devido à grande diversidade de usos, à variedade de inter-relações entre fatores físicos, químicos e biológicos, e aos aspectos relacionados à sua variação no tempo e no espaço (Mendes et al., 2006).

O conhecimento de indicadores hábeis para a avaliação da qualidade dos sistemas agrícolas e florestais cria condições favoráveis para a escolha de práticas de manejo do solo adequadas aos princípios de conservação e utilização racional (Zatorre, 2008). Para Doran e Parkin (1994), um indicador eficiente deve ser sensível às variações do manejo, correlacionado com as funções desempenhadas pelo solo, capaz de esclarecer os processos do ecossistema, de mensuração fácil e barata e útil para o agricultor. Além disso, devem ser mensurados a campo ou em condições que reflitam a real função que desempenham no ecossistema.

Assim, os critérios para a seleção de indicadores relacionam-se, principalmente, com a sua utilidade em definir os processos do ecossistema (Araújo e Monteiro, 2007). De acordo com Stenberg (1999), apenas um indicador não consegue descrever e quantificar todos os aspectos da qualidade do solo, existindo uma relação entre todos os atributos do solo.

Doran e Parkin (1994) sugerem diferentes indicadores que são julgados de grande importância para avaliação da qualidade do solo, como matéria orgânica, cobertura do solo e densidade de raízes, densidade do solo, capacidade de campo, temperatura, carbono total, nitrogênio total, condutividade elétrica, pH,

CTC, nitrogênio e fósforo extraíveis, biomassa microbiana, respiração do solo, mineralização potencial de nitrogênio e fauna do solo.

## 2.7 Matéria orgânica do solo

A matéria orgânica no solo (MO) apresenta-se como um sistema complexo de substâncias, no qual a dinâmica é conduzida pela adição de resíduos orgânicos de diversas naturezas e por uma transformação contínua mediante ação de fatores físicos, químicos e biológicos (Camargo et al., 1999; Fontana et al., 2001).

A composição e as propriedades da MO variam de acordo com o material orgânico original, com as condições de decomposição, com a biossíntese e com o tempo, evidenciando o efeito do tipo de cobertura vegetal sobre o teor e a distribuição dos componentes orgânicos em solos tropicais (Longo e Espíndola, 2000; Barreto et al., 2008).

A MO é constituída de componentes vivos e não-vivos. O primeiro grupo compreende as raízes de plantas, a fauna e os microrganismos do solo, enquanto, o segundo inclui os resíduos de plantas em decomposição, as substâncias humificadas e as não-humificadas (Passos et al., 2008). As substâncias humificadas de acordo com Stevenson (1994) citado por Moreira (2007), são consideradas a parte final da evolução da MO e representam de 70% a 80% do C presente no solo, sendo diferenciadas, principalmente, através dos grupos funcionais e grau de polimerização.

As frações humificadas são distribuídas em três categorias, a saber:

1. **Ácido fúlvico (AF):** são compostos de maior solubilidade (em meio ácido e básico), por apresentar maior polaridade e menor tamanho molecular (Benites et al., 2003); apresentam grande quantidade de grupamentos funcionais oxigenados (Canellas et al., 2001); e são os principais responsáveis por mecanismos de transporte de cátions no solo (Benites et al., 2003);
2. **Ácido húmico (AH):** constitui-se na fração reativa mais estável da matéria orgânica humificada, sendo insolúvel em meio fortemente ácido, devido à protonação dos grupamentos funcionais provocarem o colapso da estrutura e precipitação das macromoléculas (Canellas et al., 2001); são responsáveis pela maior parte da CTC de origem orgânica em camadas superficiais (Benites et al., 2003); e

3. **Humina (Hum)**: representa a matéria orgânica intimamente ligada à fração mineral do solo, portanto, insolúvel (Canellas et al., 2001). Apesar de apresentar baixa reatividade, é responsável pela agregação das partículas e, na maioria dos solos tropicais, representa boa parte do carbono humificado do solo (Benites et al., 2003).

A fertilidade dos solos é fortemente relacionada às características moleculares das substâncias húmicas (SH) (Cunha et al., 2007), as quais constituem-se em importantes reservatórios de C e nutrientes para a vegetação (Magrich, 2001; Moraes et al., 2008). De acordo com Silva et al. (2007a), na construção e manutenção da fertilidade do solo, a matéria orgânica é fundamental, pois influencia em características, como: elevação da CTC; liberação lenta de P, N, S e água; aumento da disponibilidade dos micronutrientes, com a formação de quelatos; aumento de retenção d'água; redução da toxidez causada por pesticidas; melhoria da estrutura; favorecimento do controle biológico, com maior população microbiana e melhoria da capacidade tampão do solo (Raij, 1991). Além disso, maiores teores de MO, podem contribuir para maiores teores de Ca, Mg, K e Na, devido à atuação dos ácidos orgânicos no material de origem. Assim, a estabilidade da MO é muito importante na reserva de nutrientes dos solos (Silva et al., 2007a).

Dependendo do sistema de cultivo adotado, a MO pode ser alterada em diferentes graus de intensidade, sendo um dos atributos mais sensíveis a transformações causadas pelo manejo (Barreto et al., 2008). Pela sua sensibilidade e forte interação com o material mineral e o manejo do solo, a quantidade de MO, bem como a proporção das frações húmicas, têm sido utilizada como indicadores de qualidade do solo (Leite et al., 2003; Silva et al., 2006a; Fontana et al., 2006; Moreira, 2007; Silva et al., 2007a; Moraes et al., 2008; Passos et al., 2008).

Assim, diversos estudos vêm sendo realizados com o objetivo de desenvolver estratégias para utilização sustentável dos solos, visando reduzir o impacto das atividades antrópicas sobre o ambiente, onde as condições climáticas, bem como o tipo de manejo, podem levar a um declínio dos estoques de C e N de origem orgânica (Torres et al., 2005; Fontana et al., 2006).

## 2.8 Fauna do solo

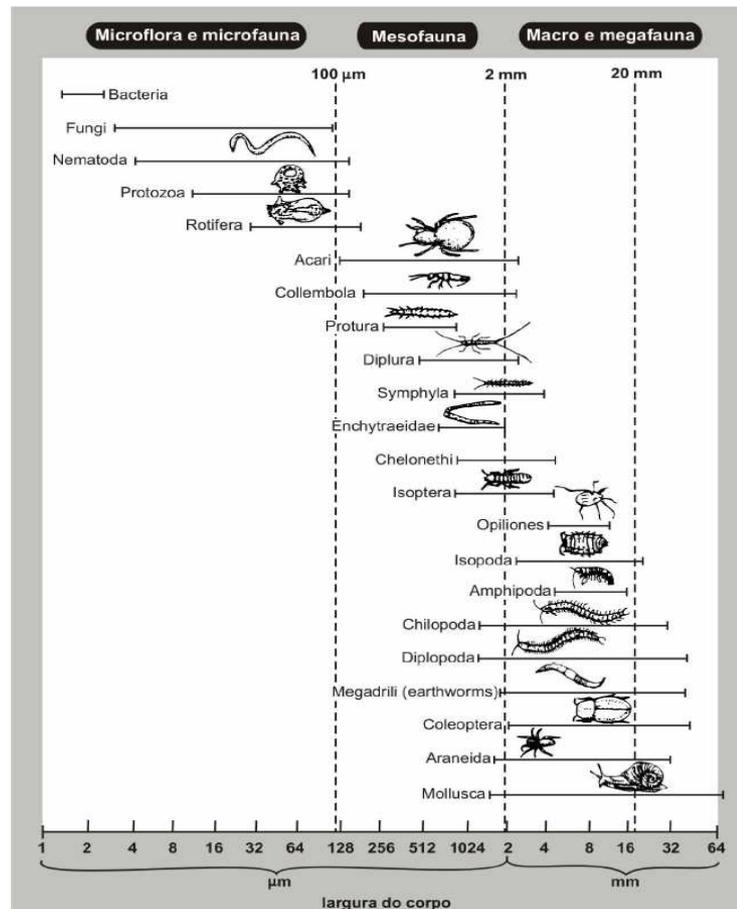
O solo pode ser considerado um sistema complexo composto tanto de matéria orgânica e mineral como de uma vasta e diversa comunidade de organismos (Pankhurst e Lynch, 1994). Estes organismos mantêm entre si complexas relações e influenciam, as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Assad, 1997). Suas atividades contribuem para a ciclagem de nutrientes, mantêm baixas as populações de pragas, produzem substâncias que promovem a formação de agregados do solo e produzem substâncias húmicas, sendo a maioria dos organismos muito importantes para a qualidade do solo (Magdoff, 2002).

Dentre os vários organismos que interagem com o solo, encontra-se a fauna invertebrada (Miklós, 1998). Esta é constituída por inúmeros grupos taxonômicos, que influenciam de diferentes maneiras no comportamento do solo (Assad, 1997).

Com a finalidade de facilitar o estudo da funcionalidade dos diferentes grupos taxonômicos, algumas classificações, baseadas na mobilidade e no tamanho dos organismos (Figura 1), foram propostas para subdividir a fauna do solo. Esta divisão classifica os organismos em: microfauna (4 a 100  $\mu\text{m}$ ), mesofauna (100  $\mu\text{m}$  a 2 mm), macrofauna (2 a 20 mm) e megafauna (> 20 mm). A microfauna inclui os organismos ligeiramente mais móveis que a microflora, enquanto a mesofauna é constituída por aqueles que se movimentam em fissuras, poros e na interface solo-serapilheira. A macrofauna, por sua vez, apresenta organismos que constroem ninhos, cavidades e galerias e transportam material de solo (Swift et al. 1979; Assad, 1997).

A fauna edáfica pode ainda, ser classificada de acordo com aspectos funcionais. Esta classificação divide a fauna em: saprófagos, micrófagos, predadores, insetos sociais, fitófagos e parasitóides (Assad, 1997). Os saprófagos (Blattodea, Dermaptera, Diplopoda, Diplura, Isopoda, Psocoptera e Symphyla) caracterizam-se por se alimentarem diretamente dos resíduos de plantas, fragmentando-os (Correia et al., 1995); os micrófagos (Collembola) utilizam os microrganismos como fonte de carbono, regulando a população destes tanto qualitativa quanto quantitativamente (Rusek, 1998); os predadores (Pseudoescorpionidae, Chilopoda e Araneae) alimentam-se de outros organismos (Correia et al., 1995); enquanto os fitófagos (Hemiptera e heteroptera) de partes

vivas de plantas (Assad, 1997; Costa, 2002); as larvas de insetos (larvas de Diptera, Coleoptera, Lepidoptera e Neuroptera), os grupos Coleoptera e Thysanoptera e os insetos sociais (Formicidae e Isoptera) podem ser tanto saprófagos como predadores. Os grupos Diptera, Homoptera, Heteroptera, Lepidoptera e Trichoptera são classificados como não-edáficos e sem funcionalidade conhecida (Correia et al., 1995).



**Figura 1.** Distribuição dos organismos do solo de acordo com o tamanho corporal (Swift et al., 1979, modificada por Begon et al., 1996 citado por Costa, 2004).

Alterações na fauna edáfica podem ocorrer em função do uso da terra, do preparo e cultivo do solo e da adição de resíduos orgânicos (Silva, 2005; Silva, 2006; Baretta et al., 2006, 2007; Alves et al., 2008), ocasionando efeitos benéficos ou prejudiciais a estes organismos (Silva, 2005; Alves et al., 2006). Além disso, modificações no ambiente, como alterações na estrutura da vegetação, têm grande influência na composição da fauna do ecossistema, uma vez que

interferem diretamente no habitat das diferentes espécies. Este fato pode ser constatado através das modificações na diversidade e densidade dos organismos, provocados pela perturbação do habitat, sendo que o grau de mudança está freqüentemente correlacionado com a magnitude da alteração (Barros et al., 1998).

Alves et al. (2006) avaliando fauna edáfica em um Latossolo Vermelho distroférico típico, constataram que tanto a atividade quanto a diversidade foram influenciadas pelos sistemas de preparo e cultivo do solo, sendo que a ausência de preparo, e a maior abundância de cobertura vegetal no sistema de plantio direto com maior tempo de implantação, proporcionaram uma maior atividade e diversidade da fauna edáfica.

De acordo com Linden et al. (1994), o estudo das alterações da comunidade da fauna edáfica em ecossistemas naturais e antrópicos pode evidenciar a influência da quantidade e da qualidade do material vegetal que aporta ao solo. Dias et al. (2007) observaram maior densidade e diversidade da fauna edáfica em pastagens consorciadas com leguminosas, em relação à pastagem solteira. Estes autores atribuíram este comportamento a melhor qualidade da serapilheira depositada pelas leguminosas, evidenciada pelo maior teor de nitrogênio e, conseqüentemente, menor relação C:N.

A diversidade da fauna do solo tem sido considerada um aspecto importante para manutenção da estrutura e fertilidade dos solos tropicais (Brown et al., 2003). Assim, apresentando resposta aparentemente mais rápida quando comparados aos outros atributos do solo, servem como indicadores biológicos sensíveis às alterações ecológicas nos ecossistemas (Baretta et al., 2003; Alves et al., 2006).

Devido ao grande interesse por estudos sobre os indicadores da qualidade do solo, a fauna edáfica vem sendo utilizada como um indicativo dessa qualidade (Mello et al., 2007). De acordo com estes autores, a biodiversidade e a atividade biológica estão estreita e diretamente relacionadas a funções e características essenciais para manutenção da capacidade produtiva dos solos.

Diversos trabalhos têm utilizado avaliações da comunidade da fauna edáfica para examinar a qualidade do solo e o efeito de mudanças induzidas pelo homem (Stork e Enggleton, 1992; Toledo, 2003; Silva, 2006; Silva, 2005), uma vez que a perda de espécies parece ter impacto direto na qualidade do solo (Stork

e Enggleton, 1992). Existem diferentes formas de se avaliar a fauna edáfica, contudo, diagnosticar por completo uma comunidade é impraticável. Desta forma, o que tem sido feito para contornar esta situação é o uso de determinados grupos taxonômicos associados a habitats ou funções semelhantes no ecossistema, além da determinação da composição de organismos em nível de grandes grupos taxonômicos (Correia, 1997).

A determinação da composição de organismos em nível de grandes grupos taxonômicos (Correia, 1997), muitas vezes é suficiente para satisfazer o objetivo do estudo (Terlizzi et al., 2003). Na Amazônia (Barros et al., 2002), bem como em outras partes do Brasil (Costa, 2002; Toledo, 2003; Silva, 2005; Silva, 2006; Dias et al. 2007) existem evidências de que a fauna do solo classificada em grandes níveis taxonômicos pode mostrar o efeito do tipo de uso do solo (Barros et al., 2002), tipo de solo, estrutura da vegetação e diversidade de espécies, sobre a composição das comunidades (Franklin et al., 2005). De acordo com Correia (2002), quando o estudo da organização da comunidade se restringe a grandes grupos, não sendo necessário um conhecimento taxonômico profundo, o acesso a muitos usuários é facilitado, o que amplia as possibilidades de sua utilização como indicador de qualidade do solo.

## **2.9 Fungos micorrízicos arbusculares e glomalina**

### **2.9.1 Fungos micorrízicos arbusculares**

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) são microrganismos pertencentes ao filo Glomeromycota (Schübler et al., 2001), capazes de estabelecerem relações mutualistas com as raízes da maioria das plantas. Esta relação (simbiose) cujo termo utilizado é micorrizas arbusculares, de acordo com Redecker et al. (2000), surgiu há aproximadamente 460 milhões de anos, tendo provavelmente coevoluído com as plantas terrestres no processo de colonização da terra.

As micorrizas arbusculares, encontram-se amplamente distribuídas na maioria dos ecossistemas terrestres e representam a mais ampla associação entre plantas e fungos encontrada na natureza (Souza e Silva, 1996). De acordo com Olsson et al. (1999), nos agroecossistemas, cerca de 30% de toda a biomassa microbiana do solo é representado pelas micorrizas arbusculares.

Os FMAs quando em simbiose com as plantas, promovem uma maior absorção de água e nutrientes minerais do solo, especialmente o fósforo (Clarck e Zeto, 2000). Esse aumento na absorção de nutrientes pelas plantas, promovido por esta associação se deve ao micélio externo, que promove o aumento da absorção através do aumento do contato com as partículas do solo e aumento do volume de solo explorado.

Além dos efeitos nutricionais, estes fungos podem favorecer a agregação do solo através de diferentes mecanismos, aumentando a estabilidade dos mesmos, promovendo uma maior infiltração da água e resistência contra a erosão, e contribuindo para o estoque de carbono no solo (Rillig e Steinberg, 2002). Desta forma, a agregação do solo é favorecida pelos seguintes mecanismos: a) crescimento externo da hifa micorrízica na matriz do solo, criando uma armação para a estrutura, que mantém juntas as partículas primárias do solo; b) criação, pelas hifas externas e raízes, de condições para formação de microagregados e emaranhamento dos microagregados em macroagregados; c) liberação de agentes cimentantes pelas hifas externas e raízes, como polissacarídeos (Moreira e Siqueira, 2002; Rillig et al., 2002).

Além desses fatores, no início da década de 90, foi observado a presença de uma substância oriunda de FMAs, que ficou conhecida como glomalina (Wright et al., 1996), uma glicoproteína capaz de aumentar a agregação e a estabilidade de agregados do solo (Wright et al., 1996; Wright, 2000; Rillig et al., 2001b), a qual será discutida com maiores detalhes no tópico seguinte.

Os fungos micorrízicos arbusculares estão presentes no solo em fragmentos de raízes de plantas colonizadas, na forma de esporos, hifas e/ou todas as formas anteriores simultaneamente, na presença de raízes de plantas metabolicamente ativas (Sylvia e Jasfer, 1992; Leal et al. 2005). As atividades antrópicas que promovem a remoção da camada superficial do solo, por exemplo, a atividade da mineração, pode retirar parcial ou totalmente junto à camada orgânica do solo os propágulos dos fungos micorrízicos arbusculares, assim como, proporcionar uma redução da sua capacidade infectiva (Souza e Silva, 1996; Caproni et al., 2003; Caproni et al., 2005).

Alguns estudos têm mostrado que a introdução de espécies arbóreas (leguminosas ou não) em áreas degradadas aumenta o número de esporos e a diversidade de espécies de FMAs (Franco et al., 1995; Melloni et al., 2003;

Paulucio, 2007; Batista et al., 2008). Caproni et al. (2005) observaram que a introdução de *A. mangium* em áreas degradadas pela mineração de bauxita, promoveram uma alta densidade de esporos, tendo aumentado com a idade do plantio. Gould et al. (1996), estudando os FMAs em uma área minerada e revegetada, observaram que a densidade de propágulos de FMAs e a colonização de raízes das plantas introduzidas, foi baixa no primeiro ano. Contudo, no segundo ano, a densidade de esporos e outros propágulos aumentaram, estabilizando-se nos anos seguintes com a sucessão vegetal. Caproni et al. (2003), em áreas mineradas revegetadas com espécies nativas e exóticas, observaram que tanto a densidade quanto o número de espécies de FMA apresentaram valores significativamente maiores em relação à área não revegetada.

Na literatura, existem alguns relatos a respeito de fatores que podem influenciar a esporulação, a taxa de colonização e a diversidade de FMAs (Moreira e Siqueira, 2002; Weber e Oliveira, 1994; Caproni et al., 2003; Caproni et al., 2007; Silva et al., 2007c). Características edáficas, espécies de plantas, cobertura vegetal desde a época de revegetação, condições ambientais e manejo, são sugeridos como fatores que interferem nas populações dos FMAs (Pfleger et al., 1994; Moreira e Siqueira, 2002). Caproni et al. (2007) destacam que o pH, Al, P e a textura argilosa podem limitar o desenvolvimento e a ocorrência de espécies de FMAs. Silva et al. (2007c) verificaram que, enquanto espécies de *Acaulospora* podem tolerar ampla faixa de pH, *Entrophospora infrequens* têm preferência por solos ácidos, e *Glomus mosseae* por solos neutros a levemente alcalinos. A disponibilidade de água no solo é também sugerida por Caproni et al. (2007) como um fator que pode influenciar na infecção das raízes pelos FMAs, uma vez que um superumidecimento pode limitar o crescimento da planta e a reprodução dos fungos. Além disso, os FMAs são aeróbios e necessitam de O<sub>2</sub> para o metabolismo (Paula e Siqueira, 1987). Guadarrama e Alvarez Sánchez (1999) ressaltam, ainda, a fenologia das plantas como um possível regulador da esporulação, tendo observado, que o número de esporos aumenta quando as raízes diminuem sua taxa de crescimento.

O estudo dos FMAs, em condições de campo, pode ser realizado a partir de avaliações qualitativas e quantitativas de esporos e associação micorrízica. Essas avaliações, embora apresentem algumas restrições, vêm sendo utilizadas

como importantes ferramentas para o conhecimento da dinâmica dos FMAs nos ecossistemas. O estudo da diversidade das populações destes fungos e da sua função e interações com o meio é essencial, para que se possa estabelecer um manejo que permita o aumento no crescimento da planta e a sobrevivência e persistência de espécies fúngicas em um determinado ambiente (Silveira, 1998; Benedetti et al., 2005).

### 2.9.2 Glomalina

A glomalina, uma glicoproteína imunoreativa produzida por FMAs (Wright et al., 1996; Wright, 2000), é um componente da parede celular das hifas que acumula no solo após o processo de decomposição por microrganismos edáficos (Driver et al., 2005). Sua descoberta foi relatada por Wright et al. (1996) e, desde então diversos trabalhos vêm sendo realizados, principalmente nos Estados Unidos. Medida nos solos como proteína do solo relacionada à glomalina (PSRG) (Wright e Upadhyaya, 1996; Rillig, 2004), vem despertando interesse por parte da comunidade científica em função das suas características e da sua correlação com algumas propriedades do solo.

A Glomalina, termo geral utilizado para denominar esta glicoproteína, pode ser classificada de acordo com os processos de extração e quantificação. De acordo com Rillig (2004) e Rosier et al. (2006), a glomalina quando quantificada pelo método Bradford pode receber as seguintes denominações: **Proteína do solo reativa a Bradford (PSRB)**, a qual é obtida com extrator de alta molaridade (citrato de sódio 50mM, pH 8,0) e ciclos sucessivos de autoclavagem (121°C, 60 minutos pH 7,4); e **PSRB facilmente extraível (PSRB-FE)**, que é a fração da PSRB removida com apenas um ciclo de extração, quando os solos são autoclavados a 121°C por 30 minutos, em 20mM de citrato de sódio pH 7,0. Quando o método de quantificação utilizado é o ELISA, os termos utilizados são: **Proteína do solo imunoreativa (PSIR)**, que é a parte da fração PSRB que exhibe imunoreatividade com o anticorpo MAb32B11 (produzido através de esporos de *Glomus intraradices*); e **PSIR - facilmente extraível (PSIR-FE)**, parte da fração PSRB-FE que exhibe imunoreatividade com o anticorpo MAb32B11 (Rosier et al., 2006; Rillig, 2004; Wright e Upadhyaya, 1996).

Tanto o método Bradford quanto o método de ELISA apresentam limitações para quantificação da glomalina. De acordo com alguns estudos,

ambos os métodos podem ser influenciados pela quantidade de matéria orgânica do solo (Rosier et al., 2006). No caso do método de ELISA, a MO pode subestimar a quantidade desta proteína, uma vez que pode reduzir a sensibilidade do método por meio da retenção ou interferência parcial (Otten et al., 1997). Em relação ao método Bradford, Rosier et al. (2006) mostraram que o processo de extração da glomalina, com citrato, não desnatura todas as proteínas derivadas de plantas existentes no solo, tendo algumas delas tamanho e quantidade suficiente depois da extração, para serem detectadas pelo método Bradford. Além disso, compostos polifenólicos como tanino (Whiffen et al., 2007; Halvorson e Gonzalez, 2006; 2008) e ácidos húmicos (Whiffen et al., 2007) também podem ser encontrados em extratos de PSRB (Schindler et al., 2006) superestimando a quantidade desta proteína (Halvorson e Gonzalez, 2006; 2008).

Embora existam algumas limitações em relação aos métodos de extração e quantificação, a PSRB por si só, ou junto com os resultados obtidos pelo método de ELISA, têm sido usados tanto para quantificar os estoques e avaliar o ciclo da glomalina no solo, como para inferir as relações funcionais entre a glomalina e as propriedades do solo (Halvorson e Gonzalez, 2006).

Estudos relatam que a glomalina é uma proteína insolúvel em água (Wright e Upadhyaya, 1998), e o fato de ser extraída em altas temperaturas sugere que a mesma seja uma molécula extremamente estável, já que as proteínas normalmente se desnaturam quando submetidas a altas temperaturas. Estimativas sobre sua permanência no solo destacam um período de 6 a 42 anos até a sua completa mineralização, período bem superior ao de hifas, que não ultrapassa de 5-7 dias (Rillig et al., 2001; Zhu e Miller, 2003), ou raízes, que variam de 10 dias até a morte da planta arbórea (Fitter Moyersoem, 1996).

A glomalina tem sido apontada como um mecanismo de biorremediação para solos e sedimentos contaminados com metais pesados (González-Chávez et al., 2004; Christie et al., 2004; Chern et al. 2007). Contudo, grande parte dos trabalhos realizados com esta glicoproteína concentra-se na sua relação com a estabilidade de agregados e o estoque de carbono do solo (Wright e Upadhyaya, 1998; Rillig et al., 1999; Wright et al., 1999; Wright e Anderson, 2000; Wright, 2000; Rillig et al., 2001; Rillig e Steinberg, 2002; Rillig et al., 2002; Rillig et al., 2003a; Rillig, 2004; Purin, 2005; Wright et al., 2007; Bedini et al., 2007). Isso se deve às características da molécula tais como: produção abundante, aderência às

partículas do solo, aparente recalcitrância, características hidrofóbicas (Wright 2000; Wright e Upadhyaya, 1998), e elevada concentração de Fe (0,8 a 8,8%) na sua constituição (Wright e Uphadyaya, 1998).

Também foi observado que a glomalina está fortemente correlacionada com o C e o N do solo (Rillig et al., 2003b; Nichols e Wright, 2005). Devido ao fato desta molécula ser recalcitrante e abundante no solo, infere-se que ela desempenhe um papel importante no estoque de C e N do solo (Rillig et al. 2001; 2003b), constituindo-se em um importante reservatório global de C (Treseder e Turner, 2007). Purin (2005) observou correlação altamente significativa entre a PSRB e carbono orgânico total em Campo Nativo, durante a época de inverno ( $r = 0,892$ ;  $p = 0,017$ ), em solos tropicais. Da mesma forma que Bedini et al. (2007), em três tipos de uso de solos temperados (monocultivo de milho, floresta não manejada e campo nativo), sugerindo que o conteúdo de C e de PSRB são provavelmente sujeitos a dinâmicas similares de deposição e decomposição (Bedini et al., 2007). Rillig et al. (1999) sugerem que a glomalina tenha um importante papel no sequestro de C, uma vez que participa do processo de formação e estabilização de agregados. Por outro lado, tem sido detectado relação negativa e/ou nenhuma relação entre esta proteína e os teores de Ca, Mg, P e K e pH do solo (Rillig et al., 2003; Lovelock et al. 2004; Mergulhão et al., 2006).

A quantidade de glomalina produzida pelos fungos pode variar com a espécie de FMA e com o hospedeiro (Wright, 2000), tendo grande parte dos trabalhos desenvolvidos até o momento demonstrado que a mesma é sensível às práticas de manejo do solo (Wright et al., 1999; Wright e Anderson, 2000; Rillig et al., 2003b; Purin, 2005). Purin (2005) avaliando o efeito de sistemas de produção (convencional e orgânico) na quantidade de glomalina no solo, em agregados de 1-2 mm, em plantios de maçã na região Sul do Brasil, observou redução nas quantidades de PSRB e PSRB-FE com a adoção do sistema convencional.

A correlação positiva da glomalina com a estabilidade de agregados em água, bem como com o carbono, e a resposta destes componentes a mudanças no tipo de uso do solo, sugerem que a glomalina possa ser potencialmente utilizada como um indicador de recuperação de ecossistemas (Rillig et al., 2003b).

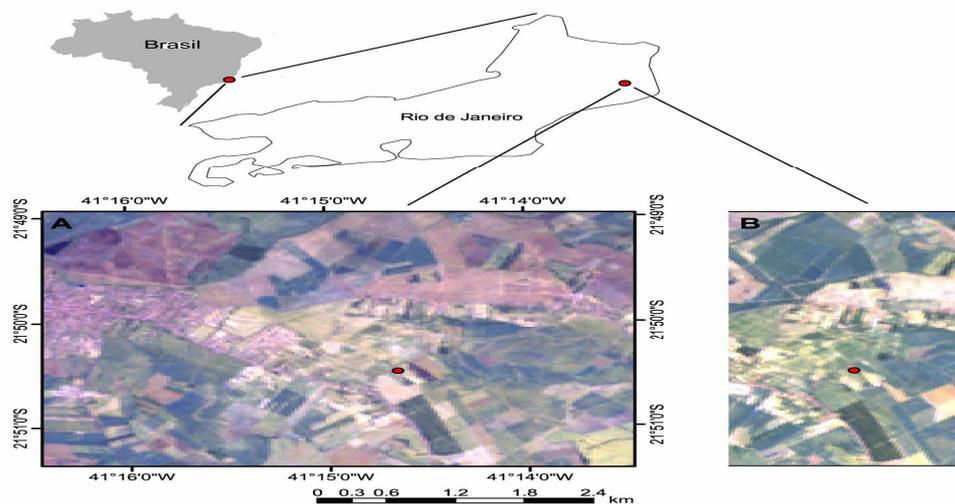
Embora o grande interesse em se estudar a glomalina tenha partido da sua relação com a estabilidade de agregados do solo, especula-se hoje que esta

não seja a função primária desta proteína, tendo surgido novas hipóteses a seu respeito (Purin e Rillig, 2007). Estes autores sugerem que a glomalina possa ter inicialmente uma função celular, uma vez que Gadkar e Rillig (2006) constataram que a glomalina pertence ao grupo das proteínas *heat shock*. Proteínas classificadas nesse grupo podem ter capacidade para atuar como sinalizadoras, resultando em aumento da termotolerância, controle da viabilidade de esporos e de células vegetativas (Parsell e Lindquist, 1993), além da influência na palatabilidade do micélio (funcionando como “inseticida”).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Descrição da área

O trabalho foi realizado em uma cava de extração de argila pertencente à cerâmica Stilbe Ltda, localizada no distrito de Poço Gordo ( $21^{\circ} 50' 28,5''$  S;  $41^{\circ} 14' 31,4''$  W), município de Campos dos Goytacazes-RJ (Figura 2).



**Figura 2.** Localização da área Fonte: Land Sat TM7 (A) imagem referente a 2001; (B) imagem referente a 2003 (Paulucio et al., 2004).

No processo de mineração, a cava foi explorada a uma profundidade de aproximadamente 3 m. A camada superficial mais rica em matéria orgânica foi

retirada e devolvida ao fundo da cava após a extração da argila. A cava foi nivelada mecanicamente e mantida sob pousio durante dois anos, surgindo como vegetação espontânea a braquiária [*Brachiaria mutica* (Forsk.) Stapf.] (Schiavo, 2005) (Figura 3). O solo original da área da cava em estudo é um Cambissolo Háplico Sódico Gleico.



**Figura 3.** Área da cava de extração de argila (Schiavo, 2002).

Após o período de pousio, em agosto de 2002, a área foi revegetada com duas espécies de leguminosas (*Acacia mangium* e *Sesbania virgata*) e *Eucalyptus camaldulensis* (Schiavo, 2005). Anteriormente ao preparo da área e plantio, foi realizada a análise química do substrato da cava na camada de 0,00-0,20 m de profundidade (Tabela 1).

**Tabela 1.** Propriedades químicas de substrato da cava de extração de argila na camada de 0,20 m de profundidade, antes do preparo da área e plantio (Schiavo, 2005).

pH em H <sub>2</sub> O	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	Na	C	MO
	.....mg dm <sup>-3</sup> .....		....cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ....		.....mg dm <sup>-3</sup> .....		.....g kg <sup>-1</sup> .....		
5,7	7,7	81,2	3,65	2,87	0,18	3,4	0,87	11,4	19,65
SB	CTC	t	m	V	Fe	Cu	Zn	Mn	
	.....cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> .....		.....%.....		.....mg dm <sup>-3</sup> .....				
7,6	11,0	7,78	2,75	68,25	103,75	2,30	2,30	26,68	

MO = matéria orgânica; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; t= CTC efetiva; m = saturação por Al; V= saturação por bases

Para o preparo da área, realizou-se uma aração e duas gradagens. Em seguida, foram feitos sulcos com espaçamento de 3 m, e nestes foram abertas

covas com volume de aproximadamente 4,5 L, distanciadas uma das outras por 2 m, constituindo-se desta forma, um espaçamento de 2 m entre plantas e 3 m entre linhas (2x3). Nestas covas foi aplicado fosfato de rocha Araxá, sendo a dose equivalente a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo.

O delineamento experimental utilizado foi blocos ao acaso com sete tratamentos e três repetições, sendo os tratamentos: Monocultivo de *Acacia mangium*; *Sesbania virgata*; *Eucalyptus camaldulensis*; Consórcio de *A. mangium* x *S. virgata*; *A. mangium* x *E. camaldulensis* e *S. virgata* x *E. Camaldulensis* (Figura 4); e área com vegetação espontânea (controle). Entre os plantios foram alocadas duas linhas de plantas de *E. camaldulensis* que constituíram a bordadura. A parcela experimental foi constituída por 16 plantas.

As espécies, em fase de produção de mudas, foram inoculadas com FMAs (*Glomus macrocarpum*, *Glomus etunicatum* e *Entrophospora colombiana*) isolados de uma área de extração de argila, pertencente à cerâmica Caco Manga Ltda., localizada no distrito de Ururaí, no município de Campos dos Goytacazes-RJ. O isolado, pertencente ao banco de inóculo do laboratório de solos da UENF, foi multiplicado em plantas de *Brachiaria bryzantha* em mistura de solo mais areia na proporção de 1:2 (v:v). Além dos FMAs, as leguminosas foram inoculadas (na semente) com estirpe específica de rizóbio, sendo BR 3609, BR 6009 para *Acacia mangium* e BR 5401 para *Sesbania virgata*. Estas foram provenientes da Embrapa Agrobiologia, Seropédica-RJ.

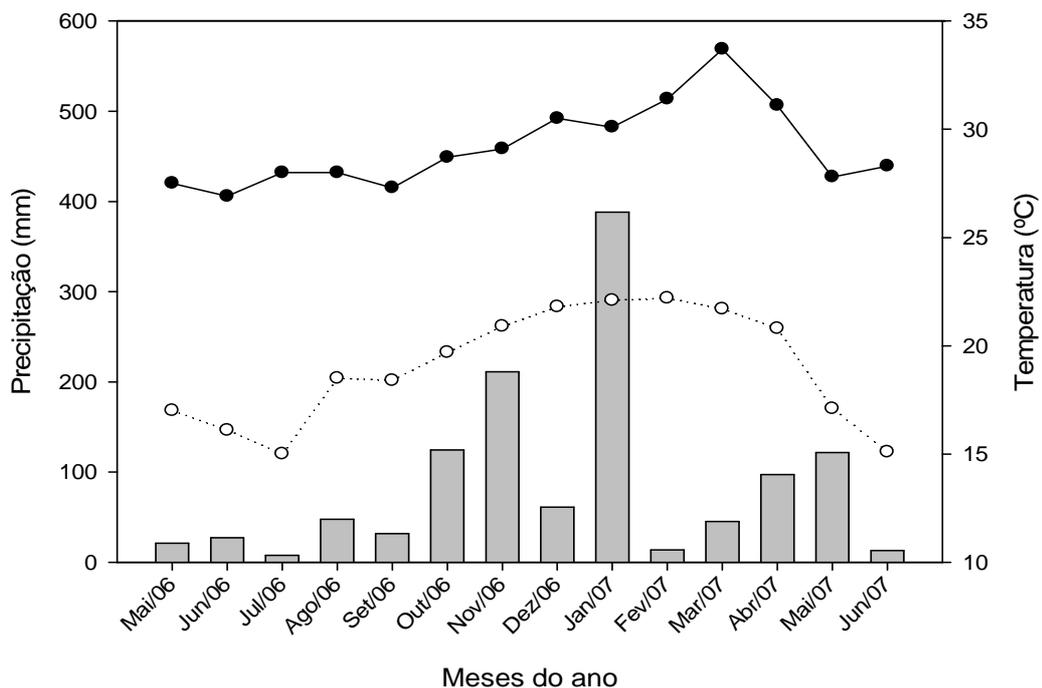


**Figura 4.** Vista parcial e geral da área da cava revegetada com leguminosas e eucalipto.

### 3.2 Clima

O clima da região Norte Fluminense é conforme o sistema de classificação de Köppen do tipo Aw, tropical quente e úmido, com período seco no inverno e chuvoso no verão, com precipitação anual em torno de 1020 mm.

Na figura 5 estão representadas as médias de temperatura (°C) e precipitação (mm) da área em estudo, no período de maio de 2006 a junho de 2007.



**Figura 5.** Médias de precipitação (mm) (em barras) e temperatura (°C) máxima e mínima (em linha) da área estudada no período de maio de 2006 a junho de 2007.

### 3.3 Avaliação das propriedades químicas do solo

#### 3.3.1 Amostragem

As amostras foram coletadas com o auxílio de um trado sonda a uma profundidade de 0-5 cm. Foram coletadas em cada parcela 10 amostras simples, que misturadas, resultaram em uma amostra composta por parcela. Estas foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira com malha de 2 mm, para obtenção da terra fina seca ao ar e procedidas as determinações químicas. A amostragem foi realizada em setembro de 2006.

### 3.3.2 Carbono orgânico total (COT) e fracionamento químico da MO

A avaliação do COT foi realizada segundo metodologia descrita por Yeomans e Bremmer (1998). Para realização da extração e fracionamento dos compostos orgânicos do solo foram procedidas as análises de acordo com o método proposto pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS) (Swift, 1996), com adaptações propostas por Benites et al. (2003). Os ácidos fúlvicos foram extraídos com 20 ml de NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>, adicionados à fração coloidal (previamente pesada contendo aproximadamente 30 mg de carbono orgânico total), com agitação manual, permanência em repouso por 24 horas e centrifugação a 5.000 g por 30 minutos. O sobrenadante foi separado e, ao precipitado foi adicionado mais 20 ml de NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> sendo agitado manualmente até o desprendimento e ressuspensão do precipitado, permanecendo em repouso por 1 hora, com nova centrifugação nas condições descritas anteriormente. O sobrenadante foi recolhido junto ao previamente reservado (extrato alcalino – pH 13,0) e o precipitado foi reservado permanecendo no tubo da centrífuga para posterior determinação da humina.

O pH do extrato alcalino foi ajustado para 1,0 com a solução de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 20%, seguindo-se a decantação por 18 horas. A fração solúvel (AF) foi separada da fração precipitada (AH) por filtragem e ambos os volumes foram aferidos a 50 ml com água destilada. A determinação quantitativa do C orgânico, nas frações AF e AH, foi feita usando-se alíquotas de 5 ml de extrato, 1ml de dicromato de potássio 0,042 mol L<sup>-1</sup> e 5ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado, em bloco digestor a 150 °C (30 min), e titulação com sulfato ferroso amoniacal 0,0125 mol L<sup>-1</sup>.

No resíduo reservado, foi determinado o C orgânico na fração Humina, após secagem do material em estufa a 65°C (secagem completa), adicionando-se 5 ml de dicromato de potássio 0,167 mol L<sup>-1</sup>, 10 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado, em bloco digestor a 150 °C (30 minutos) e, titulação com sulfato ferroso amoniacal 0,25 mol L<sup>-1</sup>.

### 3.3.3 pH e teores de nutrientes do solo

As análises químicas do solo foram realizadas de acordo com a metodologia da Embrapa (1997). Foram avaliados: o pH em água, na relação 1:2,5; P extraído por solução Mehlich 1 e determinado por espectrofotômetro; K<sup>+</sup>

determinado por fotometria de chama;  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$  trocáveis por espectrofotometria de absorção atômica, segundo metodologia da Embrapa (1997). O nitrogênio foi determinado automaticamente via combustão seca (CHN/S ANALYSER-PERKYN ELMER modelo PE 2400-II).

A soma de bases (SB) e a capacidade de troca catiônica (CTC) foram calculadas a partir das seguintes relações:

$$\text{SB} = \text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+2}$$

$$\text{CTC} = \text{SB} + \text{H}^{+} + \text{Al}^{+3}$$

### 3.4 Avaliação da Comunidade de Fauna do Solo

#### 3.4.1 Amostragem

Para avaliação da fauna do solo foram coletadas duas amostras por parcela utilizando-se um quadrado de madeira de 25 cm de lado (Figura 6), que delimitou a área amostrada. Cada amostra foi dividida em sub-amostras de serapilheira e solo superficial (0-5 cm). Esta separação só não foi realizada na área com vegetação espontânea devido à inexistência de serapilheira. A coleta foi realizada em setembro de 2006.



**Figura 6.** Visão superior do coletor de amostras para análise da fauna do solo.

#### 3.4.2 Extração e identificação da fauna

Para separação da fauna do solo, no dia seguinte à coleta, as amostras foram dispostas em uma bateria de extratores do tipo Berlese-Tüllgren (Garay,

1989) modificado (Figura 7), pertencente ao laboratório de Fauna de Solo da Embrapa Agrobiologia. Acima de cada extrator foram dispostas lâmpadas incandescentes de 40 watts que permaneceram acesas ininterruptamente durante todo o período de extração (15 dias). Dentro de cada extrator foram colocadas duas malhas: a primeira de metal com 2 cm de abertura e sobre esta uma segunda com abertura de 2 mm. Na base dos extratores foram alocados potes preenchidos com uma solução fixadora, no caso, álcool 50%. Os organismos do solo, em resposta a um gradiente de temperatura e umidade nas amostras, migram verticalmente para a base dos funis, terminando por cair nos frascos coletores.



**Figura 7.** Visão parcial de uma bateria de extratores de Berlese-Tullgren.

Após o período de extração, as amostras foram triadas no laboratório com auxílio de microscópio estereoscópio e os organismos foram separados em grandes grupos taxonômicos.

A identificação dos organismos dos filos Mollusca e Annelida foi feita até a categoria classe. Os artrópodes da classe Arachnida foram identificados até ordem e, na classe Collembola e Insecta, estes foram identificados em nível de ordem e subordem. Em nível de ordem na classe Insecta, no caso dos insetos holometábolos, foram feitas distinções entre larvas e adultos; os indivíduos pertencentes à ordem Hymenoptera foram separados em duas categorias: família Formicidae e demais Hymenoptera; e todos os indivíduos da ordem Acarina foram descartados, pois as diferenças funcionais características dentro da ordem e uma separação taxonômica mais refinada de seu numeroso efetivo exigiriam muito tempo (Costa, 2002).

### **3.5 Avaliação de fungos micorrízicos arbusculares e proteína do solo relacionada à glomalina**

#### **3.5.1 Amostragem**

Para avaliar a abundância de esporos, diversidade de espécies e a produção de glomalina de FMAs, em setembro de 2006, foram coletadas 10 amostras simples de solo por parcela, na profundidade de 0-5 cm, para compor uma amostra composta por parcela. As amostras foram previamente secas à sombra e acondicionadas em sacolas plásticas e armazenadas a 10<sup>0</sup>C até o seu processamento em laboratório.

#### **3.5.2 Extração dos esporos e preparo das lâminas**

De cada amostra foram retirados 50 cm<sup>3</sup> de terra, onde foram feitas as extrações dos esporos dos FMAs seguindo a técnica de peneiramento úmido (Gerdemann e Nicolson, 1963), utilizando peneira com malha de 38 µm, seguida por centrifugação em água e posteriormente em sacarose. Após a contagem, os esporos foram transferidos para uma placa de Petri e uma quarta parte do total dos esporos foi separada aleatoriamente. Estes foram agrupados pelas características de tamanho, cor e forma, e colocados em lâminas com álcool polivinil em lactoglicerol (PVLG) sob uma lamínula. Na mesma lâmina um segundo grupo de esporos foi montado com reagente de Melzer e quebrado delicadamente, sob uma lamínula, para exposição das paredes internas. Os resultados da reação de cor ao reagente de Melzer foram utilizados para caracterizar as paredes dos esporos.

### 3.5.3 Identificação das espécies de FMAs

A identificação das espécies de FMAs das amostras coletadas em campo foi feita segundo Schenck e Perez (1988) e segundo trabalhos de descrição das espécies identificadas após esta data e consultando a *home page* da coleção internacional de FMA (<http://invan.caf.wwu.edu/>). As observações foram feitas em microscópio ótico com iluminação de campo-claro e objetiva de imersão. Os esporos foram identificados de acordo com a análise morfológica clássica. Os caracteres taxonômicos incluíram número e tipo de camadas das paredes dos esporos e sua reação ao reagente de Melzer; características das paredes internas, quando presentes; morfologia da hifa de sustentação do esporo; e variação da cor e tamanho dos esporos.

### 3.5.4 Proteína do solo relacionada à glomalina (PSRG)

A extração da PSRG (neste trabalho denominado de glomalina facilmente extraível e glomalina total) das amostras coletadas seguiu o descrito por Wright e Updahyaya (1998).

Para extração de cada uma das frações foi utilizado 1,0 g de TFSA. A glomalina facilmente extraível foi obtida a partir da extração em autoclave, utilizando-se 8 ml de solução citrato de sódio 20 mM, pH 7,4, a uma temperatura de 121°C por 30 min. A quantidade de glomalina total (GT), foi obtida utilizando-se 8 ml de citrato de sódio 50 mM, com pH 8,0 a 121°C, por 60 min. Para extração desta fração, foram necessários mais de um ciclo de autoclavagem (3 a 10 ciclos dependendo da amostra), até que a amostra atingisse a cor amarelo-claro. Em ambas as frações, posteriormente à autoclavagem, foi realizado centrifugação a 5000 g por 20 min, onde o sobrenadante foi removido para posterior quantificação da proteína.

A quantificação da glomalina foi realizada pelo método Bradford (1976) modificada por Wright et al. (1996), disponível no site [www.usda.gov](http://www.usda.gov), usando como padrão soro-albumina bovina. As concentrações da glomalina, para ambas as frações, foram corrigidas para mg g<sup>-1</sup> de solo, considerando-se o volume total de sobrenadante e o peso seco do solo.

### 3.6 Avaliação das variáveis dendrométricas

Aos 48 meses após o plantio das espécies, foram feitas medições da altura total e circunferência a altura do peito (CAP) de todas as árvores de eucalipto e acácia, presentes em cada parcela. A altura das plantas foi medida com o auxílio de um hyspômetro (vertex III) e o CAP através de uma fita métrica, onde os dados foram convertidos para diâmetro à altura do peito ( $DAP = CAP/\pi$ ). O volume de madeira, por planta, de todos os indivíduos presentes na parcela, foi calculado por meio da expressão a seguir:

$$V = [(\pi * DAP^2) / 40000] * H * f$$

Em que:

**V** = volume em m<sup>3</sup>

**$\pi$**  = constante

**DAP** = diâmetro à altura do peito em cm;

**H** = altura total das árvores em m;

**f** = fator de forma para o eucalipto (0,5) e para acácia (0,47).

Para a obtenção do volume por hectare, usou-se o processo de amostragem, obtendo-se a média dos volumes individuais amostrados. Essa média foi multiplicada pelo somatório do número de árvores vivas contido na área útil de cada parcela, extrapolado para um hectare.

### 3.7 Deposição e qualidade nutricional da serapilheira

Para avaliar a deposição e a qualidade nutricional da serapilheira, foram instalados dois coletores (formato circular, confeccionados com malha de 1 mm) por parcela. Estes foram dispostos nas entrelinhas, suspensos a aproximadamente 1 m do solo (Figura 8). As coletas foram realizadas a cada 45 dias, sendo as amostras separadas em folhas, galhos, estruturas reprodutivas e refugo (casca e estruturas menores que 1cm), durante um período de 12 meses (julho de 2006 a junho de 2007).



**Figura 8.** Visão geral e superior do coletor disposto na entrelinha do plantio.

Posteriormente à coleta, as amostras foram secas em estufa a 65°C até atingir peso constante e pesadas em balança. Os valores obtidos ( $\text{g m}^{-2}$ ) foram usados para estimar a produção média trimestral e total de serapilheira, em  $\text{Mg ha}^{-1}$ . Após secas e pesadas, foi realizada a separação do material de maior representatividade no total depositado e com maior potencial de mineralização, as folhas, folíolos e filódios das espécies, tratadas simplesmente como folhas. Este material foi triturado em moinho (tipo Willey) com peneira de 30 mesh e armazenada em frascos hermeticamente fechados. Os nutrientes avaliados foram: N, P, K, Ca e Mg. O N total foi determinado pelo método Nessler (Jackson et al., 1965), o P por colorimetria, o K por fotometria de chama, Ca e Mg espectrofotometria de absorção atômica, após digestão sulfúrica. O teor de C foi determinado automaticamente via combustão seca (CHN/S ANALYSER-PERKYN ELMER modelo PE 2400-II). E o teor de polifenól através da metodologia descrita por Anderson e Ingram (1996).

### 3.8 Análise dos dados

Para análise estatística dos atributos químicos e biológicos do solo adotou-se o delineamento de blocos ao acaso com sete tratamentos e três repetições, sendo os tratamentos: Monocultivo de *Acacia mangium*; *Sesbania virgata*; *Eucalyptus camaldulensis*; Consórcio de *A. mangium* x *S. virgata*; *A. mangium* x *E. camaldulensis* e *S. virgata* x *E. Camaldulensis*; e área com vegetação espontânea (controle).

Para avaliação das variáveis dendrométricas e da deposição e qualidade nutricional da serapilheira, adotou-se o mesmo delineamento já citado anteriormente, contudo, com seis tratamentos (todos os tratamentos anteriores, com exceção ao controle) e três repetições.

### **3.8.1 Análises químicas**

Tanto para os teores de nutrientes quanto para o fracionamento químico da matéria orgânica, foi realizada a avaliação da homogeneidade das variâncias dos erros pelo Teste de Cochran. Posteriormente os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste Scott Knott a 5 % de probabilidade. Os dados de AI foram transformados pela fórmula  $(x + 0,5)^{1/2}$ .

### **3.8.2 Fauna do solo**

Foi realizado o cálculo da abundância de organismos por  $m^2$  e seus respectivos erros padrão, bem como, o teste Scott Knott a 10% e 5% para número médio de indivíduos por  $m^2$  e número médio de grupos taxonômicos, respectivamente. A diversidade foi calculada pelo índice de Shannon, a partir da fórmula  $H = -\sum p_i \log_2 p_i$ , onde:  $p_i = n_i/N$ ;  $n_i$  = valor de importância de cada espécie ou grupo;  $N$  = total dos valores de importância. E a equabilidade através do Índice de Pielou pela fórmula  $e = H/\log_2 R$ , sendo  $H$  = índice de Shannon;  $R$  = número de espécies ou grupos taxonômicos.

Utilizou-se o teste de Qui-Quadrado ( $X^2$ ) para distribuição vertical de organismos entre o solo e a serapilheira. Foi feita também, uma avaliação das dissimilaridades entre as comunidades da fauna do solo por meio da análise multivariada de agrupamento. Para tal, utilizou-se como medida de distância, o complemento do coeficiente de correlação de Pearson ( $1 - r$ ) e como método de agrupamento, o de Ward's. Isso com o objetivo de identificar agrupamentos de áreas de amostragem com maior ou menor grau de similaridade.

### **3.8.3 Fungos micorrízicos arbusculares e PSRG**

Estimou-se a abundância de FMA por meio do número de esporos em  $50 \text{ cm}^{-3}$  de solo e a densidade de cada espécie de FMA, como sendo a relação entre o número de esporos de determinada espécie por  $50 \text{ cm}^3$  de solo (Tabela 2). As

diferenças nas densidades de esporos e de espécies, entre os tratamentos avaliados, foram analisados pelo teste Scott Knott a 5%.

Foram estimados, para cada tratamento, índices de diversidade, calculados como indicado na Tabela 2. Para os cálculos, o número de esporos foi usado como uma estimativa do número de indivíduos em cada amostra. Foi avaliado também o índice de abundância e frequência (Tabela 2). Este índice é similar ao valor de importância, que é um índice calculado para plantas superiores, a partir da soma da densidade relativa e frequência relativa de cada espécie (Koske e Gemma, 1997).

As espécies foram ordenadas em quatro categorias, baseada em sua contribuição na comunidade total de esporos (Koske e Gema, 1997): nenhuma importância:  $IAF = 0$ ; pouca importância:  $0 < IAF \leq 10$ ; moderada importância:  $10 < IAF \leq 30$ ; grande importância:  $IAF > 30$ .

**Tabela 2.** Medidas de diversidade usadas para descrever as comunidades de FMAs.

<b>Abundância de esporos (AE)</b>	Número de esporos em 50 cm <sup>3</sup> de solo
<b>Riqueza de espécies (RE)</b>	N <sup>o</sup> de espécies de FMAs identificadas na amostra de solo
<b>Abundância relativa (AR)</b>	$DR = \frac{N^o \text{ total de esporos de uma espécie} \times 100\%}{N^o \text{ total de esporos identificados na amostra}}$
<b>Frequência de ocorrência (FO)</b>	$\frac{N^o \text{ de amostras na qual a espécie ocorreu}}{N^o \text{ total de amostras}}$
<b>Índice de diversidade Shannon–Wiener (H')</b>	$H' = -\sum P_i \ln P_i$
<b>Equabilidade de Pielou (J')</b>	$J' = H' / H'_{\max}$
<b>Índice de abundância e frequência (IAF)</b>	Soma da FR e DR x 100

Onde:  $P_i$  é a abundância relativa de cada espécie identificada por amostra, calculada pela fórmula:  $P_i = n_i/N$ , onde  $n_i$  é o n<sup>o</sup> de esporos de uma espécie e  $N$  é o número total de esporos identificados na amostra.  $H'_{\max}$  é o máximo  $H'$  calculado pela seguinte fórmula:  $H' = \ln S$ , onde  $S$  é o número total de espécies identificadas por amostra.

Os dados de abundância de esporos por espécie de FMAs nos plantios e na área com vegetação espontânea foram submetidos à análise multivariada de agrupamento, utilizando-se como medida de similaridade/dissimilaridade a distância Euclidiana, por meio da técnica de agrupamento hierárquico, pelo método da variância mínima ou de Ward. Esta análise foi realizada com o programa estatístico STATISTICA.

Em relação à PSRG, os dados foram submetidos à análise de variância e teste Scott Knott a 5% de probabilidade.

#### **3.8.4 Variáveis dendrométricas, deposição e qualidade nutricional da serapilheira**

Foi realizada a avaliação da homogeneidade das variâncias dos erros pelo Teste de Cochran. Posteriormente os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste Scott Knott a 5 % de probabilidade. Os dados de deposição de folha, galho, estrutura reprodutiva, refugo e serapilheira total foram transformados pela fórmula  $“(x+0,5)^{1/2}”$ .

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Propriedades químicas do solo

#### 4.1.1 Carbono orgânico do solo e fracionamento químico da MO

Os teores de C orgânico do solo na camada de 0-5 cm variaram de 11,92 a 34,74 g kg<sup>-1</sup>, sendo o menor valor encontrado na área com vegetação espontânea e o maior no consórcio de eucalipto com sesbânia (Tabela 3). Todos os sistemas de plantio proporcionaram um aumento nos teores de C orgânico no solo quando comparado ao controle. Os aumentos foram de 67%, 104%, 152%, 104%, 191% e 145% para os plantios acácia com eucalipto, eucalipto, acácia, sesbânia, eucalipto com sesbânia e acácia com sesbânia, respectivamente (Tabela 3). A adição de material orgânico proveniente, principalmente, da serapilheira é responsável pelo acúmulo de carbono na camada superficial do solo, à medida que a mesma vai sendo humificada (Mafra et al., 2008). A contribuição destes plantios com serapilheira, para o acúmulo de matéria orgânica no solo variou de 3,5 a 11,4 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca ao ano. Mendonça (2006) avaliando as características químicas de substrato de cava de extração de argila, antes e após 24 meses de revegetação com plantio puro de sabiá e consorciado com *Eucalyptus robusta* e *E. camaldulensis*, também observou aumento no teor de carbono do solo. Este autor destaca, que nem todos os plantios proporcionaram aumentos no teor de C do solo como, por exemplo, plantios consorciados de sabiá com *E. terenticornis* ou com *E. pellita*. Supõe-se no

referido trabalho, que a serapilheira formada por estas duas associações, apresentaram maior taxa de decomposição em relação às combinações de sabiá com *E. robusta* e *E. camaldulensis*, resultando, desta forma, em menor acúmulo de C no solo.

Ao contrário do que foi observado por Paulino (2003) em monocultivo de eucalipto (*Corymbia citriodora*) e sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) em relação ao monocultivo de acácia (*Acacia auriculiformis*), aos 32 meses de idade, em área degradada por processo de desmatamento, neste estudo, entre os monocultivos avaliados, o plantio de acácia foi aquele que apresentou maior acúmulo de C orgânico no solo (Tabela 3). Paulucio (2007), avaliando a velocidade de decomposição do material vegetal de cada tratamento, neste mesmo experimento, 26 meses após o plantio, observou que o material foliar de acácia apresentou menor taxa de decomposição em relação ao da sesbânia e do eucalipto. Este comportamento pode explicar o fato de ter sido encontrado maior conteúdo de C orgânico sob plantio desta espécie, uma vez que, de acordo com Gama-Rodrigues et al. (1999), geralmente, em solos com similar composição granulométrica, uma serapilheira mais facilmente decomponível resultará em menor acúmulo de carbono, que outro com substâncias mais resistentes à com *E. robusta* e *E. camaldulensis*, resultando, desta forma, em menor acúmulo de C no solo.

Ao contrário do que foi observado por Paulino (2003) em monocultivo de eucalipto (*Corymbia citriodora*) e sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) em relação ao monocultivo de acácia (*Acacia auriculiformis*), aos 32 meses de idade, em área degradada por processo de desmatamento, neste estudo, entre os monocultivos avaliados, o plantio de acácia foi aquele que apresentou maior acúmulo de C orgânico no solo (Tabela 3). Paulucio (2007), avaliando a velocidade de decomposição do material vegetal de cada tratamento, neste mesmo experimento, 26 meses após o plantio, observou que o material foliar de acácia apresentou menor taxa de decomposição em relação ao da sesbânia e do eucalipto. Este comportamento pode explicar o fato de ter sido encontrado maior conteúdo de C orgânico sob plantio desta espécie, uma vez que, de acordo com Gama-Rodrigues et al. (1999), geralmente, em solos com similar composição granulométrica, uma serapilheira mais facilmente decomponível resultará em menor acúmulo de carbono, que outro com substâncias mais resistentes à

decomposição. Variações nos teores de C orgânico sob diferentes coberturas vegetais há tempos vêm sendo observadas por outros autores (Longo, 1982; Oades 1988).

Garay et al. (2003), comparando a matéria orgânica e outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*, na região de Tabuleiros Terciários no Norte do estado do Espírito Santo, observaram que a plantação de *A. mangium* contribuiu com um grande estoque de matéria orgânica para o solo. Observaram no plantio de acácia cerca de 7,5 t ha<sup>-1</sup> de matéria orgânica incorporadas ao solo por meio da decomposição, enquanto que no plantio de eucalipto apenas 2,2 t ha<sup>-1</sup>. Estes autores discutem que a maior quantidade de matéria orgânica incorporada ao solo pela decomposição da *A. mangium* foi decorrente da maior qualidade nutricional do folhicho da acácia, representada pela menor relação C:N.

**Tabela 3.** Teores de matéria orgânica, frações da matéria orgânica (MO), carbono orgânico total (COT), percentual de carbono nas frações em relação ao COT, relação dos ácidos (AH:AF) e relações entre as frações orgânicas, carbono:nitrogênio (C:N), na camada de 0-5 cm de solo de cava de extração de argila com vegetação espontânea (controle) e revegetada com *E. camaldulensis*, *A. mangium* e *S. virgata* em monocultivo e em consórcio, aos 48 meses após o plantio.

Trat	MO	COT	AF	AH	Hum	AH:AF	EA:Hum	C:N	AF	AH	Hum	CHumi	CNHumi
	-----gkg <sup>-1</sup> -----								-----%-----				
<b>Euc</b>	41,74 <b>b</b>	24,27 <b>b</b>	1,83 <b>a</b>	2,97 <b>a</b>	17,00 <b>a</b>	1,56 <b>a</b>	0,27 <b>a</b>	14 <b>a</b>	7	11	68	86	14
<b>Ac</b>	51,60 <b>a</b>	30,00 <b>a</b>	3,10 <b>a</b>	4,40 <b>a</b>	21,73 <b>a</b>	1,43 <b>a</b>	0,36 <b>a</b>	15 <b>a</b>	11	15	72	98	2
<b>Sesb</b>	41,88 <b>b</b>	24,35 <b>b</b>	1,87 <b>a</b>	2,00 <b>a</b>	17,62 <b>a</b>	1,06 <b>a</b>	0,22 <b>a</b>	14 <b>a</b>	8	8	72	96	4
<b>EucxAc</b>	34,30 <b>b</b>	19,94 <b>b</b>	2,38 <b>a</b>	2,18 <b>a</b>	11,83 <b>b</b>	0,91 <b>a</b>	0,40 <b>a</b>	14 <b>a</b>	12	11	61	84	16
<b>EucxSesb</b>	59,75 <b>a</b>	34,74 <b>a</b>	2,49 <b>a</b>	4,10 <b>a</b>	21,43 <b>a</b>	1,68 <b>a</b>	0,31 <b>a</b>	18 <b>a</b>	7	12	62	81	19
<b>AcxSesb</b>	50,31 <b>a</b>	29,25 <b>a</b>	2,39 <b>a</b>	3,17 <b>a</b>	21,24 <b>a</b>	1,31 <b>a</b>	0,29 <b>a</b>	16 <b>a</b>	9	11	73	93	7
<b>Controle</b>	20,50 <b>c</b>	11,92 <b>c</b>	0,62 <b>b</b>	0,30 <b>b</b>	7,22 <b>c</b>	0,47 <b>b</b>	0,14 <b>a</b>	24 <b>a</b>	5	2	62	69	31

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem pelo teste Scott Knott à 5%. Euc=eucalipto; Ac=Acacia; Ses=sesbania; AF=ácido fúlvico; AH=ácido húmico; Hum= humina; EA= AH + AF; CHumi=carbono humificado; CNHumi= carbono não humificado.

Outro fator que poderia explicar a menor taxa de C orgânico nos plantios de eucalipto e sesbânia em relação ao plantio de acácia é a menor taxa de deposição de material formador de serapilheira (6,3; 3,5 e 8,3 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente). Contudo, vale ressaltar, que o plantio consorciado de acácia com eucalipto, embora tenha apresentado maior taxa de deposição de serapilheira (11,4 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), foi o plantio que apresentou, dentre todos os demais avaliados, o menor conteúdo de C orgânico no solo (Tabela 17 e Tabela 3, respectivamente). De acordo com Stevenson (1982), o conteúdo de C no solo não se deve somente à quantidade de resíduos adicionados, mas também à atividade microbiana. Assim, menores teores deste elemento no solo, podem ser atribuídos ao aumento da atividade microbiana, causada por melhores condições de aeração, temperatura mais elevada e alternância mais freqüente de umedecimento e secagem.

Os plantios consorciados de sesbânia com eucalipto, sesbânia com acácia e monocultivo de acácia apresentaram os maiores teores de C, em relação aos demais tratamentos (Tabela 3). De acordo com Paulucio (2007), o maior aporte de N via fixação biológica pela leguminosa, pode contribuir para fixar o carbono em formas mais estáveis da matéria orgânica do solo. Contudo, pôde-se observar que o consórcio de acácia com eucalipto e o monocultivo de sesbânia apresentaram iguais concentrações de C, em relação ao monocultivo de eucalipto, que é uma não leguminosa (Tabela 3).

No que diz respeito à influência do tipo de cultivo sob o conteúdo de C orgânico, com ênfase na sesbânia, observou-se que quando em monocultivo, a espécie acumula menos C no solo que quando em consórcio com a acácia e com o eucalipto (Tabela 3). Este comportamento pode estar relacionado tanto à menor quantidade de serapilheira depositada pelo monocultivo (3,5 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), quanto à taxa de decomposição. Paulúcio (2007), na mesma área de estudo, aos 26 meses de idade, observou maiores taxas de decomposição da serapilheira foliar de sesbânia quando em monocultivo, do que quando em consórcio com a acácia e com o eucalipto.

Contrariando os resultados encontrados neste estudo, Mendonça (2006) observou que o plantio puro de *E. camaldulensis* não promoveu aumento na concentração de C, na profundidade de 0-20 e 20-40 cm, aos 24 meses de idade, em relação à área antes do plantio. O mesmo foi observado por Batista (2006),

neste mesmo plantio, aos 34 meses de idade, na camada de 0-10 cm, em relação à área com vegetação espontânea. Zinn et al. (2002) avaliando um povoamento *E. camaldulensis* no norte de Minas Gerais, observaram uma redução no teor de C na profundidade de 5 cm, quando comparado a uma área de cerrado nativo.

Os valores mais elevados de MO nos plantios (Tabela 3) indicam que o plantio de espécies arbóreas é eficiente em um primeiro aspecto da reabilitação, que é a melhoria da qualidade do solo, para que o processo sucessional tenha condições de se estabelecer (Moraes et al., 2008).

De acordo com Moraes et al. (2008), tão importante quanto conhecer o teor de MO é identificar em quais formas químicas ela está armazenada. As substâncias húmicas se encontram quase estáticas, com um tempo de reciclagem muito baixo, representando um estoque passivo de C no solo (Moreira e Siqueira, 2002).

Observou-se que todos os tratamentos apresentaram a maior parte do C orgânico na forma humificada (Tabela 3), tendo os valores variado de 69 a 98%. Fontana et al. (2006), também observaram em um Latossolo Vermelho distroférico, maiores proporções de C orgânico na forma humificada, sob diferentes sistemas de cultivo no Cerrado.

Todas as frações (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina) apresentaram maiores teores nos plantios, em relação ao controle. Contudo, somente a fração humina foi sensível, ao ponto de detectar diferenças significativas entre os plantios, tendo o consórcio da acácia com o eucalipto apresentado menor teor em relação aos demais plantios (Tabela 3). Orlov (1998) destaca que o aumento do conteúdo de ácidos húmicos pode ser um indicador da melhoria da qualidade do húmus do solo ou do incremento da atividade biológica que promove a síntese de substâncias húmicas mais condensadas.

O maior percentual de C foi observado na fração humina em todos os tratamentos avaliados, tendo todos eles apresentado valores da relação EA:Hum, menores que 1 (Tabela 3), ou seja, um predomínio da fração humina sobre as demais frações (AF e AH). Estes resultados estão em consonância com alguns trabalhos encontrados na literatura (Fontana et al., 2006; Moraes et al., 2008). Barreto et al. (2008) encontraram percentuais desta fração que variaram de 22 a 33%, enquanto, Cunha et al. (2007), detectaram percentuais de 45 a 49%. Neste estudo, valores mais elevados foram observados (61 a 73%) (Tabela 3). O fato de

esta fração apresentar maior percentagem de C orgânico em relação às demais frações pode estar relacionado à menor estabilidade das frações AF e AH, o que faz com que estas possam sofrer processos de movimentação no perfil, polimerização, ou mineralização, diminuindo sua composição percentual no solo (Leite et al., 2003; Fontana et al., 2006). Barreto et al. (2008) observaram aumentos dos AF com a profundidade, assim como Souza e Melo (2003) e Passos et al. (2007).

O acúmulo de humina no solo, além dos fatores citados acima, também pode estar relacionado ao tamanho da molécula (Fontana et al. 2006), bem como à sua insolubilidade e resistência à decomposição, ocasionada pela ligação estável existente entre esse componente e a parte mineral do solo (Longo e Espíndola, 2000). De acordo com Souza e Melo (2003), o maior valor de C na fração humina pode promover uma maior retenção de umidade, melhor estruturação do solo e maior retenção de cátions. Tal como observado por Pinheiro et al. (2003), os teores de C da fração humina acompanham a variação do conteúdo de C orgânico total do solo ( $r=0,96$ ,  $P= 0,0002$ ), sendo também, estreitamente correlacionada com a CTC do solo ( $r=0,76$ ,  $P=0,02$ ).

Não se observaram diferenças significativas entre os plantios no que diz respeito à relação AH:AF. Por outro lado, os valores encontrados nos plantios foram significativamente maiores que o observado no tratamento controle (predomínio de gramíneas) (Tabela 3). Isso significa que neste último sistema, existe uma maior concentração de AF em relação aos AH. Este comportamento pode ser decorrente da intensa adição de C orgânico por meio da renovação do sistema radicular das gramíneas, favorecendo a decomposição constante da matéria orgânica, propiciando a fração facilmente biodegradável (Barreto et al., 2008). Maiores porcentagens de C orgânico na forma de AF do que na forma de AH, pode contribuir para uma maior lixiviação ou translocação de elementos no perfil do solo (Greenland, 1965; Marchiori Júnior e Melo, 2000). De acordo com Fontana et al. (2006), baixos valores da relação AH:AF indicam que os sistemas adotados, podem estar favorecendo a degradação das frações mais estáveis ou desfavorecendo sua formação. Fontana et al. (2001) relatam, que valores desta relação superiores a 1 significa a presença de um material orgânico mais estável, tendo um predomínio dos AH em relação aos AF. Canellas et al. (2001) discutem que o valor desta relação em torno de 1 confere maior equilíbrio entre as frações

humificadas reativas, sendo um indicativo da presença de características favoráveis ao húmus, demonstrando a qualidade do solo mesmo em condições favoráveis para rápida mineralização, possivelmente, em razão da maior atividade biológica, promovendo a síntese de substâncias mais condensadas.

Barreto et al. (2008) relatam que a presença de maiores valores de C na fração ácidos húmicos parece indicar um estágio mais avançado de mineralização da matéria orgânica, justificável pela maior relação C:N nos ácidos fúlvicos comparado aos ácidos húmicos, mostrando maior incorporação de N nas frações mais estáveis das substâncias húmicas do solo (Souza e Melo 2003).

Leite et al. (2003), ao avaliar o estoque total de carbono orgânico e seus compartimentos, em Argissolo sob floresta e milho cultivado com adubação mineral e orgânica, em Viçosa (MG), encontraram maiores valores da relação AH:AF em solo sob floresta quando comparados a solos sob sistemas de produção. Estes autores atribuíram os maiores valores desta relação, na área de floresta, ao menor grau de perturbação da área, o que promove uma maior polimerização de compostos húmicos favorecendo a proporção AH, em relação à AF.

Os valores da relação C:N para as áreas amostradas nesse estudo variaram entre 14 e 24, não havendo diferença significativa entre os sistemas avaliados (Tabela 3). De acordo com Moreira e Siqueira (2002), a relação C:N é considerada estabilizada quando seus valores estão situados entre 8:1 e 12:1.

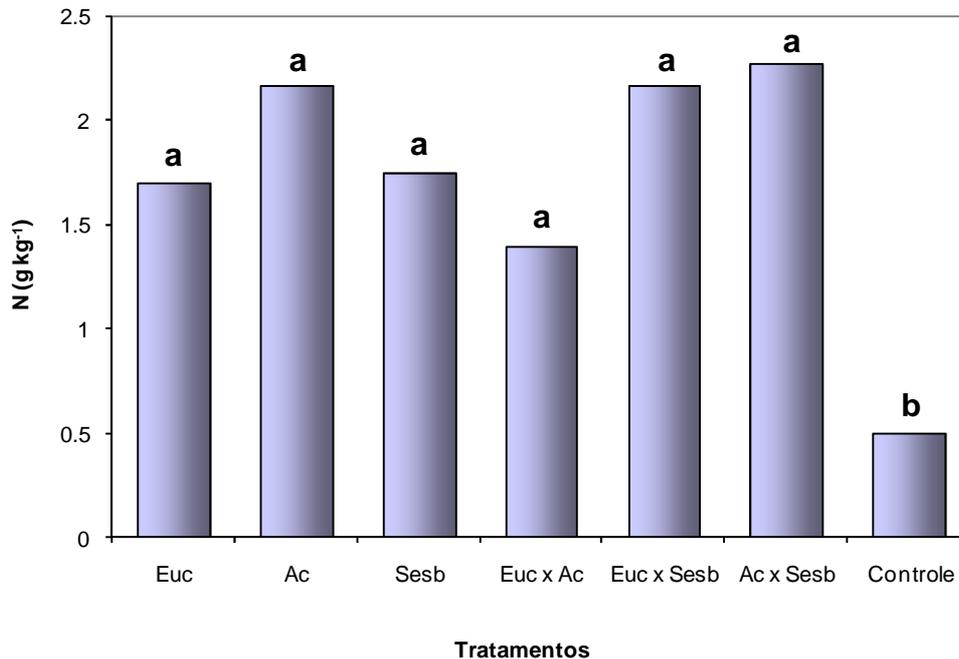
#### **4.1.2 Nitrogênio do solo**

Para os teores de N total, detectou-se padrão semelhante ao ocorrido com o C orgânico. Ou seja, observou-se que os plantios promoveram aumentos no conteúdo de N de 180%, 240%, 250%, 334%, 334% e 354% para os plantios de acácia com eucalipto, eucalipto, sesbânia, acácia, eucalipto com sesbânia e acácia com sesbânia, respectivamente, em relação à área com vegetação espontânea (Figura 9). Batista (2006), em cavas de extração de argila revegetadas com plantios puros de *E. pellita* e sabiá, observou aumentos no teor de N total no solo, na camada de 0-10 cm, em relação à área degradada sem vegetação, de 202 e 165%, respectivamente.

Quando se comparou os teores de N entre os plantios, observaram valores semelhantes estatisticamente (Figura 9). Estes dados não corroboram os

de Paulucio (2007), que avaliou os teores de N total no mesmo experimento, aos 26 meses de idade, na camada de 10 cm. Este autor observou que no monocultivo de eucalipto os valores de N total foram significativamente menores no solo, comparativamente aos plantios com as leguminosas, à exceção do consórcio da acácia com o eucalipto. Considerando que as leguminosas são espécies fixadoras de  $N_2$  atmosférico, esta pode ter contribuído para uma maior adição deste elemento ao solo. Além disso, em solos de baixa fertilidade, mas com cobertura vegetal rica em N, como as leguminosas, espera-se uma menor quantidade de N imobilizado pela biomassa microbiana, pois este elemento estará em quantidade suficiente para atender à atividade metabólica dos microrganismos e ao processo de decomposição da MO (Gama-Rodrigues et al., 1997).

Carneiro et al. (2008) observaram maior teor de N total em áreas com plantio das leguminosas bracatinga (*Mimosa scabrella*) e feijão guandú (*Cajanus cajan*) quando comparado com plantios de eucalipto, em áreas de mineração de bauxita. Ward (2000), em plantios também em áreas de mineração de bauxita, observou que a utilização de leguminosas como a bracatinga na reabilitação, aumentou o teor de N total após nove anos de idade, sendo adicionados por meio de resíduos vegetais  $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de N, enquanto em área próxima reabilitada com eucalipto, a adição de N foi em torno de  $63 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de N. Neste estudo, quantidades menores de N foram adicionadas pelos plantios, variando de 35,06 a  $77,19 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de N, sendo o menor valor encontrado no monocultivo de eucalipto e o maior valor no consórcio de acácia com eucalipto (Tabela 30).



**Figura 9.** Nitrogênio total na camada de 0-5 cm de solo de cava de extração de argila com vegetação espontânea (controle) e revegetada com *E. camaldulensis* (Euc), *A. mangium* (Ac) e *S. virgata* (Sesb) em plantios puros e consorciados. Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste Scott Knott a 5%. CV%=13,0.

#### 4.1.3 pH e teores de nutrientes

Ao comparar as características químicas do solo sob os plantios e a área com vegetação espontânea, verificou-se que houve alterações significativas da fertilidade do solo (Tabela 4). Comportamento semelhante também foi observado por Santiago (2005), Mendonça (2006), Batista (2006) e Paulucio (2007), em plantios puros e consorciados de leguminosas e eucalipto.

O pH variou de 4,88 no plantio com acácia a 6,94 na área com vegetação espontânea. Todos os plantios promoveram uma redução nos valores de pH, em relação ao controle (Tabela 4). Mishra et al. (2003) observaram decréscimo no valor de pH em plantio puro de *E. tereticornis* aos três, seis e nove anos de idade, enquanto Leite (2001) observou valores mais baixos de pH em plantios de eucalipto, em relação ao de pastagem. Por outro lado, Mendonça (2006) e Batista (2006) observaram aumento no valor de pH, após 24 e 36 meses, respectivamente, em resposta a monocultivos e consórcios de sabiá e *Eucalyptus* spp. Resultados similares foram obtidos por Santiago (2005) para plantios

consorciados de sesbânia com *E. robusta* e de sesbânia com *E. tereticornis*, após um ano de plantio.

Valores de pH mais ácido encontrados nos plantios podem ser decorrentes da adição freqüente de matéria orgânica bruta, devido à capacidade que os grupos funcionais da matéria orgânica apresentam em liberar ou receber íons  $H^+$  (Oliveira et al., 2000) e, também, dos processos de decomposição e de mineralização, levando a produção de compostos orgânicos de caráter ácido, reduzindo assim o pH, principalmente nas camadas mais superficiais do solo (Fialho et al., 1991). De acordo com Alexander e Cresse (1995), a acidificação do solo em áreas florestais pode estar relacionada, também, à lixiviação de bases ou a absorção desses elementos pelas árvores, o que geralmente, é mais evidente em solos intemperizados, pobres em nutrientes e com baixo tamponamento. Franco et al. (1995), avaliando as características químicas de um solo em recuperação com plantios de *A. mangium* e *E. pellita*, aos oito anos de idade, encontraram valores de pH menores no plantio da leguminosa em relação ao do eucalipto. Os autores atribuíram este fato, à capacidade da leguminosa em se associar com bactérias fixadoras de  $N_2$  atmosférico, o que faz com que ocorra uma maior extrusão de prótons e uma conseqüente redução do pH. Contudo, Vezanni et al. (2001) e Gama-Rodrigues et al. (2008) observaram valores de pH menores em solos sob plantio de eucalipto em relação aos das leguminosas.

Para os teores de  $Al^{+3}$  não houve diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 4). Os valores encontrados para este elemento foram muito baixos, o que confirma a baixa presença de acidez trocável neste solo. Estes dados corroboram os de Mendonça (2006). Por outro lado, no que diz respeito à acidez potencial ( $H+Al$ ), os plantios proporcionaram um aumento, em relação à área com vegetação espontânea. Comportamento semelhante também foi observado por Mendonça (2006), em plantios puros e consorciados de *Eucalyptus* spp. e sabiá, e por Alvarenga e Davide (1999), em uma área de reforma de *E. camaldulensis*. Estes últimos autores atribuem o aumento da acidez potencial à decomposição dos resíduos vegetais resultante do plantio anterior a reforma. Em outro estudo realizado em solo degradado pela extração de bauxita, após quatro anos de revegetação com a espécie *A. holosericea*, foi observado que a maior concentração de matéria orgânica do solo resultou em maiores valores de

**Tabela 4.** Características químicas da camada 0-5 cm do solo de cava de extração de argila com vegetação espontânea (controle) e revegetada com *E. camaldulensis* (E), *A. mangium* (A) e *S. virgata* (S) em plantios puros e consorciados.

Tratamentos	pH	P	K	Ca	Mg	Na	Al	H +Al	SB	CTC pH 7,0
		-- mg dm <sup>-3</sup> --		-----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				-----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----		
<b>Euc</b>	5,6 <b>b</b>	36,0 <b>a</b>	478 <b>b</b>	5,5 <b>b</b>	4,1 <b>a</b>	1,4 <b>b</b>	0,07 <b>a</b>	3,5 <b>a</b>	12,2 <b>a</b>	15,8 <b>b</b>
<b>Ac</b>	4,9 <b>b</b>	26,7 <b>a</b>	345 <b>c</b>	5,5 <b>b</b>	5,0 <b>a</b>	2,8 <b>a</b>	0,13 <b>a</b>	5,3 <b>a</b>	14,2 <b>a</b>	19,5 <b>a</b>
<b>Sesb</b>	5,1 <b>b</b>	21,0 <b>a</b>	298 <b>c</b>	5,6 <b>b</b>	4,6 <b>a</b>	1,4 <b>b</b>	0,05 <b>a</b>	4,7 <b>a</b>	12,4 <b>a</b>	17,1 <b>b</b>
<b>Euc x Ac</b>	5,2 <b>b</b>	21,3 <b>a</b>	570 <b>a</b>	7,9 <b>a</b>	4,8 <b>a</b>	0,6 <b>c</b>	0,27 <b>a</b>	3,5 <b>a</b>	14,6 <b>a</b>	18,1 <b>a</b>
<b>Euc x Sesb</b>	5,4 <b>b</b>	23,7 <b>a</b>	270 <b>c</b>	6,5 <b>a</b>	4,5 <b>a</b>	2,4 <b>a</b>	0,03 <b>a</b>	3,7 <b>a</b>	14,6 <b>a</b>	18,3 <b>a</b>
<b>Ac x Sesb</b>	5,2 <b>b</b>	20,7 <b>a</b>	280 <b>c</b>	7,2 <b>a</b>	3,5 <b>b</b>	0,5 <b>c</b>	0,07 <b>a</b>	4,3 <b>a</b>	12,2 <b>a</b>	16,5 <b>b</b>
<b>Controle</b>	6,9 <b>a</b>	13,0 <b>a</b>	155 <b>d</b>	2,5 <b>c</b>	2,0 <b>c</b>	2,6 <b>a</b>	0,07 <b>a</b>	1,0 <b>b</b>	8,4 <b>b</b>	9,4 <b>c</b>
<b>CV%</b>	8,8	21,6	11,3	12,4	14,8	11,3	14,4	25,5	13,1	6,8

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem pelo teste Scott Knott a 5%. SB = Soma de Bases; CTC=capacidade de troca catiônica.

H+Al (Oliveira et al., 2000). No presente estudo foi observada uma correlação positiva e significativa entre os teores de MO e a acidez potencial do solo ( $r=0,76$ ,  $P= 0,02$ ).

Em relação aos teores de P não se observaram diferenças significativas entre os tratamentos, ao contrário do K, que apresentou valores mais elevados nos plantios quando comparados à área com vegetação espontânea. Batista (2006) observou que os plantios proporcionaram aumentos significativos nos teores de P e de K no solo, quando comparados a área com vegetação espontânea. Enquanto, Mendonça (2006) não observou influência dos plantios nos teores de P, após 24 meses de revegetação, mas para os valores de K, foi observado um decréscimo com o plantio de todas as espécies, e nos dois sistemas (puros e consorciados) de cultivo. Gama-Rodrigues et al. (2008), avaliando a influência de plantios de *A. auriculiformis* (acácia), *Mimosa Caesalpinifolia* (sabiá) e *Corymbia citriodora* (eucalipto), comparadas às coberturas de capoeira e pastagem, sobre os atributos químicos do solo, observaram que o P disponível não variou entre as coberturas vegetais, destacando a sua grande estabilidade em solos muito intemperizados. Estes autores discutem que o P mineralizado, quando não absorvido pelas plantas, passaria para formas não-lábeis (Novais e Smyth, 1999), sendo, desta forma, a sua disponibilidade regulada pela fração de P orgânico.

Para o Ca e o Mg, diferenças significativas foram observadas, tanto entre os plantios, quanto entre estes e a área com vegetação espontânea (Tabela 4). No caso do Ca, os maiores valores foram observados nos plantios consorciados, seguidos dos monocultivos e em último da área com vegetação espontânea (Tabela 4). Em relação ao Mg, o plantio consorciado de acácia com sesbânia apresentou menor teor em relação aos demais plantios. Todos os plantios apresentaram maiores teores em relação ao controle (Tabela 4). Vezzani et al. (2001), avaliando plantios puros e consorciados de *A. mearnsii* e *E. saligna*, quanto à fertilidade do solo, observaram que os teores de Ca e Mg foram menores nos tratamentos com eucalipto, em relação aos demais. Atribuíram este comportamento à taxa de decomposição da serapilheira da acácia em monocultivo, com relação C:N mais estreita, liberando maior quantidade de nutrientes para o solo.

Em relação ao Na, observou-se uma redução nos teores nos solos sob a maioria dos plantios, em relação à área com vegetação espontânea. Os consórcios de eucalipto com acácia e acácia com sesbânia foram aqueles que apresentaram os menores valores (Tabela 4). Mendonça (2006) observou redução nos teores de Na em plantios puros de *E. tereticornis* e de sabiá. O mesmo foi observado por Mishra et al. (2003) para *E. tereticornis*. Estes autores discutem que os menores teores encontrados nos plantios podem ser decorrentes de uma maior lixiviação de sais, devido à melhoria da estrutura do solo proporcionado pelas raízes ou ainda, do acúmulo de Na pelas plantas, visto que, existem indícios de que *E. tereticornis* utiliza estratégias de inclusão para tolerar salinidade (Mendonça, 2006). De acordo com este autor, em áreas com problemas de salinidade, a adoção de estratégias como o plantio de espécies tolerantes e que reduzam os teores de Na no solo, é desejável.

Quanto à soma de bases (SB), o solo sob vegetação espontânea foi inferior em relação aos plantios. Por outro lado, entre os plantios não houve diferença significativa (Tabela 4). Gama-Rodrigues et al. (2008) observaram valores estatisticamente iguais em relação a SB, em solos sob *C.citriodora* e *A. auriculiformis*, no Norte do Estado do Rio de Janeiro. Enquanto Garay et al. (2003) detectaram valores mais baixos em solos sob plantio de *E. grandis* em relação ao plantio de *A. mangium*.

A capacidade de troca catiônica (CTC) variou tanto entre os plantios, quanto entre estes e a área com vegetação espontânea. Maiores valores foram encontrados nos plantios consorciados de eucalipto com acácia e eucalipto com sesbânia e, no monocultivo de acácia, em relação aos demais. Todos os plantios promoveram aumentos significativos na CTC, em relação à área com vegetação espontânea (Tabela 4). Em estudo realizado no Norte do Estado do Rio de Janeiro, Gama-Rodrigues et al. (2008) observaram um decréscimo na CTC do solo sob plantio de *A. auriculiformis* em relação à área de pasto e capoeira. Santiago (2005), em plantios puros e consorciados de eucalipto com sesbânia, detectou redução da CTC efetiva na maioria dos tratamentos, em relação à área anteriormente ao plantio, enquanto Mendonça (2006) não observou alterações significativas para esta característica. A CTC dos solos nesse estudo foi significativamente correlacionada com a MO do solo ( $r=0,79$ ;  $P=0,02$ ).

Comportamento já esperado, uma vez que em solos tropicais, devido à predominância de argilominerais de baixa atividade, a fração orgânica contribui com a maior proporção de cargas negativas, confirmando os relatos de Silva e Resck (1997) e Araújo et al. (2007). De acordo com Silva et al. (2007a), a CTC representa o poder de retenção (adsorção) de nutrientes, favorecendo a manutenção da fertilidade por um período prolongado de tempo.

A contribuição da vegetação em relação aos nutrientes no solo deve ser considerada, principalmente, quando as árvores florestais são submetidas à exploração (Mafra et al., 2008). Este é o caso da área em estudo, na qual as árvores de eucalipto e acácia, futuramente, serão submetidas a cortes, para posterior utilização da madeira como lenha, para produção de cerâmica. Essa consideração é importante, visto que, além dos nutrientes, o carbono também é removido, o que pode influenciar a matéria orgânica do solo. Assim, em caso de remoção, inclusive, dos resíduos florestais, cuidados extras devem ser tomados no planejamento do manejo florestal, no que se refere à garantia das condições da fertilidade do solo, principalmente, em ambientes com baixa reserva de nutrientes, assegurando-se, desta forma, o desenvolvimento vegetal e a produtividade da floresta (Chaves e Corrêa, 2005; Mafra et al., 2008).

## **4.2 Fauna do solo**

### **4.2.1 Composição da comunidade da fauna do solo**

Foram obtidas 78 amostras no período de estudo, sendo extraídos um total de 1821 indivíduos (Tabela 5).

Foram encontrados 21 grupos taxonômicos, sendo que, com a separação feita entre adultos e larvas, chegou-se a 25 grupos (21 grupos de organismos adultos e quatro grupos de larvas) (Tabela 5). As larvas foram consideradas separadamente devido às diferenças visíveis entre estas e os indivíduos adultos, seja em relação aos habitats que colonizam, ou ao regime alimentar e, conseqüentemente, aos papéis que desempenham no processo de decomposição (Correia, 1994).

Os grupos da fauna do solo em maior abundância na área estudada foram: Formicidae, Isopoda, Coleoptera, Entomobryomorpha, Diptera, Heteroptera e Araneae, representando cerca de 85% dos efetivos totais de

organismos encontrados. O efetivo restante de apenas 15% é formado por mais 19 grupos com menor abundância. Os grupos Formicidae (25,61%) e Isopoda (23,06%), um dos principais decompositores da matéria orgânica (Dindal, 1990), foram aqueles que apresentaram maior porcentagem do total de indivíduos coletados (Tabela 5). Costa (2002) também observou maior quantidade de Formicidae em leguminosas arbóreas. De acordo com Feitosa e Ribeiro (2005), as formigas são consideradas animais dominantes na maioria dos ecossistemas terrestres.

**Tabela 5.** Número e porcentagem de indivíduos coletados no total (somatório de todos os plantios e da área com vegetação espontânea) por grupo taxonômico.

<b>Grupos</b>	<b>Nº de indivíduos coletados</b>	<b>% do total</b>
<b>Formicidae</b>	553	25,61
<b>Isopoda</b>	498	23,06
<b>Coleoptera</b>	149	6,91
<b>Enthomobryomorpha</b>	113	5,24
<b>Diptera</b>	88	4,08
<b>Heteroptera</b>	62	2,85
<b>Araneae</b>	47	2,16
<b>Isoptera</b>	44	2,04
<b>Diplopoda</b>	41	1,90
<b>Larvas de Trichoptera</b>	38	1,76
<b>Larvas de Coleoptera</b>	38	1,76
<b>Auchenorrhyncha</b>	32	1,48
<b>Larvas de Diptera</b>	24	1,11
<b>Hymenoptera</b>	22	1,00
<b>Thysanoptera</b>	18	0,83
<b>Psocoptera</b>	15	0,70
<b>Symphyla</b>	10	0,44
<b>Lepidoptera</b>	8,0	0,37
<b>Larvas de Lepidoptera</b>	6,0	0,28
<b>Poduromorpha</b>	5,0	0,23
<b>Orthoptera</b>	4,0	0,19
<b>Esternorrhyncha</b>	2,0	0,09
<b>Symphyleona</b>	2,0	0,09
<b>Blataria</b>	1,0	0,05
<b>Opilionidae</b>	1,0	0,05
<b>TOTAL</b>	1821	

Nunes et al. (2008) discutem em seu trabalho que o grupo Formicidae apresenta uma grande importância para a comunidade da fauna do solo, principalmente devido ao hábito social e à repartição do trabalho, pois estão envolvidos na redistribuição das partículas do solo, no transporte dos nutrientes e na dinâmica da matéria orgânica, melhorando assim a infiltração de água no solo pelo aumento da porosidade e a aeração (Bruyn, 1999). São organismos, geralmente, abundantes e considerados de grande importância para os processos de decomposição em ecossistemas tropicais (Assad, 1997), além de serem mencionados como indicadores de alterações no manejo do solo, especialmente durante a sua reabilitação (Baretta et al., 2006; Parr et al., 2007).

De acordo com Nunes et al. (2008), a presença do grupo Formicidae em diferentes condições se deve ao fato de que estas compreendem um terço do total da biomassa de insetos das florestas brasileiras, ou ainda por serem importantes na ciclagem de nutrientes e regeneração florestal e, apresentarem facilidade de coleta e identificação.

Outros grupos de organismos saprófagos, tais como Thysanoptera, Symphyla, Diplopoda, Blataria, Orthoptera e aqueles que aparentemente não apresentam associação funcional com o subsistema decompositor, bem como, Diptera, Heteroptera, Trichoptera, Lepidoptera, também estiveram presentes, alguns apenas com presença pontuada e outros mais numerosos (Tabela 5).

Para uma análise qualitativa da fauna do solo, os grupos taxonômicos foram classificados em 9 grupos funcionais, relacionados ao uso do *habitat* e à principal forma de utilização do recurso alimentar (Costa, 2002). Na tabela 6 pode ser visualizada a relação de grupos taxonômicos bem como, o número e a porcentagem do total de indivíduos coletados de cada grupo funcional.

Os grupos funcionais saprófagos e sociais: Formicidae foram os mais abundantes nas amostras em estudo. O somatório destes dois grupos representa um pouco mais de 60% do efetivo total das comunidades (Tabela 6).

A saprofia e a microfagia, representadas, respectivamente, por 32,23% e 6,59% (Tabela 6) mostraram-se como principais formas de utilização dos recursos alimentares. Estes dados corroboram os de Costa (2002), em plantios experimentais de eucalipto e leguminosas, embora os valores percentuais

encontrados para micrófagos sejam considerados muito baixos quando comparados ao encontrado por esta autora.

Predadores e Parasitóides, que segundo Costa (2002), seriam grupos funcionais relacionados a *habitats* mais estruturados, estiveram presentes em porcentagem relativamente baixa quando relacionadas aos outros grupos, com apenas 2,64% e 1,21%, respectivamente, do total de indivíduos coletados (Tabela 6). Mesmo comportamento foi observado para o grupo Sociais: Isoptera, que apresentou cerca de 2,42% (Tabela 6). De acordo com Silva et al. (2008), altas densidades deste grupo são mais comuns em áreas com baixa porcentagem de matéria orgânica e alta relação C:N e ausência de adubação.

**Tabela 6.** Número e porcentagem de indivíduos coletados para os diferentes grupos funcionais.

<b>Grupos Funcionais</b>	<b>Nº de Indivíduos Coletados</b>	<b>% do Total</b>
<b>Saprófagos:</b> Isopoda, Diplopoda, Symphyla, Psocoptera, Thysanoptera, Orthoptera e Blatária.	587	32,23
<b>Sociais:</b> Formicidae.	553	30,37
<b>Holometábolos:</b> Coleoptera, Lepidoptera e Diptera.	245	13,45
<b>Micrófagos:</b> Collembola (Symphypleona, Poduromorpha e Entomobryomorpha)	120	6,59
<b>Larvas:</b> de Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera e Diptera	106	5,82
<b>Fitófagos:</b> Heteroptera e Hemiptera (Auchenorrhyncha e Esternorrhyncha).	96	5,27
<b>Predadores:</b> Araneae e Opilionidae	48	2,64
<b>Sociais:</b> Isoptera	44	2,42
<b>Parasitóides:</b> Hymenoptera exceto Formicidae.	22	1,21

#### 4.2.1 Abundância da fauna edáfica

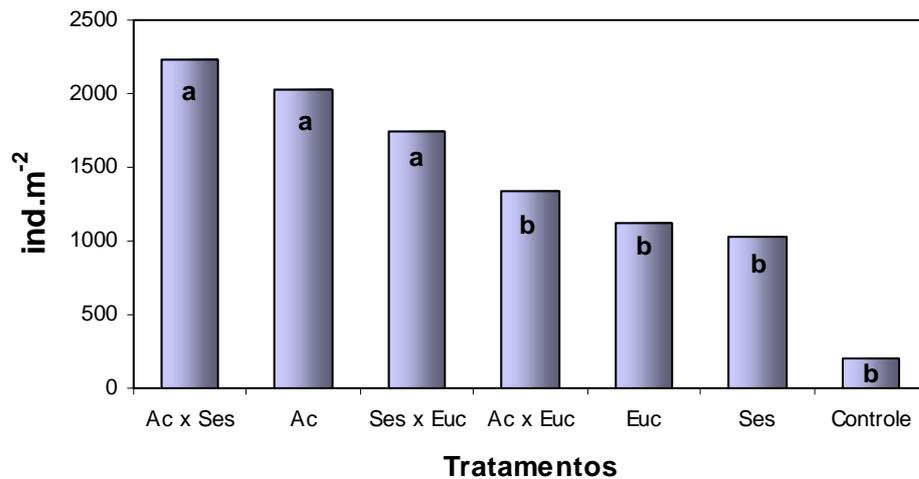
Em relação à abundância total, observou-se diferença significativa entre os diferentes plantios e também destes para com a área com vegetação

espontânea (controle) (Figura 10). Não foram observadas diferenças significativas entre os plantios de acácia com sesbânia ( $2229 \pm 395$ ), monocultivo de acácia ( $2029 \pm 301$ ) e o consórcio de eucalipto com sesbânia ( $1744 \pm 254$ ). Contudo, a abundância de organismos nesses plantios, quando comparada separadamente, mostrou-se diferente da encontrada no plantio consorciado de eucalipto com acácia ( $1333 \pm 534$ ), monocultivo de eucalipto ( $1120 \pm 454$ ), monocultivo de sesbânia ( $1029 \pm 139$ ) e, da área com vegetação espontânea ( $203 \pm 89$ ) (Figura 10). Paulucio (2007) neste mesmo experimento aos 26 meses de idade, não observou diferença significativa entre os plantios, no que diz respeito à atividade microbiana. Contudo, quando comparou os mesmos com o controle, detectou uma maior atividade nos plantios. Vallejo et al. (1987) observaram em matas secundárias que a riqueza de matéria orgânica e a proteção direta dos raios solares no solo favorece à abundância de organismos da mesofauna.

Segundo Primavesi (1990), a maioria dos animais edáficos não se adaptam adequadamente na presença de luz, ou seja, são antifototrópicos. Assim, se o solo for desnudo ou com pouca cobertura, a carência de ambientes para refúgio, pode provocar a morte dos organismos, porque em seu estado despigmentado, não suportam a insolação direta.

Em plantios de *A. mangium* e *E. grandis* no Espírito Santo, Pellens (1996), encontrou maior abundância da fauna edáfica nos plantios de *A. mangium*. O mesmo foi observado no presente estudo para os plantios de acácia e eucalipto (Figura 10). Uma abundante e ativa fauna do solo pode contribuir para uma rápida reciclagem de nutrientes de resíduos de plantas, principalmente, em solos de baixa fertilidade (Moço, 2006).

De acordo com Moço (2006), vários fatores têm sido destacados por influenciarem a abundância da fauna do solo. Além do clima, o tipo de manejo (práticas culturais) e a qualidade da serapilheira também são reconhecidos por afetarem a densidade e diversidade da fauna do solo. Esta autora relata ainda, que a formação de uma camada de matéria orgânica e uma subsequente modificação do microclima resulta em um aumento em biomassa, densidade, riqueza taxonômica e diversidade.



**Figura 10.** Abundância total da fauna do solo expressa em indivíduos por m<sup>2</sup> nos diferentes plantios e na área com vegetação espontânea (controle). Ac – Acácia; Ses – Sesbânia; Euc – Eucalipto. Barras seguidas de mesma letra não diferem pelo teste Scott Knott a 10%. CV% = 43,82.

Quando se observou a densidade da fauna edáfica entre monocultivos e consórcios, os resultados revelaram que, para solos sob plantios de sesbânia, tanto em consórcio com a acácia quanto com o eucalipto, houve um aumento na abundância de organismos em relação ao monocultivo (Figura 10). Por outro lado, em solos sob a acácia, não ocorreu aumentos destes organismos quando em consórcio com a sesbânia e com o eucalipto, tendo no consórcio com este último apresentado menor densidade em relação ao monocultivo (Figura 10). Já, no caso dos plantios de eucalipto, o benefício foi proporcionado apenas pelo consórcio com a sesbânia, pois quando em plantio misto com a acácia, a abundância da fauna edáfica foi a mesma (Figura 10).

#### 4.2.3 Composição relativa dos grupos taxonômicos e funcionais

Para avaliar a composição percentual dos principais grupos taxonômicos para os diferentes tratamentos, foram identificados os oito principais grupos no total, onde a proporção percentual foi avaliada em todos os sistemas. O limite estabelecido para a escolha dos principais grupos foi a presença de indivíduos acima de 2% do total, como em trabalhos realizados por Costa (2002), Toledo

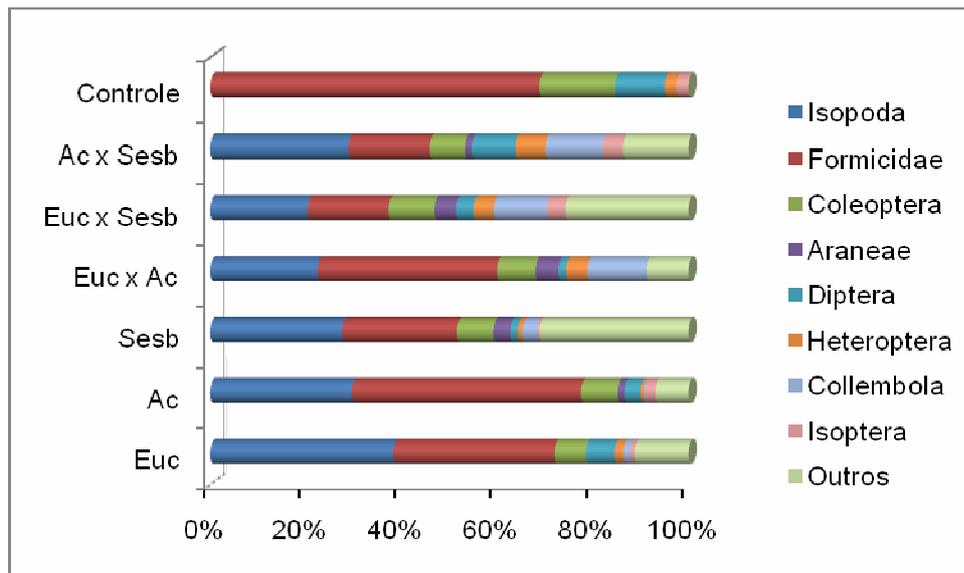
(2003) e Silva (2005). Os grupos que apresentaram porcentagem abaixo deste limite foram incluídos na categoria “Outros”.

Avaliando a frequência relativa dos grupos taxonômicos da fauna em cada tratamento, observou-se que a área com vegetação espontânea obteve 69% de Formicidae (Figura 11). A elevada proporção de formigas neste tratamento, não significa que esse seja o ambiente com estrutura de comunidade mais complexa (Silva et al., 2006b). De acordo com Bruyn (1999), as formigas se adaptam facilmente às condições locais, podendo haver predomínio de uma ou mais espécies. Maior proporção destes organismos, neste tratamento, pode ser decorrente da pouca cobertura do solo e da sua baixa fertilidade, refletindo em pouco substrato para os demais grupos da fauna (Warren e Zou, 2002; Alves et al. 2008), tendo como consequência, a dominância das formigas sobre os demais organismos, principalmente, pela facilidade de locomoção (Parr et al., 2007). Autores como Wink et al. (2005), Parr et al. (2007) e Alves et al. (2008) têm relatado que alta frequência de Formicidae pode ser resultado de áreas mal manejadas, o que é fundamental em estudos de impacto ambiental. Sua ampla ocorrência, aliada a uma série de hábitos alimentares, confere a estes organismos o potencial de atuar como eficientes polinizadores, dispersores de sementes, detritívoros e predadores, participando ativamente do equilíbrio dinâmico de agroecossistemas conservacionistas (Bruyn, 1999).

De modo geral, todos os plantios apresentaram organismos do grupo Formicidae em alta abundância (Figura 11), os quais são considerados de fundamental importância para os processos de decomposição (Lavelle e Spain, 2001). No entanto, a frequência relativa encontrada, foi menor que a observada na área com vegetação espontânea, variando de 17 (consórcio de acácia com sesbânia) a 48% (monocultivo de acácia) (Figura 11). Esse decréscimo na frequência pode ser em função da melhor qualidade da cobertura do solo, bem como da sua maior fertilidade, aumentando, desta forma, a frequência dos demais grupos. Dindal (1990) verificou acréscimo na frequência de alguns grupos da fauna edáfica, especialmente, onde o solo se encontrava em condições de melhor umidade e fertilidade.

Dias (2007), avaliando o efeito de pastagens solteiras e consorciadas com leguminosas, sob a macrofauna edáfica, em Seropédica (RJ), observou que o

grupo Formicidae foi o mais abundante em todos os sistemas avaliados, representando sempre mais de 80% do total de indivíduos. Além disso, encontrou que o pasto solteiro apresentou frequência um pouco mais expressiva que os demais sistemas. Ele atribui este comportamento, além de outros fatores, a maior relação C:N apresentada pela gramínea no pasto solteiro.



**Figura 11.** Distribuição relativa (%) dos grupos taxonômicos da fauna do solo sob a área com vegetação espontânea (controle), monocultivos e consórcios das espécies *E. camaldulensis*, *A. mangium* e *S. virgata*.

O grupo isopoda foi tão presente quanto o grupo formicidae, em todos os tratamentos, com exceção a área com vegetação espontânea (Figura 11), onde não foi detectada. Esse comportamento pode estar relacionado ao microclima que causa grande influência sob os organismos da fauna, principalmente, sob os grupos higrofilos, como é o caso dos Isopodas, que tendem a buscar microhabitats mais sobreados e úmidos (Dauger et al., 2005). Em estudos realizados no Estado do Acre, observou-se tanto no período seco quanto no período chuvoso, um aumento significativo da macrofauna no solo junto às árvores, comportamento esse que se mostrou relacionado às condições do microclima formado sob a copa (Frank e Furtado, 2001).

O grupo Collembola, neste trabalho subdivididos em duas ordens e uma subordem, Poduromorpha, Entomobryomorpha e Symphypleona, respectivamente, apresentou-se com maior proporção nos consórcios, quando comparado aos monocultivos e, não foram detectados na área com vegetação espontânea (Figura 11). Rovedder et al. (2008) destacam estes organismos como eficientes bioindicadores da qualidade do solo. Melo e Ligo (1999) ressaltam que colêmbolos têm distribuição no solo, em função de fatores edáficos e ambientais, destacando-se a umidade e o teor de MO do solo, como os principais reguladores. De acordo com Mussury et al. (2002), a população destes organismos tende a aumentar com o aumento no teor de MO, principalmente, os da ordem Entomobryomorpha (Entomobryidae), que são formas epiedáficas, e encontrando grande disponibilidade de MO na superfície do solo, ocorrem em abundância (Sautter et al., 1996). Pesquisas têm demonstrado que culturas com menor relação C:N, são menos favoráveis a populações de colêmbolos, uma vez que apresentam uma maior velocidade de decomposição, o que promove uma rápida diminuição do alimento disponível (Sauter, 1991). No tratamento controle, estes organismos não foram encontrados (Figura 11).

Outro grupo com importância destacada foi o Coleoptera na área com vegetação espontânea (Figura 11). Este comportamento, provavelmente se deve à rusticidade deste grupo, o que promove uma maior resistência a alterações ambientais (Toledo, 2003). Moço et al. (2005) caracterizando a fauna de solo em diferentes coberturas vegetais (pasto, capoeira, floresta não preservada e floresta preservada), na região Norte Fluminense (RJ), observaram a presença deste grupo em todas as coberturas e nas duas estações avaliadas.

O grupo classificado como "Outros" foi representado por 15 indivíduos presentes nos plantios. Foram detectados os grupos Psocoptera, Diplopoda, Larvas de Coleoptera, Auchenorrhyncha e Symphyla sob todos os plantios, exceto o último grupo, que não foi encontrado no monocultivo de eucalipto e no consórcio de acácia com sesbânia (Tabela 7). De acordo com Souza et al. (2008), este grupo, normalmente, só é encontrado em ambientes cujo ecossistema não apresenta degradação. Esses mesmos autores observaram a presença de Symphyla em um fragmento florestal da Restinga da Marambaia (RJ). No entorno do Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba, SP, o grupo Symphyla foi

encontrado apenas em floresta secundária e em plantio de banana entremeada a floresta com 25 anos, indicando que essas áreas apresentaram menor grau de degradação (Silva, 2005).

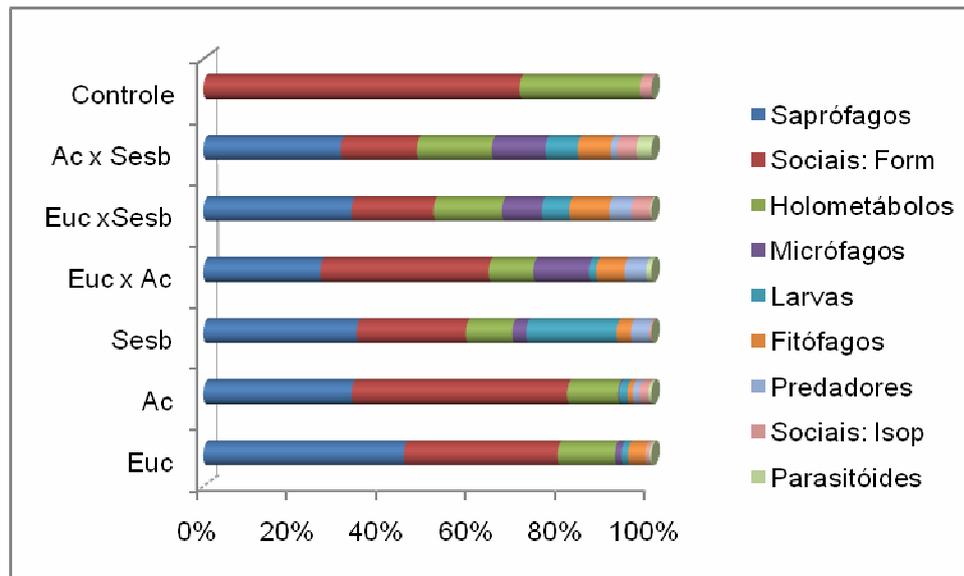
No monocultivo de sesbânia e no consórcio de eucalipto com sesbânia, observou-se uma elevada proporção da categoria “Outros”, sendo encontrados valores próximos aos detectados para Formicidae e Isopoda (Figura 11). Já no controle, estes não foram observados (Tabela 7).

**Tabela 7.** Distribuição do Grupo classificado como “Outros” na área com vegetação espontânea (controle) e os plantios puros e consorciados de *E. camaldulensis*, *A. mangium* e *S. virgata*.

<b>Tratamentos</b>	<b>Grupo de fauna presente</b>
<b>Euc</b>	Thysanoptera, Psocoptera, Diplopoda, Larvas de Diptera, Larvas de Coleoptera, Hymenoptera e Auchenorrhyncha.
<b>Ac</b>	Lepidoptera, Thysanoptera, Orthoptera, Psocoptera, Diplopoda, Symphyla, Pupa de Lepidoptera, Larva de Coleoptera, Larva de Lepidoptera, Larva de Trichoptera, Hymenoptera e Auchenorrhyncha.
<b>Sesb</b>	Lepidoptera, Thysanoptera, Psocoptera, Diplopoda, Symphyla, Opilionidae, Larva de Coleoptera, Larva de Trichoptera, Auchenorrhyncha e Esternorrhyncha
<b>Euc x Ac</b>	Lepidoptera, Thysanoptera, Orthoptera, Psocoptera, Diplopoda, Symphyla, Larva de Coleoptera, Larva de Trichoptera, Hymenoptera e Auchenorrhyncha.
<b>Euc x Sesb</b>	Lepidoptera, Thysanoptera, Orthoptera, Psocoptera, Diplopoda, Symphyla, Larvas de Diptera, Larva de Coleoptera, Hymenoptera e Auchenorrhyncha.
<b>Ac x Sesb</b>	Lepidoptera, Thysanoptera, Psocoptera, Diplopoda, Blattodea, Larvas de Diptera, Larva de Coleoptera, Larva de Lepidoptera, Larva de Trichoptera, Hymenoptera, Auchenorrhyncha e Esternorrhyncha
<b>Controle</b>	Não foram encontrados grupos desta categoria.

De uma forma geral, os plantios não se diferenciaram em funcionalidade dos grupos de fauna. Grupos funcionais como fitófagos, larvas, micrófagos e saprófagos, estiveram presentes em todos os plantios, contudo, não foram encontrados no controle (Figura 12). Esses dois últimos grupos estão

relacionados à decomposição da matéria orgânica, os saprófagos atuam de forma direta, incorporando matéria orgânica em decomposição, enquanto os micrófagos atuam de forma indireta, se alimentando dos microrganismos envolvidos na decomposição. Desta forma, esse resultado parece ser uma resposta ao processo de deposição de matéria orgânica promovida pela cobertura vegetal (Dunger et al., 2005).



**Figura 12.** Distribuição relativa (%) dos grupos funcionais da fauna do solo sob a área com vegetação espontânea (controle), monocultivos e consórcios das espécies *E. camaldulensis*, *A. mangium* e *S. virgata*. Form=Formicidae; Isop=Isoptera

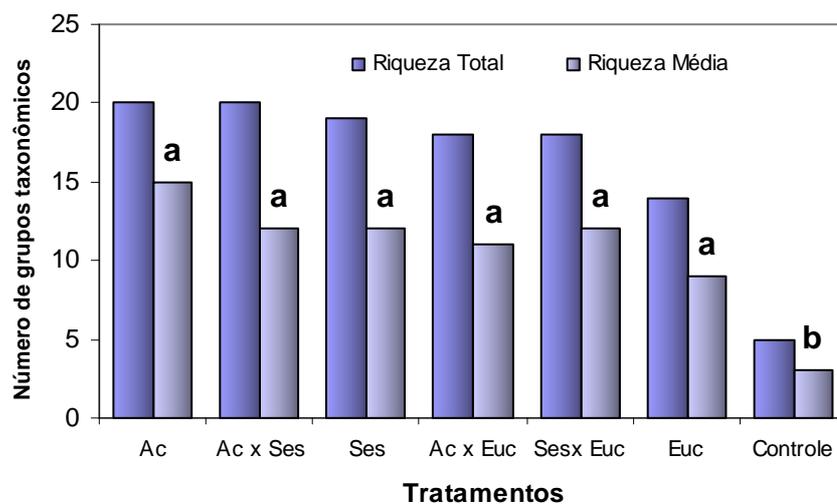
#### 4.2.3 Riqueza de grupos taxonômicos e índices de diversidade e equabilidade

De acordo com Stork e Eggleton (1992), as riquezas total e média de espécies podem ser consideradas como uma medida geral para a diversidade. Observou-se nos plantios, uma maior riqueza média de grupos taxonômicos em relação à área com vegetação espontânea (Figura 13). A presença de espécies arbóreas cria condições propícias à colonização destes organismos, através da deposição de serapilheira ao solo, a qual atua como fonte de alimento e abrigo, amenizando as variações de temperatura e umidade do solo, criando um microclima mais favorável (Rovedder et al., 2004). Ou seja, os recursos alimentares disponíveis, bem como a estrutura do micro-habitat gerado nos

plantios, possivelmente, foram os fatores que possibilitaram a colonização de várias espécies de fauna do solo, com estratégias diferentes de sobrevivência (Moço et al., 2005; Nunes et al., 2008). Além disso, a presença de uma leguminosa arbórea cria condições favoráveis à fauna, já que se espera que a serapilheira depositada possua um maior teor de N, ou seja, uma menor relação C:N, o que favorece à fauna do solo (Dias et al., 2007). Correia (2003), em experimentos de laboratório com diplópodes, observou um consumo de serapilheira de leguminosas superior à de eucalipto, principalmente em função da menor relação C:N das leguminosas.

Por outro lado, na área com vegetação espontânea, a pouca cobertura vegetal e a intensidade dos processos erosivos, impedem o estabelecimento de um ecossistema biodiverso (Figura 13).

De acordo com Villatoro (2004), em sistemas florestais, uma das inúmeras funções dos resíduos orgânicos que se acumulam na superfície é a sua contribuição para a fertilidade química e biológica do solo. Assim, a quantidade e a qualidade dos resíduos depositados determinam em grande parte o tamanho das populações dos organismos e a sua eficiência para transformar a matéria orgânica. Correia et al. (1995) relatam que as populações edáficas apresentam forte dependência à quantidade de serapilheira acumulada em sistemas florestais, principalmente, em seus estágios iniciais de desenvolvimento.



**Figura**

o solo nos (controle).  
 Ac – *A. mangium*; Sesb – *S. virgata*; Euc – *E. camaldulensis*. Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo Teste Scott Knott a 5%. CV% = 22,6.

Embora os plantios não tenham apresentado diferença significativa entre si, no que se refere à riqueza média (Figura 13), pode-se observar através do índice de Shannon total, que os consórcios apresentaram maior diversidade que os monocultivos, à exceção do monocultivo de sesbânia (Tabela 8). Este comportamento pode estar relacionado a um material orgânico em decomposição mais diversificado, atendendo às exigências nutricionais e microclimáticas de um espectro mais amplo de organismos (Rovedder et al., 2004).

**Tabela 8.** Índice de Shannon e Índice de Pielou encontrados nos diferentes plantios e na área da cava com vegetação espontânea (Controle). Euc= *E. camaldulensis*; Ac= *A. mangium*; Sesb= *S. virgata*; Total – Solo + Serapilheira

Tratamentos	Shannon			Pielou		
	Serapilheira	Solo	Total	Serapilheira	Solo	Total
<b>Euc</b>	2,09	2,36	<b>2,38</b>	0,66	0,68	<b>0,63</b>
<b>Ac</b>	2,38	1,51	<b>2,24</b>	0,55	0,40	<b>0,51</b>
<b>Sesb</b>	2,90	2,71	<b>2,99</b>	0,70	0,78	<b>0,70</b>
<b>Euc x Ac</b>	2,65	2,67	<b>2,75</b>	0,66	0,68	<b>0,66</b>
<b>Euc x Ses</b>	3,41	2,74	<b>3,48</b>	0,85	0,72	<b>0,83</b>
<b>Ac x Ses</b>	3,21	2,25	<b>2,84</b>	0,77	0,65	<b>0,66</b>
<b>Controle</b>	-	-	<b>1,41</b>	-	-	<b>0,61</b>

No compartimento serapilheira, os maiores valores dos índices de diversidade e uniformidade foram encontrados nos plantios consorciados de eucalipto com sesbânia e acácia com sesbânia. Enquanto os menores valores foram observados nos monocultivos de acácia e de eucalipto (Tabela 8). Este fato pode ser atribuído à baixa heterogeneidade dos recursos alimentares para estas comunidades, nestes últimos cultivos. Nesse sentido, embora estudos de regeneração natural sob monocultivos de eucalipto tenham mostrado que esta cultura não reduz a diversidade de espécies em seu sub-bosque (Silva Júnior et al., 1995), outros estudos divulgam que a quantidade e diversidade de espécies animais a serem encontrados em um dado ecossistema florestal, dependem do

número de nichos disponíveis do habitat. Desta forma, uma monocultura, seja de eucalipto ou de qualquer outra espécie, pode ser considerada menos capaz de suportar uma alta diversidade de fauna (Lima, 1993). De acordo com Correia e Andrade (1999), quanto mais diversa for a cobertura vegetal, maior será a heterogeneidade da serapilheira, e conseqüentemente maior será a diversidade da fauna do solo.

Pela equabilidade é possível verificar o grau de dominância numérica apresentada por um ou alguns grupos da fauna do solo. Quanto menor o valor do índice de equabilidade, maior é a dominância (Dias et al., 2007). Assim, altos valores dos índices de diversidade de Shannon e uniformidade indicam comunidades mais uniformes, onde a dominância de um ou poucos grupos é mais atenuada (Moço, 2006). De acordo com Odum (1988), o índice de diversidade de Shannon, é um índice que atribui um maior peso às espécies raras presentes na comunidade, o que o torna apropriado para o uso em ecologia do solo (Moço, 2005).

Comparando-se a abundância de indivíduos coletados dentro de cada área (Figura 10) e os dados de riqueza média ( $r=0,81$ ;  $P=0,01$ ) e riqueza total ( $r=0,86$ ;  $P=0,007$ ) (Figura 13), observou-se uma correlação positiva e significativa entre eles. Por outro lado, quando se correlacionou a abundância de indivíduos (Figura 10) com o índice de diversidade de Shannon (Tabela 8), embora tenha sido detectada uma correlação positiva, esta não foi significativa ( $r=0,59$ ;  $P=0,08$ ). Antony (2000) também não observou uma associação entre a abundância e diversidade de fauna em áreas de floresta natural inalterada e áreas de florestas perturbadas por queima na Amazônia. Resultado semelhante foi encontrado por Rovedder et al. (2004) em plantios de eucalipto e plantio direto. Moço et al. (2005) discutem, que uma elevada abundância de fauna pode reduzir a diversidade, uma vez que, quanto maior a abundância destes organismos em solos sob determinada cobertura vegetal, maior será a chance de algum grupo estar predominando e, portanto, reduzindo a equabilidade. Isso pode explicar o fato da diversidade não estar correlacionada significativamente com a abundância, já que a diversidade de espécies está associada a uma relação entre o número de

espécies (riqueza de espécies) e a distribuição do número de indivíduos entre as espécies (equabilidade) (Walker, 1989).

Tanto a abundância total quanto as riquezas média e total de grupos da comunidade de fauna edáfica, apresentaram correlação positiva e significativa ( $p < 0,01$ ) com o teor de N ( $r = 0,92$ ,  $r = 0,86$  e  $r = 0,89$ , respectivamente) e matéria orgânica do solo ( $r = 0,93$ ,  $r = 0,80$  e  $r = 0,85$ , respectivamente). Isso indica a influência da matéria orgânica na comunidade da fauna edáfica e sua ação na fragmentação e humificação da matéria orgânica (Silva et al., 2007b). De acordo com Sautter et al. (1996), a abundância de matéria orgânica na superfície do solo favorece a diversidade biológica. Silva et al. (2007b) avaliando a macrofauna edáfica em cultivo de mandioca sob sistemas de cobertura do solo, também observaram correlação positiva e significativa entre a densidade e a riqueza de grupos taxonômicos e a matéria orgânica. Estes autores atribuíram tal comportamento à presença de cobertura permanente no solo, a qual contribui para o aumento da disponibilidade de energia e a existência de novos habitats favoráveis à colonização dos organismos invertebrados, o que pode beneficiar a sustentabilidade ecológica dos sistemas de produção.

#### **4.2.5 Distribuição Vertical**

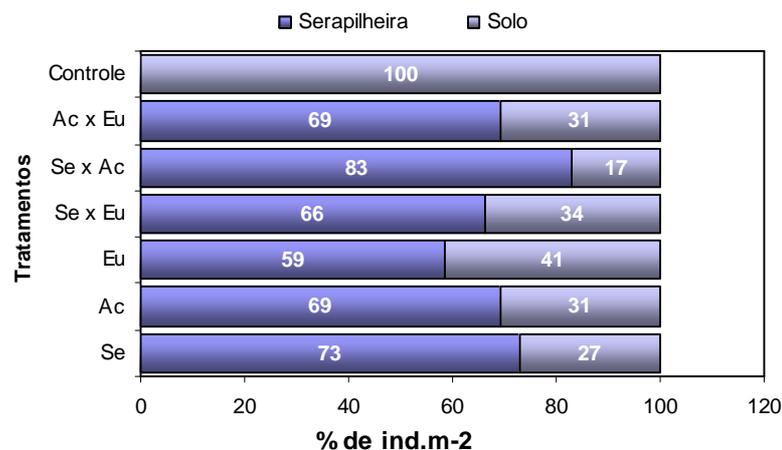
Na Figura 14 pôde-se observar a distribuição dos organismos entre os dois compartimentos solo e serapilheira. Verificou-se para todos os plantios, a preferência dos organismos pela serapilheira, segundo o teste do Qui-Quadrado ( $X^2$ ) (Tabela 9). Segundo Takeda (1995), as serapilheiras podem servir de habitat e alimento, contribuindo para um aumento na abundância e diversidade de todos os grupos dos organismos do solo.

Os dados aqui reportados para distribuição vertical, não corroboram com os de Moço et al. (2005), que não observaram diferença significativa entre solo e serapilheira para o número de indivíduos por  $m^2$ , em plantios de eucalipto, no Norte do Espírito Santo, na estação seca. Contudo, vão de encontro aos de Costa (2002), que avaliando a fauna do solo em plantios experimentais de leguminosas arbóreas, observou para o total de indivíduos coletados no inverno, preferência pela serapilheira. Silva (2005), também observou este comportamento em Floresta secundária, capoeira e bananal agroflorestal. Já Corrêa Neto et al.

(2001), estudando a fauna do solo em uma área de floresta secundária na FLONA Mário Xavier, em Seropédica, Rio de Janeiro, encontraram maior quantidade de indivíduos na serapilheira do que no solo, no verão de 2000.

Ao observar um aumento da quantidade de indivíduos na serapilheira de uma floresta secundária na Ilha Grande, Rio de Janeiro, Silva (1998) atribuiu esta mudança às variações na temperatura, umidade e ao aumento da quantidade de serapilheira. Este autor, afirma ainda que, a intensidade da produção de serapilheira é provavelmente o fator determinante da grande abundância da fauna do solo nesta camada, em detrimento da primeira camada de solo.

A maior população da fauna na serapilheira possivelmente está relacionada ao fato deste compartimento ser mais rico em C e N lábil que o solo (Moço, 2006). Além disso, a serapilheira proporciona habitat apropriado para a maioria dos grupos de invertebrados do solo (Decaëns et al., 1998; Moço, 2006).



**Figura 14.** Distribuição vertical (solo-serapilheira) da fauna edáfica nos diferentes plantios e na área com vegetação espontânea (controle). *S. virgata* (Se); *A. mangium* (Ac); *E. camaldulensis* (Eu); consórcio (x).

**Tabela 9.** Análise de Qui-quadrado ( $X^2$ ) da distribuição vertical (solo-serapilheira) da fauna edáfica nos diferentes tratamentos. Consórcio (x).

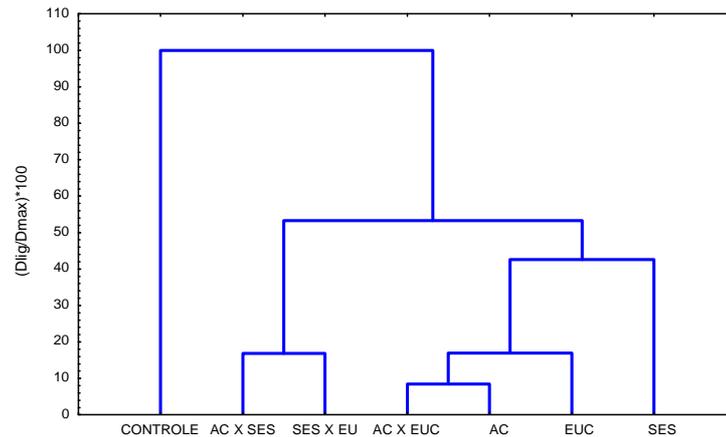
<b>Tratamentos</b>	<b>Qui-Quadrado (<math>X^2</math>)</b>
<b>Eucalipto</b>	9,81*
<b>Acacia</b>	84,11***
<b>Sesbania</b>	31,99***
<b>Eucalipto x Acacia</b>	38,21***
<b>Eucalipto x Sesbania</b>	28,66***
<b>Acacia x Sesbania</b>	96,95***
<b>Controle</b>	-

\* Diferença significativa a 5% (\*) e a 0,1% (\*\*\*)

#### 4.2.7 Dendrograma resultante da análise de Cluster

A análise de agrupamento identificou dois conjuntos de tratamentos que não apresentaram nenhuma similaridade entre si, uma vez que sua distância de ligação foi de 100% (Figura 15).

O primeiro conjunto integrou apenas o tratamento Controle, enquanto o segundo foi dividido em dois subconjuntos. Tais subconjuntos dividiram-se com aproximadamente 45% de características comuns. O subgrupo formado pelos consórcios de acácia com sesbânia e sesbânia com eucalipto apresentou uma ocorrência de grupos da fauna bastante semelhantes, divergindo apenas 15% entre si (Figura 15). Vale ressaltar que estes dois tratamentos apresentaram teores semelhantes de MO (média de 55 g kg<sup>-1</sup>) e taxas de deposição de serapilheira (média de 6,4 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), o que pode ter contribuído para tal semelhança na composição da fauna edáfica. No caso do subgrupo formado pelos monocultivos e pelo consórcio de eucalipto com acácia, observou-se forte semelhança entre este último e os monocultivos de acácia e de eucalipto, com uma distância de ligação menor ou igual a 15% (Figura 15).



**Figura 15.** Dendrograma dos diferentes plantios e da área com vegetação espontânea (controle) para a densidade dos diferentes grupos taxonômicos. Medida de distância: complemento do coeficiente de correlação *r*-de Pearson; método de ligação: Ward's. Ac – *A. mangium*; Ses – *S. virgata*; Euc – *E. camaldulensis*

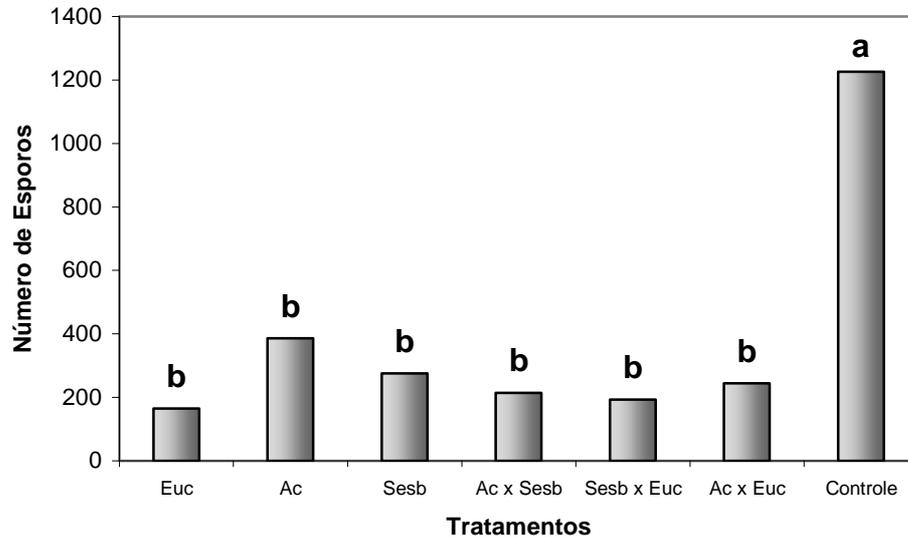
A relativa proximidade entre os plantios (Figura 15) sugere que alguns fatores de regulação das populações são comuns entre eles (Dias et al., 2007), ao contrário do tratamento controle. Um dos principais fatores que pode ter contribuído para a separação entre os plantios e o controle é a maior camada de resíduos orgânicos presentes nos plantios, o que promove maior fornecimento de alimentos e melhores condições de temperatura e umidade no solo, resultando desta forma, em maior abundância e riqueza da fauna do solo. As modificações nas condições ambientais e na interface solo-serapilheira de áreas, sob a copa de árvores, exercem efeitos positivos sobre a atividade biológica do solo (Frank e Furtado, 2001; Dias et al., 2007).

### 4.3 Fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e proteína do solo relacionada à glomalina (PSRG)

#### 4.3.1 Fungos micorrízicos arbusculares

Foi extraído, por peneiramento úmido de 50 cm<sup>3</sup> de solo de cada uma das 21 amostras coletadas, um total de 8134 esporos. A avaliação da abundância de esporos de FMAs nos diferentes plantios e na área com vegetação espontânea (controle) mostrou uma variação de 55 a 1338 esporos por 50 cm<sup>3</sup> de solo, sendo

a maior média de 1126 encontrada na área com vegetação espontânea e a menor de 165 esporos por 50 cm<sup>3</sup> de solo, no plantio de eucalipto (Figura 16).



**Figura 16.** Número de esporos/50cm<sup>3</sup> de solo nos diferentes plantios e na área com vegetação espontânea (controle). Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste Scott Knott a 5%. Euc = eucalipto; Ac = Acacia; Sesb = Sesbânia. CV%=35,5.

Os plantios não apresentaram diferença significativa entre si, contudo, foram estatisticamente diferentes da área com vegetação espontânea, tendo este último apresentado maior número de esporos em relação aos plantios (Figura 16). Estes resultados não corroboram os de Paulucio (2007), que avaliando a abundância de esporos neste mesmo experimento aos 20 meses após o plantio e no período chuvoso, observou menor esporulação no tratamento controle em relação aos plantios. Este comportamento também foi observado por Batista et al. (2008) em experimento de sabiá e diferentes espécies de eucalipto em plantios puros e consorciados, em cavas de extração de argila, na região Norte Fluminense – RJ. Outros estudos em regiões perturbadas pela exploração mineral mostraram que, em várias dessas áreas, os FMAs foram reduzidos ou eliminados (Allen, 1991).

A ocorrência de maior número de esporos encontrada na área da cava com vegetação espontânea pode estar relacionada à presença de gramíneas, bem como à condição mais estressante deste ambiente, levando os FMAs a

produzirem um elevado número de propágulos com o intuito de sobrevivência, embora a maioria dos estresses reduza à esporulação (Sylvia e Jarstfer, 1992). De acordo com Munyanziz et al. (1997), em florestas não perturbadas, a abundância de esporos de FMAs é muito baixa e aumenta em função do grau de perturbação. Picone (2000), Cordeiro et al. (2003) e Silva et al. (2006a) observaram um menor número de esporos em solos com vegetação nativa em relação a agrossistemas com influência antrópica. Estes autores atribuem este fato à maior estabilidade do ecossistema, com horizontes superficiais mais protegidos contra perturbações bruscas, bem como, a menor competição por nichos (guildas), garantindo a sobrevivência das espécies com baixa esporulação (Sieverding, 1991; Caproni et al., 2003). Consideraram também a possibilidade de uma biota micófaga eficiente ou espécies de plantas que não induzem grandes esporulações (Caproni et al., 2001). Sieverding (1991) destaca ainda que a variação da cobertura vegetal é um fator que afeta diretamente a multiplicação dos fungos.

Na literatura, existem diferentes especulações para ocorrência de menor ou maior quantidade de esporos. Fontana et al. (2004), por exemplo, explicam a menor ocorrência de esporos em floresta secundária em relação à pastagem natural, diferente da forma como explica a menor quantidade de esporos em plantios de café em relação à mesma pastagem. Para floresta secundária ele atribui este comportamento a maior competição e antagonismo dos fungos na rizosfera, já em relação ao monocultivo do café, o tipo de manejo que se constitui de sucessivas capinas promovendo o revolvimento e a exposição dos FMAs na superfície do solo, foi o fator que contribuiu para menor abundância de esporos.

Picone (2000) destaca quatro hipóteses para explicar o porquê de algumas espécies produzirem mais esporos em áreas de pastagem em relação à floresta nativa. A primeira hipótese está relacionada à morte ou à senescência de plantas hospedeiras que podem induzir a esporulação dos FMAs. Devido ao pastejo, ao fogo e à seca, a senescência e a morte dos hospedeiros nas pastagens, são mais freqüentes do que a dos hospedeiros nas florestas, o que pode provocar o aumento na abundância de esporos. A segunda possível explicação seria a densidade de raízes finas presentes nas pastagens, em relação à floresta. A quantidade de esporos pode aumentar em decorrência da maior disponibilidade e

produção de raízes finas. O terceiro fator é o pH, onde algumas espécies podem ser estimuladas a esporular com o aumento do pH. E, o quarto, a esporulação dependente do hospedeiro que pode influenciar a abundância relativa de esporos.

De acordo com Hart et al. (2001), os FMAs utilizam duas estratégias (colonização e persistência) para sobreviver em um ambiente. No primeiro caso estão incluídas as espécies que apresentam maior habilidade em colonizar novos hospedeiros e, no segundo, as que conseguem continuar no sistema (solo/raiz) mesmo sob condições adversas.

Foram encontradas 14 espécies de fungos micorrízicos pertencentes a cinco gêneros: *Glomus tortuosum*; *Glomus macrocarpum*; *Glomus clarum*; *Glomus* sp 1; *Glomus* sp 2; *Glomus* sp 3; *Gigaspora* sp.; *Archaeospora leptoticha*; *Acaulospora mellea*; *Acaulospora foveata*; *Acaulospora scrobiculata*; *Acaulospora laevis*; *Scutellospora* sp 1 e *Scutellospora* sp 1 (Tabela 10) (Figura 18). Algumas destas espécies já foram encontradas em áreas degradadas por processos de mineração e revegetadas (Melloni et al., 2003; Caproni et al., 2003, 2005, 2007; Batista et al., 2008).

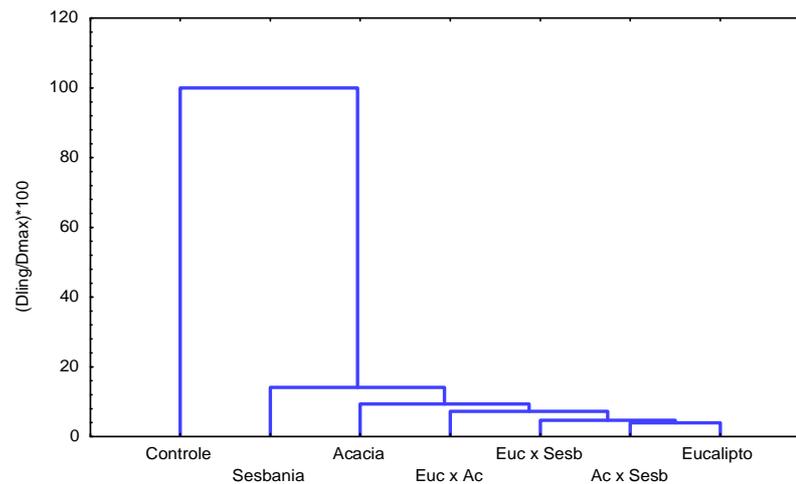
O número de espécies encontradas neste estudo foi superior aos encontrados por Melloni et al. (2003) (seis espécies) em áreas de mineração de bauxita com diferentes tipos de vegetação; por Mehrotra (1998) em solos de mineração de carvão na Índia, revegetados há sete anos com diferentes espécies arbóreas (seis espécies) e, próximo ao encontrado por Raman et al. (1993) em solos de mineração de magnesita na Índia, sob vegetação espontânea, onde encontraram-se 13 espécies. Todavia, foi inferior ao encontrado por Caproni et al. (2005), em solos de área de mineração de bauxita em Porto Trombetas, revegetadas com *Acacia mangium* e, por Batista et al. (2008) em cava de extração de argila revegetada com diferentes espécies de eucalipto e sabiá (18 espécies em cada estudo).

De acordo com Allen (1991), as espécies de fungos em áreas tropicais são mais diversas que em áreas de clima temperado, sendo que este número de espécies pode estar associado à diversidade da vegetação no local (Caproni, 2001).

**Tabela 10.** Espécies de FMAs em amostras de solo com vegetação espontânea (controle) e revegetados com eucalipto, acácia e sesbânia em monocultivo e em consórcio.

<b>Tratamentos</b>	<b>Espécies de FMAs</b>
<b>Eucalipto</b>	<i>Glomus tortuosum</i> ; <i>Glomus macrocarpum</i> ; <i>Glomus</i> sp 1; <i>Glomus</i> sp 2; <i>Gigaspora</i> sp. e <i>Archaeospora leptoticha</i>
<b>Acacia</b>	<i>G. tortuosum</i> ; <i>G. clarum</i> ; <i>Glomus</i> sp 1; <i>Glomus</i> sp 2; <i>Glomus macrocarpum</i> ; <i>Acaulospora mellea</i> ; <i>Acaulospora foveata</i> ; <i>A. leptoticha</i>
<b>Sesbania</b>	<i>G. tortuosum</i> ; <i>Glomus</i> sp 2; <i>Acaulospora scrobiculata</i> ; <i>A. mellea</i> e <i>A. leptoticha</i>
<b>Eucalipto x Acacia</b>	<i>G. tortuosum</i> ; <i>G. clarum</i> ; <i>G. macrocarpum</i> ; <i>Acaulospora laevis</i> ; <i>A. scrobiculata</i> ; <i>A. mellea</i> ; <i>A. leptoticha</i> e <i>Scutellospora</i> sp 1
<b>Eucalipto x Sesbania</b>	<i>G. tortuosum</i> ; <i>G. clarum</i> ; <i>Glomus</i> sp 1; <i>Glomus</i> sp 2; <i>Glomus</i> sp 3; <i>Glomus macrocarpum</i> ; <i>Acaulospora mellea</i> ; <i>A. laevis</i> ; <i>A. scrobiculata</i> ; <i>A. foveata</i> ; <i>A. leptoticha</i>
<b>Acacia x Sesbania</b>	<i>G. tortuosum</i> ; <i>Glomus</i> sp 1; <i>Glomus macrocarpum</i> ; <i>A. mellea</i> ; <i>A. scrobiculata</i> ; <i>Gigaspora</i> sp.; <i>Scutellospora</i> sp 2 e <i>A. leptoticha</i>
<b>Controle</b>	<i>G. macrocarpum</i> e <i>A. scrobiculata</i>

A Figura 17 mostra o grau de semelhança entre os tratamentos estudados, no que diz respeito à ocorrência de espécies de FMAs. Pode-se observar a formação de dois grupos que não apresentaram nenhuma similaridade entre si, uma vez que, sua distância de ligação foi de 100%. O primeiro grupo integrou apenas o tratamento controle, enquanto o segundo foi constituído de todos os plantios, que apresentaram entre si semelhança superior a 80%.



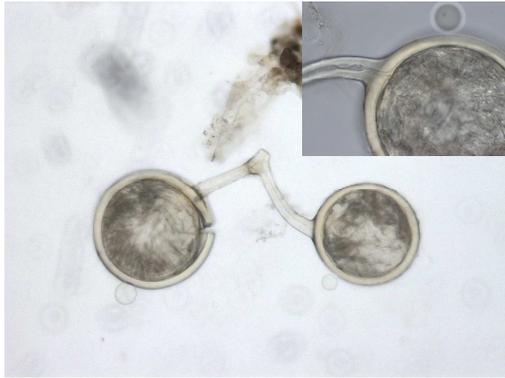
**Figura 17.** Dendrograma da ocorrência de espécies de FMAs em cavas de extração de argila com vegetação espontânea (controle) e revegetada com *E. camaldulensis* (Euc), *A. mangium* (Ac) e *S. virgata* (Sesb) em plantios puros e consorciados. Método de ligação: Wards; Distância Euclidiana.

O maior número de espécies encontradas neste estudo, pertence ao gênero *Glomus* (seis espécies), seguido pelo gênero *Acaulospora* (quatro espécies), *Scutellospora* (duas espécies), *Archaeospora* e *Gigaspora* (uma espécie cada) (Tabela 10). Esta seqüência é semelhante à encontrada por Caproni et al. (2005) em plantios de *A. mangium* com um e cinco anos de idade, em estéril de mineração de bauxita. A ocorrência das espécies de FMAs depende das espécies de plantas, das características do solo e do tempo de amostragem (Caproni et al., 2005). Estes autores destacam um exemplo onde comparam a diversidade de espécies de FMAs no plantio com *A. mangium* aos cinco anos de idade, no período chuvoso, onde foram encontrados 12 espécies de FMAs e, plantios com várias espécies de plantas, no mesmo período, com 38 espécies de FMAs, em uma mesma região de mineração de bauxita no Estado do Pará (Caproni, 2001).

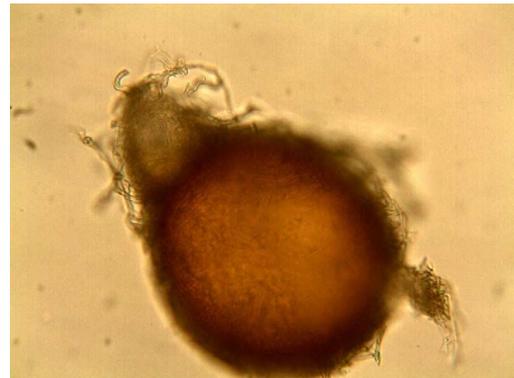
Pode-se observar que os gêneros *Glomus* e *Acaulospora* foram encontrados em todos os tratamentos, sempre com maior porcentagem de espécies em relação aos demais gêneros observados (Figura 19). Além disso, verificou-se que o gênero *Glomus* predominou amplamente entre os esporos que ocorreram na área de estudo, representando cerca de 73% dos esporos extraídos

(Figura 20). Dados na literatura revelam que estes gêneros apresentam maior capacidade de adaptação a solos submetidos a diferentes variações nos teores de matéria orgânica, calagem, textura, entre outros fatores, demonstrando ter espécies resistentes a perturbações ambientais (Carrenho, 1998).

As espécies de FMAs encontradas nas amostras de solo recolhidas na área da cava em ordem decrescente de ocorrência foram: *G. tortuosum* > *A. leptoticha* = *A. mellea* > *G. macrocarpum* = *Glomus* sp. 2 = *A. scrobiculata* > *G. clarum* > *Glomus* sp. 1 > *A. foveata* = *A. laevis* = *Gigaspora* sp. > *Glomus* sp. 3 = *Scutellospora* sp. 1 = *Scutellospora* sp. 2 (Tabela 11). As espécies *G. tortuosum* e *A. leptoticha* foram encontradas em todos os sistemas de plantio, exceto na área da cava com vegetação espontânea (Tabela 10). Batista et al. (2008) também observaram este comportamento para a espécie *G. tortuosum* em cava de extração de argila degradada e revegetada com sabiá e diferentes espécies de eucalipto.



*Glomus clarum*



*Glomus tortuosum*



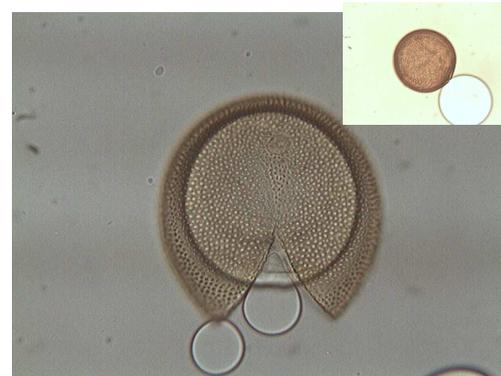
*Glomus macrocarpum*



*Glomus* sp. 3



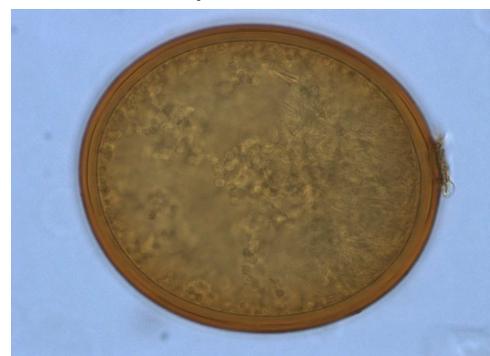
*Archaeospora leptoticha*



*Acaulospora scrobiculata*

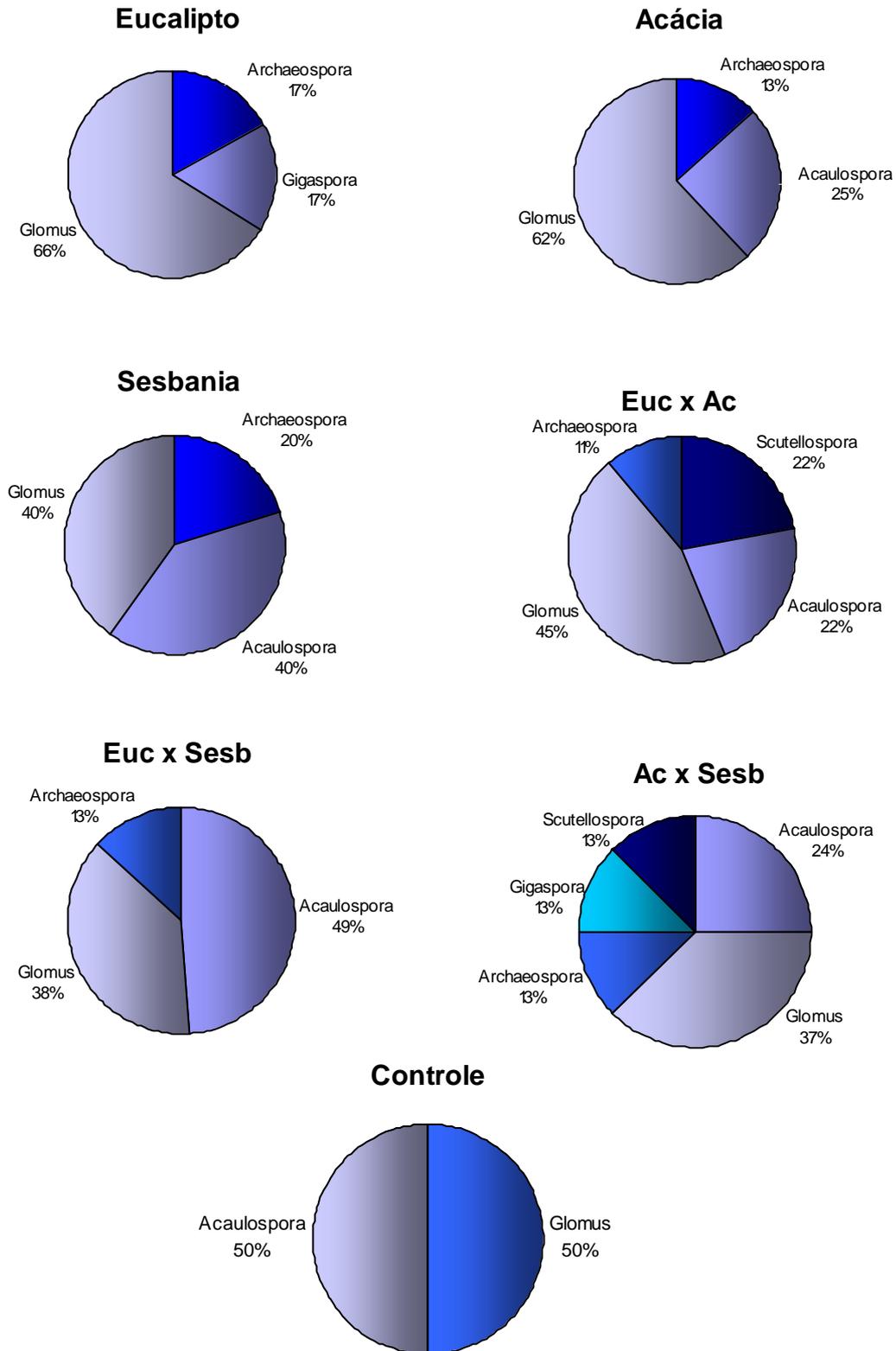


*Acaulospora laevis*

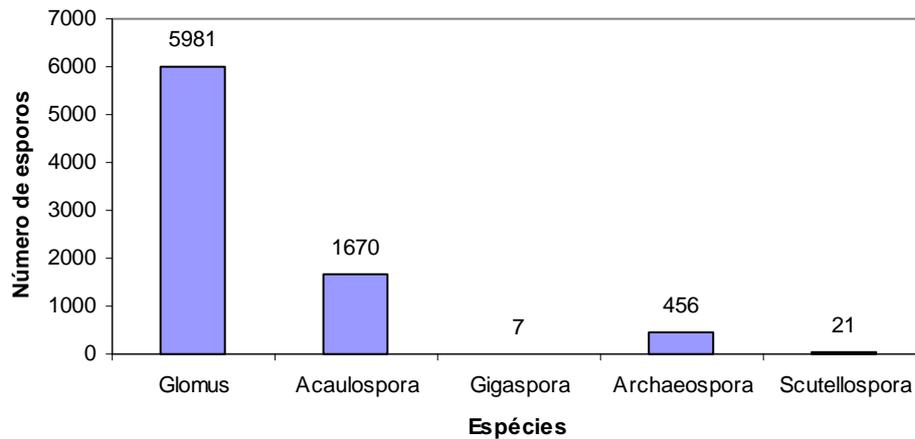


*Acaulospora mellea*

**Figura 18.** Fotomicrografia de algumas das espécies presentes nas amostras de solo coletadas nos diferentes plantios e na área com vegetação espontânea.



**Figura 19.** Número de espécies por gênero em porcentagem, nas amostras de solo coletadas nos diferentes plantios e na área com vegetação espontânea. Ac = acácia; Euc = eucalipto; Sesb = sesbânia



**Figura 20.** Número total de esporos por gênero de FMAs, extraídos de 50 cm<sup>3</sup> de solo. Somatório de 21 amostras.

Embora *G. tortuosum* tenha apresentado maior freqüência de ocorrência (62%), foi a espécie *G. macrocarpum*, que apresentou maior número médio de esporos (Tabela 11). Caproni et al. (2003) também relataram em seu trabalho altas concentrações de propágulos infectivos desta espécie, bem como maior número de esporos, independentemente das condições do substrato. A alta abundância relativa do gênero *Glomus*, especialmente da espécie citada acima, indicou sua maior capacidade de esporulação ou alta adaptabilidade à região e às situações iniciais de sucessão, como também destacado por Caproni et al. (2003).

As espécies *G. macrocarpum* e *A. leptoticha*, parecem estar amplamente distribuídas no Brasil, pois foram encontradas em vários trabalhos sobre a ocorrência de FMAs em plantas cultivadas (Mello et al., 1997; Souza et al., 2002; Caproni et al., 2003, 2005, 2007; Silva et al., 2006; Silva et al., 2007c; Batista et al., 2008). A espécie *G. macrocarpum* tem sido encontrada em áreas revegetadas após mineração de bauxita com pH variando de 3,4 a 3,6 (Caproni et al., 2003) e naqueles revegetados após mineração de carvão com pH entre 3,2 e 7,1 (Kierman et al., 1983), o que evidencia sua ampla faixa de adaptação. De acordo com Caproni et al. (2007), existem grandes diferenças entre as espécies de FMAs, principalmente no que diz respeito aos efeitos das propriedades do solo sobre sua distribuição. Estes autores destacam o pH, o Al e o P, bem como a

textura argilosa do solo, como fatores que podem limitar a ocorrência de FMAs. Segundo Abbott e Robson (1991), algumas espécies ocorrem em solos ácidos ou em solos alcalinos, enquanto outras aparecem em ambos.

**Tabela 11.** Frequência de ocorrência (%), número médio de esporos e abundância relativa (%) de esporos por espécie de FMA encontrada em cavas de extração de argila com vegetação espontânea (controle) e revegetadas com plantios puros e consorciados de eucalipto, acácia e sesbânia. n= número de amostras.

Espécies de FMAs	N <sup>o</sup> médio de esporos/50 cm <sup>3</sup> de solo (n=21)	Frequência de ocorrência (%)	Abundância relativa (%)
<i>G. macrocarpum</i>	201	38	52
<i>G. tortuosum</i>	50	62	13
<i>G. clarum</i>	13	24	3
<i>Glomus</i> sp. 1	5	19	1
<i>Glomus</i> sp. 2	11	38	3
<i>Glomus</i> sp. 3	4	5	1
<i>A. leptoticha</i>	22	48	6
<i>A. mellea</i>	48	48	12
<i>A. scrobiculata</i>	25	38	7
<i>A. foveata</i>	1	9	0,2
<i>A. laevis</i>	6	9	1,5
<i>Gigaspora</i> sp.	0,3	9	0,1
<i>Scutellospora</i> sp. 1	0,5	5	0,1
<i>Scutellospora</i> sp. 2	0,5	5	0,1

Dentre as espécies de FMAs (*G. macrocarpum*, *Glomus etunicatum* e *Entrophospora colombiana*) inoculadas nas espécies arbóreas, neste experimento, apenas *G. macrocarpum* foi encontrada neste levantamento, inclusive na área com vegetação espontânea (Tabela 10). Levando-se em consideração que as três espécies citadas acima, são nativas de área de cava de extração de argila e que só *G. macrocarpum* foi encontrada, é possível que os plantios estabelecidos na área em estudo ou a época de amostragem, não estejam estimulando a esporulação das demais espécies. De acordo com alguns autores, a capacidade de esporulação dos FMAs pode variar com a planta hospedeira, com o tempo de amostragem (época), bem como, com as características edáficas (Douds, 1994; Caproni et al., 2005).

É importante ressaltar também, que dependendo do grau de distúrbio, determinadas espécies podem ficar durante muito tempo sem esporular ou até mesmo desaparecer do local (Focchi et al., 2004). A ausência de algumas espécies de FMAs, em solos muito perturbados, de acordo com Cuenca et al. (1998), se deve principalmente, à sensibilidade das mesmas a perturbação, bem como à pouca diversidade vegetal nos locais em recuperação. No entanto, tem sido destacada na literatura a inexistência de preferência de espécies de FMAs em relação ao tipo de ecossistema, ou seja, ambientes naturais ou antrópicos (Focchi et al., 2004). A estrutura das comunidades de FMAs não é alterada, apenas a frequência e a abundância dessas espécies são modificadas pelo ambiente (Franke-Snyder et al., 2001). As espécies podem estar presentes nos ambientes, contudo, devido à baixa capacidade de colonização e produção de esporos, estas podem não ser detectadas. Assim, as espécies mais agressivas e menos sensíveis a mudanças adaptam-se rapidamente às novas condições impostas, e tendem a ocorrer de forma generalizada (Focchi et al., 2004).

Os plantios quando comparados à área com vegetação espontânea, apresentaram maior número de espécies (riqueza total), assim como, maior índice de diversidade de Shannon-Wiener e índice de equabilidade de Pielou (Tabela 12). Caproni et al. (2003), avaliando a ocorrência de FMAs em áreas revegetadas após mineração de bauxita em Porto Trombetas (PA), observaram que os valores de diversidade de Shannon-Wiener foram significativamente maiores que na área não revegetada. Segundo Lodge e Cantrell (1995), florestas com altura e complexidade estrutural mais elevada criam mais micro-habitats e microclimas, favorecendo a diversidade dos microrganismos do solo. Por outro lado, outros estudos têm demonstrado que quando a riqueza de espécies de FMA é aumentada, também são aumentadas a diversidade de plantas, a absorção de nutrientes minerais e a produtividade dos ecossistemas (van der Heidjen et al., 1998). De acordo com Siqueira et al. (1989), em ambientes naturais a maior estabilidade favorece a sobrevivência de várias espécies de FMAs, especialmente, daquelas que apresentam baixa capacidade de esporulação e colonização radicular, devido à maior diversidade de espécies hospedeiras e à menor variação das características do solo. Da mesma forma, os cultivos perenes, em consequência do tempo de produção, podem apresentar estabilidade

semelhante ao ambiente natural, permitindo uma maior diversidade de espécies hospedeiras e ausência de variações bruscas nas características do solo (Siqueira et al., 1989; Silva et al. 2005).

Para o índice de Shannon-Wiener observou-se efeito do sistema de cultivo apenas para o eucalipto, sendo que a espécie em monocultivo apresentou menor diversidade, em relação ao consórcio com as leguminosas (Tabela 12).

**Tabela 12.** Riqueza total de espécies, índice de diversidade de Shannon-Wiener e Índice de equabilidade de Pielou das amostras de solo coletas em cavas de extração de argila com vegetação espontânea (controle) e revegetada com *E. camaldulensis*, *A. mangium* e *S. virgata*.

<b>Tratamentos</b>	<b>Riqueza de espécies</b>	<b>Índice de Shannon-Wiener</b>	<b>Índice de Pielou</b>
<b>Eucalipto</b>	6	0,29 <b>b</b>	0,11 <b>a</b>
<b>Acacia</b>	9	0,51 <b>a</b>	0,08 <b>a</b>
<b>Sesbania</b>	5	0,38 <b>a</b>	0,09 <b>a</b>
<b>Eucalipto x Acacia</b>	8	0,44 <b>a</b>	0,11 <b>a</b>
<b>Eucalipto x Sesbania</b>	11	0,55 <b>a</b>	0,10 <b>a</b>
<b>Acacia x Sesbania</b>	8	0,57 <b>a</b>	0,11 <b>a</b>
<b>Controle</b>	2	0,06 <b>c</b>	0,03 <b>b</b>
<b>CV%</b>	-	23,51	24,94

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem pelo teste Scott Knott a 5%.

É importante ressaltar que, embora a área com vegetação espontânea tenha apresentado uma elevada abundância de esporos de FMAs, sua diversidade foi baixa (Figura 16; Tabela 12). Esses resultados corroboram os conceitos de Odum (1989), sobre a relação entre estabilidade do sistema e a diversidade de espécies. Para esse autor, em ambientes homogêneos, a abundância tende a ser alta e a diversidade tende a diminuir. Esse aspecto tem sido considerado de fundamental importância para a melhoria da dinâmica da matéria orgânica do solo e favorecimento da ciclagem de nutrientes e do crescimento vegetal (Lavelle e Spain, 2001).

Pfleger et al.(1994) sugerem que as características edáficas, as espécies de plantas, a cobertura vegetal desde a época da revegetação e a disseminação

dos propágulos interferem nas populações de FMAs. No entanto, ainda não ficou claro quais são os fatores que influenciam a esporulação, taxa de colonização e diversidade de FMAs em áreas degradadas e revegetadas (Caproni et al., 2007).

Os FMAs *G. macrocarpum*, *G. tortuosum*, *G. clarum*, *Glomus* sp2 *A. leptoticha*, *A. mellea* e *A. scrobiculata* apresentaram alto valor de importância em pelo menos um dos plantios. *G. tortuosum* apresentou elevado valor de importância em quase todos os plantios, exceto no plantio de sesbânia. Já *G. clarum* se destacou apenas no consórcio de acácia com eucalipto. Pode-se observar que a maioria das espécies com índice elevado é pertencente ao gênero *Glomus* (Tabela 13).

Através deste índice sugere-se que estas espécies, especialmente *G. tortuosum*, se destacaram como espécies a serem consideradas em programas de revegetação, principalmente em cavas de extração de argila, restando apenas observar sua eficiência simbiótica, pois estas espécies se adaptaram bem a tais condições ambientais adversas. De acordo com Marinho et al. (2004) e Mergulhão (2006), FMAs com baixo índice de abundância e frequência (IAF), geralmente têm maior dificuldade de adaptação em áreas de mineração, sugerindo que o ambiente estudado possa apresentar fatores limitantes à expressão da capacidade gênica de alguns fungos em se estabelecer.

**Tabela 13.** Número médio de esporos/50 cm<sup>3</sup> de solo (NE) por espécie e, Índice de abundância e frequência (IAF) das espécies de FMAs em cada plantio e na área com vegetação espontânea (controle).

Espécies de FMAs	Eucalipto		Acacia		Sesbania		Euc x Ac		Euc x Sesb		Ac x Sesb		Controle	
	NE	IAF	NE	IAF	NE	IAF	NE	IAF	NE	IAF	NE	IAF	NE	IAF
<i>G. macrocarpum</i>	12	20	139	49	-	-	47	27	8	10	46	42	1155	53
<i>G. tortuosum</i>	67	81	112	42	25	25	49	37	37	32	59	41	-	-
<i>G. clarum</i>	-	-	-	8	-	-	87	60	3	8	-	-	-	-
<i>Glomus</i> sp. 1	12	20	5	10	-	-	-	-	3	8	11	12	-	-
<i>Glomus</i> sp. 2	27	30	13	17	30	34	-	-	6	15	-	-	-	-
<i>Glomus</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	29	21	-	-	-	-
<i>A. leptoticha</i>	44	33	43	24	13	28	8	12	11	12	32	29	-	-
<i>A. mellea</i>	-	-	44	31	198	95	7	11	32	29	52	37	-	-
<i>A. scrobiculata</i>	-	-	16	11	7	18	5	19	59	49	18	22	71	147
<i>A. foveata</i>	-	-	3	7	-	-	-	-	3	8	-	-	-	-
<i>A. laevis</i>	-	-	-	-	-	-	38	24	3	8	-	-	-	-
<i>Gigaspora</i> sp.	2	13	-	-	-	-	-	-	-	-	1	8	-	-
<i>Scutellospora</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	3	10	-	-	-	-	-	-
<i>Scutellospora</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	9	-	-

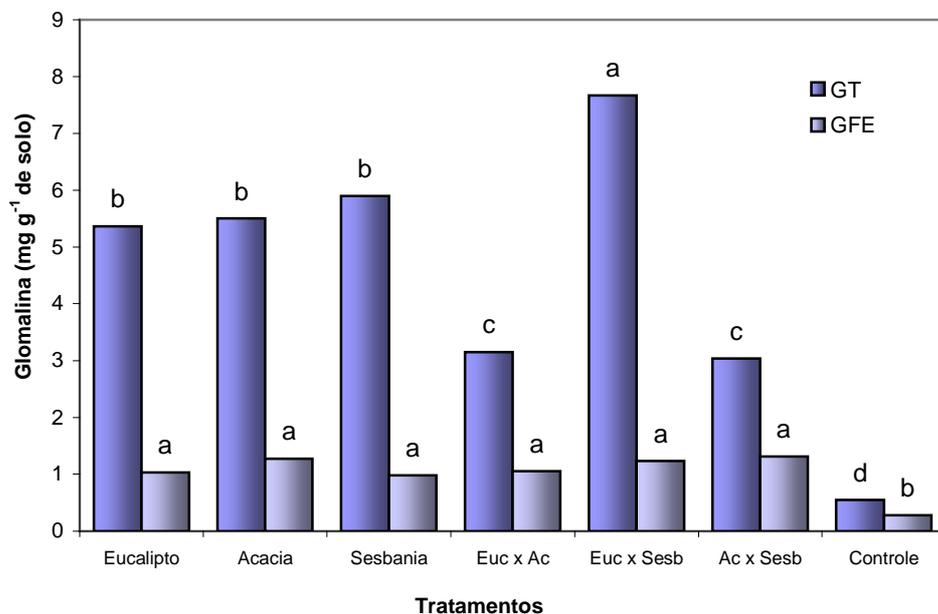
#### 4.3.2 Proteína do solo relacionada à glomalina

As médias da glomalina facilmente extraível (GFE) variaram de 0,28 mg g<sup>-1</sup> de solo em área degradada com vegetação espontânea a 1,31 mg g<sup>-1</sup> de solo em plantios com espécies de leguminosas e eucalipto. Nos plantios, os valores variaram de 1,03 a 1,31 mg g<sup>-1</sup> de solo (Figura 21). Estas concentrações estão próximas às encontradas por Purin (2005) em pomar convencional e campo nativo, por Mergulhão (2006) em área de caatinga nativa e, por Silva (2006b) em plantios de maracujá com adubação orgânica, em Petrolina (PE). Contudo, são aproximadamente o dobro das observadas em sistemas agrícolas e florestas nativas de Ohio, USA (Rillig et al., 2003b) e estepes localizados na Espanha (Rillig et al., 2003a). Por outro lado, alguns sistemas temperados estudados, como os avaliados por Wrigth e Upadhyaya (1998) e Lutgen et al. (2003) apresentaram valores de GFE maiores que os encontrados neste estudo. De acordo com Purin (2005), vários fatores são determinantes para a produção e a decomposição da GFE, de maneira que a variação de quantidades desta proteína de uma região para outra é de difícil explicação, e consiste em um aspecto que necessita de futuros esclarecimentos.

Maiores concentrações de GFE e GT foram registradas nos plantios, quando comparadas à área com vegetação espontânea, sendo esta diferença significativa em nível de 5% de probabilidade (Figura 21). Lins (2006), em estudos em mata de galeria, obteve maior produção de glomalina em solos de área cultivada (1,56 mg.g<sup>-1</sup> solo) quando comparado com área degradada por mineração (0,10 mg.g<sup>-1</sup> solo). De acordo com Mergulhão (2006), o impacto antrópico representado pela exploração mineral pode prejudicar a produção de micélio externo, responsável pela síntese de glomalina. De acordo com Treseder et al. (2004), a glomalina é positivamente relacionada com a produção de hifas. Assim, a presença de espécies arbóreas tende a estimular a ocorrência de FMAs e conseqüentemente aumentar a deposição desta proteína ao solo. Purin (2005) destaca ainda que aspectos de dominância de espécies, também influenciam a produção de glomalina, pois tem sido relatado na literatura que existe diferença entre as espécies de FMAs no que diz respeito à produção desta proteína. Wright e Upadhyaya (1996), por exemplo, observaram que um isolado de *Gigaspora gigantea* pode produzir quase 60% mais GFE que *Glomus etunicatum*. Desta forma, a diversidade de FMAs, bem como, a presença de vegetação estimulando

a presença de FMAs, pode ajudar a explicar a variação de GFE e GT entre os plantios e a área com vegetação espontânea. Neste trabalho foram observadas correlações positivas entre a produção de glomalina e a diversidade de FMAs. Ao contrário da abundância de esporos onde a correlação foi linear negativa (Tabela 14). Estes dados corroboram os de Silva et al. (2008), em estudo realizado em solos sob vegetação de Caatinga, em Pernambuco.

Outro fator importante que poderia explicar a maior quantidade de GFE nos plantios, em relação à área com vegetação espontânea, é a decomposição das hifas. De acordo com Lutgen et al. (2003), quanto maior a decomposição, mais GFE é liberada para o solo. A avaliação da fauna edáfica realizada neste estudo, mostrou nos solos sob os plantios, a presença de invertebrados que se alimentam de microrganismos (colêmbolos) (Figura 11), os quais não foram encontrados na área com vegetação espontânea. Os colêmbolos se alimentam principalmente de hifas de fungos e, de acordo com Rusek (1998) ao se alimentarem desta estrutura, beneficiam o crescimento dos fungos, principalmente, pela dispersão de propágulos e pela remoção de hifas velhas induzindo o crescimento compensatório.



**Figura 21.** Glomalina total (GT) e glomalina facilmente extraível (GFE) em amostras de solo de áreas degradadas pela extração de argila, com vegetação espontânea (controle) e revegetadas com *A. mangium* (Ac), *S. virgata* (Sesb) e *E. camaldulensis* (Euc), em plantios puros e consorciados. CV% (GT = 22,70; GFE = 36,56)

Somente na fração GT observou-se diferença significativa entre os plantios. A maior concentração desta fração foi encontrada no consórcio de eucalipto com sesbânia, seguida dos monocultivos e por último dos consórcios de eucalipto com acácia e consórcio de acácia com sesbânia (Figura 21).

Na literatura existem relatos de que, em áreas preservadas, consegue-se extrair quantidades de glomalina total acima de  $60 \text{ mg g}^{-1}$  de solo (Rillig et al., 2001). Neste estudo os valores encontrados foram menores (Figura 21). Mergulhão (2006) avaliando a concentração de glomalina em áreas de exploração gesseira, em Pernambuco, também observou menores quantidades desta proteína quando comparadas às relatadas por Rillig et al. (2001). Em contrapartida, as quantidades de GT encontradas no estudo atual são superiores às observadas por Silva (2006b) em solos cultivados com maracujá.

Da mesma forma que Bird et al. (2002) e Rillig et al. (2003b), observou-se relação linear positiva entre o COT e N do solo e as frações de glomalina (Tabela 14). Este fato pode indicar que as micorrizas arbusculares são, ao longo do tempo, grandes contribuintes para o acúmulo de C no solo (Wuest et al., 2005). As frações do C (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina) também estiveram correlacionadas com as frações da glomalina, à exceção da GT com os ácidos fúlvicos. Por outro lado, contrariando os resultados de Lovelock et al. (2004) e Mergulhão (2006), os teores de Ca, Mg e K apresentaram correlação positiva com a produção desta proteína. Por outro lado, os teores de Na, Al e P, não explicam muito bem a variabilidade nas concentrações de glomalina das amostras de solo. Concentrações GFE apresentaram correlação negativa com o pH (Tabela 14), tal como observado por Purin (2005) e Mergulhão (2006).

**Tabela 14.** Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre variáveis químicas e biológicas ( $P < 0,05$ ). GT = Glomalina Total; GFE = Glomalina Facilmente Extraível; DE = Densidade de Esporos; NE = Número de Espécies; ns= não significativo.

	GFE	pH	C	AF	AH	HUM	N	P	Ca	Mg	K	Na	Al	DE	NE
GT	0,67	ns	0,82	ns	0,76	0,76	0,62	ns	ns	0,75	ns	ns	ns	-0,72	0,85
GFE	-	-0,90	0,89	0,93	0,90	0,89	0,72	ns	0,75	0,74	0,76	ns	ns	-0,90	0,89

Na tabela 15 se pode observar os percentuais de contribuição das frações de glomalina para o conteúdo de matéria orgânica do solo. Na literatura, os estudos relacionados à contribuição da glomalina para o estoque de COT, são mais específicos e divulgam que o C da proteína representa em torno de 3 a 7% do COT do solo (Rillig et al., 2001; Rillig et al., 2003a; Lovelock et al., 2004). Contudo, como ainda não se tem conhecimento da porcentagem de carbono na glomalina para os solos brasileiros, as contribuições foram calculadas como em trabalho realizado por Purin (2005), considerando-se quantidades de GFE e GT como um todo. Os resultados revelaram que a contribuição desta proteína para o estoque de MOS variou de 2,08 a 2,51% para GFE e de 4,27 a 14,09% para GT. Purin (2005) encontrou contribuições que variaram de 1,59 a 2,47% para GFE e de 6,17 a 9,57% para GT em Pomar orgânico, Pomar convencional e Campo Nativo, em Santa Catarina, ou seja, próximos aos encontrados no presente estudo.

**Tabela 15.** Porcentagem de contribuição\* da Glomalina Total (GT) e da Glomalina Facilmente Extraível (GFE) para o conteúdo de matéria orgânica do solo\*\* em área com vegetação espontânea e com plantios puros e consorciados de *A. mangium* (Ac), *S. virgata* (Sesb) e *E. camaldulensis* (Euc).

Tratamentos	GT	GFE
<b>Eucalipto</b>	12,63 a	2,51 a
<b>Acacia</b>	10,74 b	2,47 a
<b>Sesbania</b>	14,09 a	2,35 a
<b>Euc x Ac</b>	9,57 b	3,12 a
<b>Euc x Sesb</b>	13,30 a	2,04 a
<b>Ac x Sesb</b>	5,14 c	2,15 a
<b>Controle</b>	4,27 c	2,09 a
<b>CV%</b>	16,18	21,98

\*Porcentagem de contribuição = (quantidade de glomalina/quantidade de matéria orgânica)\*100.

\*\*Matéria Orgânica do Solo = COT\*1,72

#### 4.4 Variáveis dendrométricas

Os dados de DAP, altura e volume de madeira das espécies *A. mangium* e *E. camaldulensis*, encontram-se na tabela 16. Com ênfase nos plantios de acácia, não houve influência do tipo de cultivo no DAP das espécies. Ao contrário do que foi observado por Laclau et al. (2008), que detectaram uma redução em torno de 80% no DAP de *A. mangium* quando em plantio consorciado com *E. grandis*, em relação ao seu monocultivo. Por outro lado, Forrester et al. (2004), em plantios puros e consorciados de *A. mearnsii* e *E. globulus*, na Austrália, observaram predomínio de interações positivas (facilitação e redução competitiva) entre as espécies, evidenciada pelo aumento na produtividade de ambas, quando cultivadas em consórcio. Os valores de DAP encontrados para a acácia neste estudo, estão acima daquele observado por Souza et al. (2004) (9,5 cm), em plantios experimentais desta espécie, aos quatro anos de idade, no Estado do Amazonas.

Com ênfase no eucalipto, pode-se verificar que tanto o consórcio com a acácia quanto o consórcio com a sesbânia, proporcionaram incremento no DAP em torno de 37%, quando comparado ao seu monocultivo (Tabela 16). Resultados similares foram obtidos por Forrester et al. (2004), para a espécie *E. globulus* consorciada com *A. mearnsii*, aos quatro anos de idade, na Austrália. DeBell et al. (1997), observaram um aumento na sobrevivência e desenvolvimento de *E. saligna* quando em plantio consorciado com *A. falcataria*, no Hawaii. O valor de DAP encontrado para o monocultivo do eucalipto (Tabela 16) foi próximo ao observado por Leles et al. (2001) para monocultivo da mesma espécie (9,4 cm), aos 52 meses.

Em relação à altura, não se detectou diferença significativa entre os tipos de cultivos (Tabela 16). Os valores observados para esta variável estão de acordo com os observados por Souza et al. (2004), para plantios de acácia com 52 meses e, por Leles et al. (2001), para plantios de eucalipto com quatro anos. Laclau et al. (2008) observaram que o desenvolvimento em altura de *E. grandis* não foi afetado pela presença de *A. mangium*. Por outro lado, em todas as proporções de mistura destas duas espécies (25A:100E; 50A:100E;100A:100E), observou-se que as árvores de *A. mangium* foram, aproximadamente, 20% menores em altura, quando comparadas ao seu monocultivo.

Não houve influência do tipo de cultivo na relação H:D (altura:diâmetro) das árvores de eucalipto e de acácia (Tabela 16). Dados que corroboram os de Laclau et al. (2008) para plantios de *E. grandis* em monocultivo e em consórcio com *A. mangium*, aos 12 meses de idade. A relação H:D pode ser usada para indicar o nível de competição entre árvores de mesma idade (Abtez, 1976 citado por Forrester et al., 2004). De acordo com Bauhus et al. (2000), quando ocorre competição por luz as árvores, com o objetivo de manter sua posição no dossel, tendem a alocar mais carbono para crescimento em altura do que em diâmetro ou de raízes, o que faz com que haja um aumento na relação H:D. Estudos realizados na Austrália, mostraram um declínio na relação H:D, quando as espécies *E. globulus* e *A. mearnsii* foram cultivadas em consórcio, em relação aos seus monocultivos, evidenciando que a competição interespecífica foi menor que a intra-específica (Forrester et al., 2004). De acordo com estes autores, o bom desenvolvimento de ambas as espécies em plantio consorciado indica que a facilitação ou a redução competitiva dominaram a interação entre as espécies. Resultados similares foram observados por Bauhus et al. (2000) para *A. mearnsii*, aos 6,5 anos de idade. Por outro lado, Laclau et al. (2008), observaram um aumento significativo desta razão, para plantios de *A. mangium* quando em consórcio com *E. grandis*, aos 12 meses, em relação ao seu monocultivo. O mesmo foi observado por Hunt et al. (2006), para *E. nitens* quando em consórcio com *A. dealbata*. Nestes casos, o que predomina é a competição interespecífica, ou seja, quando duas ou mais espécies interagem de forma que, uma exerce efeito negativo sobre a outra (Forrester et al., 2005; 2006b).

No caso do volume de madeira, a acácia quando em monocultivo, apresentou maior produção de madeira (cerca de 150% a mais) quando comparada ao monocultivo de eucalipto (Tabela 16). Souza et al. (2004) observaram maior produção de madeira em plantios de *A. mangium* em relação a plantios de clones de eucalipto (*E. Urophylla* e *E. grandis*). Por outro lado, Vezzani et al. (2001), avaliando a produção de madeira em plantios de *Acacia mearnsii* (De Wild.) e *Eucalyptus saligna*, observaram neste último, uma maior produtividade.

**Tabela 16.** Diâmetro à altura do peito (DAP), altura, relação H:D e volume de madeira de plantas de *E. camaldulensis* (Euc) e *A. mangium* (Ac) em plantios puros e consorciados, entre si e, com a espécie *S. virgata* (Sesb), aos 48 meses após o plantio.

Plantio	Espécies			DAP		H		H:D		V		
	----- (%) -----			----- (cm) -----		----- (m) -----				----- (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )-----		
	Euc	Ac	Sesb	Euc	Ac	Euc	Ac	Euc	Ac	Euc	Ac	Total
<b>Euc Puro</b>	100	-	-	9,33 b	-	11,03 a	-	1,18 a	-	92,09 a	-	92,36 c
<b>Euc x Ac</b>	50	50	-	11,99 a	14,75 a	13,67 a	15,25 a	1,14 a	1,03 a	73,22 a	102,76 b	174,98 b
<b>Euc x Sesb</b>	50	-	50	12,01 a	-	13,33 a	-	1,11 a	-	72,05 a	-	72,05 c
<b>Ac Puro</b>	-	100	-	-	15,52 a	-	15,42 a	-	0,99 a	-	235,19 a	235,19 a
<b>Ac x Sesb</b>	-	50	50	-	16,92 a	-	14,08 a	-	0,84 a	-	126,45 b	126,45 c

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem pelo teste Scott Knott a 5%. V= volume; H=altura; DAP= diâmetro; H:D = relação altura diâmetro

Pode-se observar que os consórcios com as leguminosas contribuíram para um melhor desempenho do eucalipto, comparado ao seu monocultivo. O eucalipto tanto em consórcio, com a acácia quanto em consórcio com a sesbânia, apresentou a mesma produção de madeira, que o seu monocultivo, sendo importante ressaltar que o plantio consorciado apresenta a metade do número de plantas de eucalipto, que o monocultivo. Além disso, o consórcio de acácia com eucalipto produziu  $83,35 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  a mais de volume de madeira que o monocultivo de eucalipto, o que representa quase o dobro de produção de madeira. Este fato evidencia a contribuição da leguminosa para produção de madeira de eucalipto bem como, para o aumento na produtividade total de madeira do sítio. Assim, tendo em vista a maior produtividade do eucalipto quando em consórcio, em relação ao monocultivo, pode-se inferir que o tipo de interação predominante é a redução competitiva, ou seja, quando a competição interespecífica é menor que a intra-específica (Forrester et al., 2005; 2006b).

No caso da acácia, no que diz respeito à produtividade total do sítio, o monocultivo foi mais produtivo que o consórcio desta espécie com o eucalipto e com a sesbânia, produzindo a mais cerca de 60 e  $110 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de madeira, respectivamente (Tabela 16). Bauhus et al. (2000) verificaram que plantios consorciados de *A. mangium* com *E. globulus* na proporção 1:1, aos 6,5 anos de idade, produziram  $48 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de madeira, sendo 28 e  $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  a mais comparados aos produzidos pelo monocultivo do eucalipto e da acácia, respectivamente. Vezzani et al. (2001) destacam alguns exemplos de trabalhos que registraram maior produtividade do eucalipto quando em consórcio com árvores leguminosas, como é o caso de DeBell et al. (1985), que observaram uma produção média de peso de matéria seca em cultivo simples de eucalipto, com 5,5 anos, de  $3,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ , enquanto em consórcio com acácia, esta produção foi de  $5,2 \text{ Mg ha}^{-1}$  e em consórcio com albizia de  $9,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Brinkley et al. (1992), em consórcio de eucalipto (34%) com albizia (66%) apresentaram biomassa de  $17,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ , enquanto o eucalipto simples e fertilizado, biomassa de  $14,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ .

#### 4.5 Deposição e qualidade da serapilheira.

##### 4.5.1 Deposição de estruturas formadoras de serapilheira de plantios de *A. mangium*, *Sesbania virgata* e *E. camaldulensis* em plantios puros e consorciados.

A composição relativa da serapilheira produzida nos plantios variou de 49 (acácia) a 68% (sesbânia x eucalipto) de folhas, de 12 (acácia x eucalipto) a 32% (eucalipto) de galhos, de 0,1 (sesbânia x eucalipto) a 20% (acácia) de estruturas reprodutivas e de 4 (sesbânia) a 16% (acácia x eucalipto) de refugo (Figura 22). Observou-se que o material formador da serapilheira em todos os plantios constituiu-se, principalmente, por folhas, representando 49, 49, 58, 67, 68 e 54% dos resíduos depositados anualmente nos povoamentos de sesbânia, acácia, eucalipto, acácia x eucalipto, sesbânia x eucalipto e acácia x sesbânia (Figura 22), respectivamente, o que comprova a importância desta fração para a serapilheira. Estudos em florestas tropicais também têm mostrado grande deposição de folhas, constituindo, em média, 70% do material depositado anualmente (Morellato, 1992; Swamy e Proctor, 1994). Fernandes et al. (2006) encontraram os seguintes percentuais da fração folhas 62; 69; e 75%, respectivamente, para áreas de floresta de sucessão secundária espontânea, plantio de *Mimosa caesalpiniaefolia* e plantio de *Carapa guianensis*. Enquanto Balieiro et al. (2004) encontraram percentuais de 85; 58; e 56% para plantios puros de *Pseudosamanea guachapele*, *Eucalyptus grandis* e o consórcio das duas espécies.

As maiores proporções de folhas foram observadas nos plantios com eucalipto, enquanto a estrutura reprodutiva foi maior nos plantios com acácia (Figura 22).

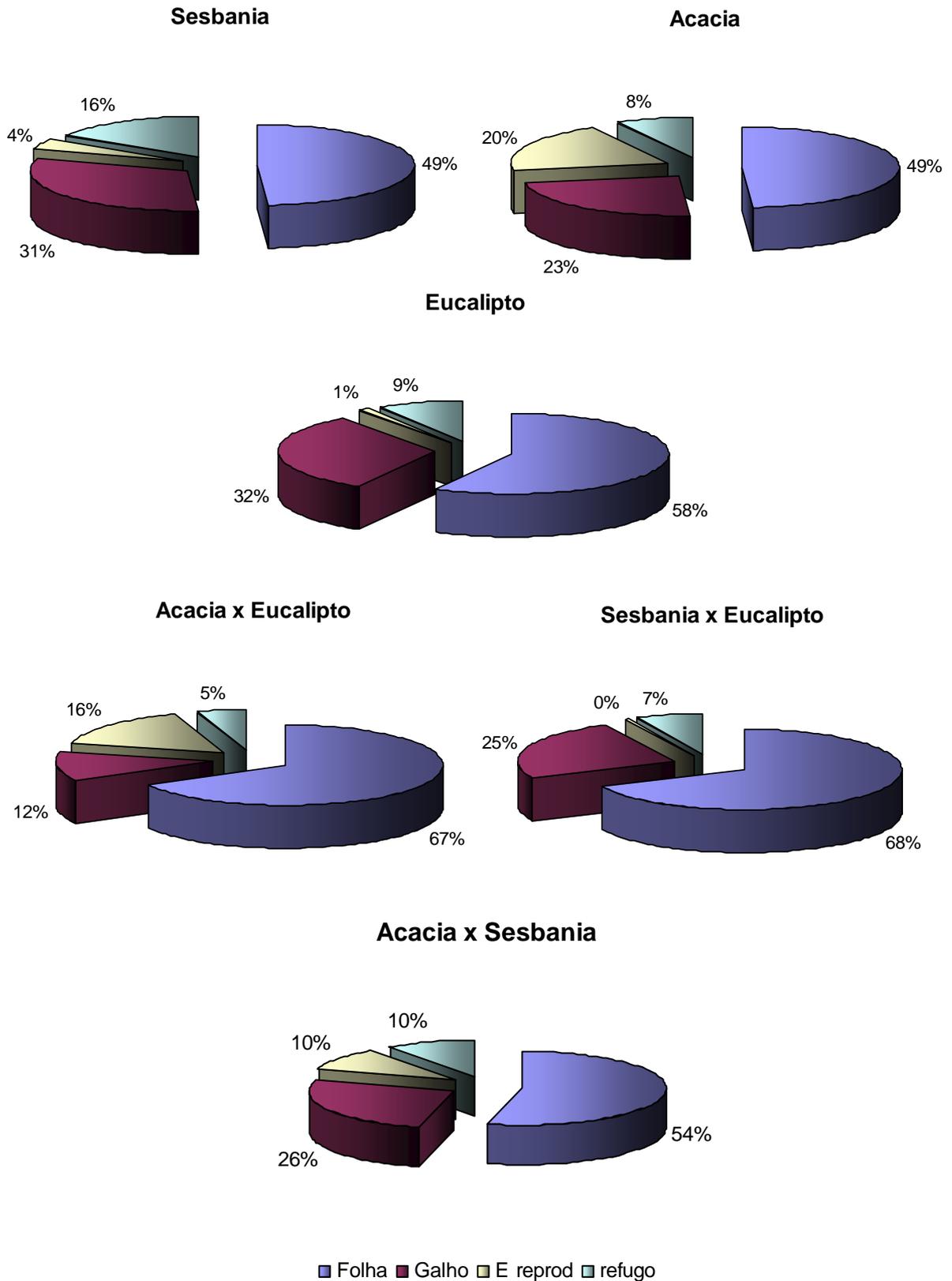
Avaliando a quantidade de serapilheira, observou-se que para todas as frações, com exceção aos galhos, houve diferença significativa entre os plantios, com maior produção de folhas e estrutura reprodutiva no plantio consorciado de acácia com eucalipto (Tabela 17).

Observando a soma de todas as frações que compõem o material formador da serapilheira, houve diferenças significativas entre os plantios no total depositado no ano (Tabela 17). Os resultados revelaram valores estatisticamente iguais para o consórcio de sesbânia com eucalipto, plantio puro de eucalipto e consórcio de acácia com sesbânia, enquanto o consórcio de acácia com eucalipto

e monocultivo de acácia apresentou as maiores taxas de deposição, apresentando diferença significativa para com os demais plantios e entre si. O monocultivo de sesbânia apresentou menor aporte de serapilheira, sendo diferente em nível de 5% de significância, de todos os outros plantios (Tabela 17), inclusive, do plantio puro de eucalipto. Souza e Davide (2001) em áreas de mineração de bauxita, também observaram incrementos na produção de serapilheira em plantio de eucalipto ( $7,1 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) em relação ao plantio de bracatinga ( $3,5 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ).

Este comportamento não é muito observado na literatura, uma vez que, a maioria dos trabalhos relacionados à produção de serapilheira, demonstra que espécies de leguminosas apresentam maiores produções em relação às não leguminosas (Schumacher et al., 2003), como pode ser observado neste estudo para o plantio de acácia em relação ao eucalipto. Este mesmo autor justifica que a maior produção de serapilheira pela leguminosa se dá, principalmente, pela sua característica de rápido crescimento e maior eficiência de utilização dos nutrientes extraídos do solo, em comparação a outras espécies.

O valor encontrado neste estudo, para deposição anual de serapilheira no plantio de *E. camaldulensis* ( $6,3 \text{ Mg há}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) (Tabela 17) é superior aos valores encontrados por Zaia e Gama-Rodrigues (2004), em plantios de *E. camaldulensis* ( $4,53 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ), *E. pellita* ( $4,99 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) e *E. grandis* ( $4,78 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) com 6 anos de idade, em solo de tabuleiro, no Norte Fluminense e, aos encontrados por Forrester et al. (2004) para *E. globulus* ( $2,8 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ), na Austrália. Enquanto, o resultado observado para o aporte de serapilheira no plantio de *A. mangium*, esteve próximo ao encontrado por Andrade et al. (2000) ( $9,1 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) e bem abaixo dos encontrados por Froufe (1999) e Lim (1988), que observaram valores da ordem de  $12,85$  e  $10 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , respectivamente.



**Figura 22.** Contribuição relativa de folhas, galhos, estruturas reprodutivas (E reprod) e refugo na composição da serapilheira total depositada por *Acacia mangium*, *Sesbania virgata* e *E. camaldulensis* em plantios puros e consorciados aos quatro anos após o plantio.

A deposição de serapilheira em talhões experimentais de *Mimosa scabrella* e *Eucalyptus vimnalis*, com quatro anos de idade, localizados em região de mineração no Paraná, foi estudada por Chiaranda et al. (1983), a qual atingiu, para as duas espécies, 6,30 e 3,00 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, respectivamente. Em área degradada pela extração de xisto betuminoso no Paraná, Poggiani et al. (1987) estudaram a deposição de serapilheira em talhões experimentais de *Pinus taeda* (sete anos), *Eucalyptus viminalis* (quatro anos) e *Mimosa scabrella* (quatro anos), onde a produção alcançou, respectivamente, 4,4; 2,8 e 4,7 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>.

**Tabela 17.** Quantidade de serapilheira total adicionada ao solo de plantios puros e consorciados de *A. mangium*, *S. virgata* e *E. camaldulensis*, quatro anos após o plantio.

Frações	Folhas	Galhos	E Reprodutiva	Refugo	Total
	Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>				
<b>Ac</b>	4,11b	1,95a	1,67a	0,72a	8,3b
<b>Sesb</b>	1,76c	1,07a	0,13c	0,54d	3,5d
<b>Euc</b>	3,66b	2,04a	0,05c	0,59c	6,3c
<b>Ac x Sesb</b>	3,70b	1,80a	0,68b	0,67b	6,9c
<b>Ac x Euc</b>	7,87a	1,45a	1,92a	0,54d	11,4a
<b>Sesb x Euc</b>	4,01b	1,47a	0,01c	0,42d	5,9c

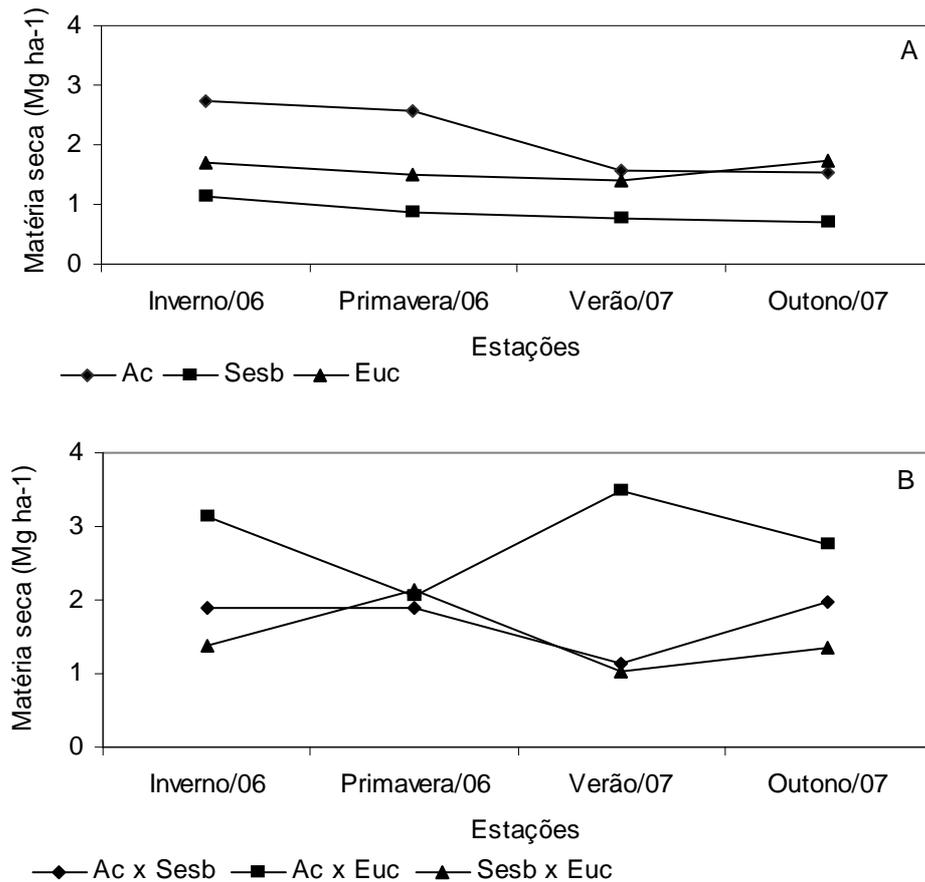
\*Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem pelo teste Scott Knott a 5%. Ac: Acácia; Sesb: Sesbania; Euc: Eucalipto

No que diz respeito aos consórcios comparados aos monocultivos, pode-se observar que a deposição no plantio puro de eucalipto e de acácia foi inferior ao consórcio destas duas espécies, tendo este último produzido cerca de 37 e 81% mais serapilheira do que o monocultivo de acácia e eucalipto, respectivamente (Tabela 17). O mesmo ocorreu para o consórcio de sesbânia com eucalipto, com 69% a mais em relação ao plantio puro de sesbânia, contudo, não apresentou diferença em relação ao plantio puro de eucalipto (Tabela 17). Estes dados não estão de acordo com os de Froufe (1999) e Balieiro (2002) que comparando plantios puros de eucalipto, pseudosamanea e o consórcio das duas espécies, observaram que este último foi responsável pelos menores aportes de serapilheira, em especial pelo fraco desempenho quantitativo exercido pela pseudosamanea. Já Forrester et al. (2004), observaram maior produção de

serapilheira em plantios de *E. globulus* quando em consórcio com *A. mearnsii*, do que em monocultivo.

Quanto à variação sazonal, o padrão de deposição de serapilheira foi semelhante para os plantios puros de acácia e sesbânia, apresentando maior taxa de deposição no inverno e na primavera. Já o eucalipto, apresentou maior aporte nas estações de inverno e outono. Os consórcios tiveram uma grande variação no padrão de deposição sazonal. Na maioria dos monocultivos observou-se uma maior deposição no período seco e início do período chuvoso (inverno e primavera) (Figura 23). Costa et al. (2004) observaram em área de capoeira (em Seropédica, RJ), que as maiores deposições foram detectadas nos meses de menores precipitações, fato este, similar ao observado por Oliveira & Lacerda (1993), para vegetação semelhante. Werneck et al. (2001) também observaram maior taxa de deposição de serapilheira em uma floresta semidecídua coincidindo com o final do período seco e início do período chuvoso, onde a caducifolia se faz presente em resposta à sazonalidade climática verificada em áreas de floresta semidecídua (Leitão-Filho, 1982). De acordo com César (1993), nas florestas tropicais estacionais, é esperada maior produção de serapilheira no final do período seco, ocasionada pelo déficit hídrico observado nesta época.

De acordo com Neves et al. (2001), a deposição de serapilheira varia, dentre outros fatores, conforme a espécie, idade das árvores e o tipo de floresta (plantada ou natural). Segundo Lundgren (1978), a deposição de serapilheira em florestas plantadas é, em média, 70% menor do que em florestas naturais. No estudo atual, as variações observadas deveram-se principalmente, às diferenças entre as espécies e o tipo de cultivo.



**Figura 23.** Quantidade de serapilheira depositada ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) nos monocultivos (A) e nos consórcios (B) de *E. camaldulensis* (Euc), *A. mangium* (Ac) e *S. virgata* (Sesb). Inverno: serapilheira dos meses de junho, julho e agosto; Primavera: setembro, outubro e novembro; Verão: dezembro, janeiro e fevereiro; e Outono: março, abril e maio.

#### 4.5.2 Teor e eficiência de utilização de nutrientes nos resíduos foliares das espécies, nos diferentes plantios.

Foram observadas diferenças significativas nos teores de N da serapilheira foliar, para cada espécie, nas diferentes condições de plantio (Tabela 18). Balieiro (2002) afirma que tais diferenças entre as espécies se devem, principalmente, a origem do N absorvido por cada uma, sendo o  $\text{N}_2$  atmosférico uma fonte alternativa para as leguminosas (neste trabalho a acácia e a sesbânia) e o N mineral ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ) a única via para o eucalipto.

A sesbânia foi a espécie que, de modo geral, apresentou os maiores teores de N, em relação às demais espécies (Tabela 18). Forrester et al. (2005) observaram maiores teores de N na serapilheira de *A. mearnsii* em relação à de

*E. globulus*. Fortes (2000), avaliando a deposição de serapilheira por *A. mangium*, em áreas de regeito alcalino de bauxita cobertas de cinzas, observou um teor de N em torno de 18,60 g kg<sup>-1</sup>, semelhante aos encontrados para acácia neste estudo. Enquanto Costa et al. (1997), em plantio de sabiá (*Mimosa caesalpinhiifolia*) com seis anos de idade, em Seropédica (RJ), observaram um teor médio de N para as folhas da espécie igual a 20,4 g kg<sup>-1</sup>, valor este bem próximo à média dos encontrados neste estudo para a serapilheira foliar de sesbânia. Froufe (1999) encontrou valores da ordem de 19,09; 14,44 e 9,26 g kg<sup>-1</sup>, para *Pseudosamanea guachapele*, *A. mangium* e *Eucalyptus grandis*, respectivamente, corroborando também com os valores encontrados para o eucalipto e a acácia, neste trabalho.

**Tabela 18.** Teor médio de N (g kg<sup>-1</sup>) na serapilheira foliar dos diferentes plantios.

Plantio	Estação	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Média
	N (g kg <sup>-1</sup> )					
<b>Eucalipto (Puro)</b>		13,13 <b>aA</b>	12,23 <b>bA</b>	6,97 <b>aB</b>	8,29 <b>aB</b>	10,15 <b>a</b>
	<b>(com Ac)</b>	12,19 <b>aA</b>	13,10 <b>bA</b>	4,95 <b>bC</b>	6,81 <b>aB</b>	9,26 <b>a</b>
	<b>(com Sesb)</b>	11,90 <b>aB</b>	16,34 <b>aA</b>	4,98 <b>bC</b>	5,96 <b>aC</b>	9,79 <b>a</b>
						9,73 <b>C</b>
<b>Acacia (Puro)</b>		21,03 <b>aA</b>	20,68 <b>aA</b>	11,98 <b>aB</b>	12,42 <b>aB</b>	16,53 <b>a</b>
	<b>(com Euc)</b>	16,29 <b>bA</b>	15,67 <b>bA</b>	10,58 <b>aB</b>	9,62 <b>bB</b>	13,04 <b>b</b>
	<b>(com Sesb)</b>	17,56 <b>bA</b>	17,35 <b>bA</b>	12,09 <b>aB</b>	8,65 <b>bB</b>	13,91 <b>b</b>
						14,49 <b>B</b>
<b>Sesbania (Puro)</b>		27,78 <b>aA</b>	27,47 <b>aA</b>	19,39 <b>aB</b>	22,70 <b>aB</b>	24,34 <b>a</b>
	<b>(com Euc)</b>	18,67 <b>aB</b>	21,46 <b>aA</b>	13,26 <b>cC</b>	18,53 <b>aB</b>	18,03 <b>b</b>
	<b>(com Ac)</b>	22,70 <b>aA</b>	23,04 <b>aA</b>	15,24 <b>bC</b>	18,69 <b>aB</b>	19,92 <b>b</b>
						20,76 <b>A</b>

\*Letras minúsculas comparam os tipos de cultivo, dentro de cada espécie, letras maiúsculas comparam as estações, dentro de cada cultivo e, letras maiúsculas e em itálico comparam as espécies, pelo teste Scott Knott a 5%. Ac: Acácia; Sesb: Sesbânia; Euc: Eucalipto. Espécies descritas entre parênteses são as que fazem parte do consórcio.

A concentração de N na serapilheira foliar do eucalipto variou entre os sistemas de cultivo apenas na primavera e no verão. Na primavera, a concentração de N nas folhas do eucalipto foi maior no consórcio com a sesbânia em relação ao seu monocultivo e ao consórcio com a acácia, enquanto que no verão, as folhas do eucalipto em monocultivo, apresentaram maiores teores (Tabela 18). Balieiro (2002) também observou uma variação nos teores de N entre os sistemas de cultivo de *P. guachapele* e *E. grandis*, nas diferentes

estações. Bouillet et al. (2008), avaliando a concentração de N em árvores de *E. grandis*, observaram que a mesma não foi influenciada pelo plantio misto com *A. mangium*, aos 30 meses de idade, tendo confirmado a não transferência deste elemento, das árvores fixadoras de N para as não fixadoras, através da técnica da abundância natural de  $\delta^{15}\text{N}$ . Coêlho (2006) também observou este comportamento para a concentração de nutrientes na parte aérea de *E. grandis*, em plantio puro e consorciado com *Mimosa scabrella*, *Mimosa caesalpiniaefolia* e *Acacia mangium*.

De acordo com Bouillet et al. (2008), o maior incremento na disponibilidade de N no solo, através da fixação de  $\text{N}_2$ , em plantios mistos requer: fixação de  $\text{N}_2$  pela bactéria em simbiose com a espécie de leguminosa; acúmulo de N no tecido das árvores fixadoras de N; retorno ao solo via MO enriquecida em N e; mineralização do N orgânico derivado da leguminosa.

Observou-se que todas as espécies, na maioria dos plantios, obtiveram teores de N reduzido no verão e no outono, em relação às demais estações (Tabela 18). Este comportamento pode estar relacionado à elevada precipitação ocorrida no verão (Figura 5), tendo como consequência o alagamento da área. Este fato pode ter ocasionado uma diminuição do N disponível no solo. De acordo com Sousa et al. (2004), o N pode ser perdido por diferentes formas: volatilização de amônia, lixiviação e escoamento superficial. Contudo, a principal causa de perdas de N em solos alagados é a denitrificação. As perdas iniciais ocorrem logo após o alagamento, quando o nitrato que tinha sido mineralizado durante o período aeróbio ( $\text{NO}_3^-$ ), é denitrificado a  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{N}_2$  gasosos. Além destes fatores, existe também a influência negativa do alagamento na FBN pelas leguminosas, devido ao nódulo da maioria das espécies conhecidas, não tolerarem o excesso de umidade por tempo prolongado, pois necessitam de  $\text{O}_2$ , para processos geradores de energia (Franco et al., 1992).

Além disso, a redução de nutrientes na planta provocada por alagamento das raízes pode ser atribuída a fatores como o acúmulo de substâncias tóxicas nestes órgãos, as quais inibem a absorção dos nutrientes minerais e causam decréscimo da disponibilidade destes elementos no solo. Tal modificação pode ser decorrente de alterações do estado de oxidação e mudanças de pH, inibição dos mecanismos de absorção, em virtude de uma baixa carga energética nas membranas, ou ainda da própria redução da superfície de absorção causada pela

morte de raízes e perda de biomassa do sistema radicular (Drew, 1991, 1997; Carvalho e Ishida, 2002).

Assim, todos esses fatores podem ter contribuído para que as espécies obtivessem uma ciclagem bioquímica (interna) mais intensa nestas épocas (verão e outono), quando comparada às outras (inverno e primavera). A tabela 19 mostra o índice de eficiência de utilização de nutrientes (EUN), de todas as espécies nos diferentes plantios e, revela que as mesmas apresentam maiores índices no verão.

A acácia quando cultivada em consórcio, teve os teores de N inferiores, em relação ao monocultivo, à exceção da época do verão, onde os valores foram estatisticamente iguais (Tabela 18). Outro comportamento que também pode ser relacionado à translocação interna desse nutriente, ou seja, esta pode estar sendo mais expressiva quando as plantas são cultivadas concomitantemente.

Como podem ser visualizados na tabela 19, os maiores índices de eficiência são encontrados nos plantios desta espécie quando em consórcio, em relação ao monocultivo. De acordo com Vitousek (1982), o índice de EUN é uma ferramenta básica útil na avaliação da produtividade de ecossistemas. É um índice que mede a capacidade que um determinado ecossistema tem de produzir biomassa em relação à quantidade de nutrientes disponível para essa produção (Froufe, 1999).

Dessa forma, dentre as espécies estudadas, o eucalipto é o mais eficiente no uso do N, evidenciado por seus valores mais elevados de EUN, seguido da acácia e em último a sesbânia (Tabela 19). De acordo com Fisher e Juo (1994), espécies com maior ciclagem bioquímica revelam maior potencial de adaptação em ecossistemas pobres em nutrientes ou degradados pela ação antrópica. Segundo estes autores, este é um dos principais mecanismos responsáveis pela maior eficiência do uso dos nutrientes de algumas espécies arbóreas. Froufe (1999) estudando as leguminosas (*Pseudosamanea guachapele* e *Acacia mangium*) e *Eucalyptus grandis*, em plantios no município de Seropédica, também observou que o eucalipto foi mais eficiente na ciclagem bioquímica do N, em relação às leguminosas. Já Andrade et al. (2000), comparando três espécies de leguminosas (*A. mangium*, *Acacia holosericia* e *Mimosa caesalpinifolia*), observaram que a *A. mangium* foi a mais eficiente na ciclagem interna de N.

Paulucio (2007), neste mesmo experimento, aos 20 meses de idade, atribui os baixos teores de nutrientes encontrados nas folhas de eucalipto, à eficiente ciclagem bioquímica desta espécie, tendo verificado teores de P (2,95 g kg<sup>-1</sup>), N (12,55 g kg<sup>-1</sup>) e K (6,17 g kg<sup>-1</sup>) mais elevados nas folhas antes da queda, em relação aos teores de P(1,24), N(7,94) e K (1,67), após a queda (material foliar constituinte da serapilheira).

Assim, através da relação entre a quantidade de matéria seca e de nutrientes acumulados na serapilheira, pode-se estimar a eficiência da ciclagem dos nutrientes de tecidos senescentes para tecidos jovens (Vitousek, 1984), onde valores altos desta relação indicam eficiente ciclagem bioquímica (Andrade et al., 2000).

**Tabela 19.** Eficiência de uso de nutrientes <sup>(1)</sup> (Nitrogênio) estimada na serapilheira foliar de *A. mangium*, *S. virgata* e *E. camaldulensis*, em plantios puros e consorciados.

Estações	<i>Acacia mangium</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Sesbania
Inverno	48	61	57
Primavera	48	64	58
Verão	83	95	83
Outono	81	104	116
<b>TOTAL</b>	<b>61</b>	<b>77</b>	<b>80</b>

Estações	<i>Sesbania virgata</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Acacia
Inverno	36	53	44
Primavera	36	47	43
Verão	52	75	66
Outono	44	54	54
<b>TOTAL</b>	<b>40</b>	<b>54</b>	<b>50</b>

Estações	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>		
	Puro	Consórcio Sesbania	Consórcio Acacia
Inverno	76	84	82
Primavera	82	61	76
Verão	143	201	202
Outono	121	168	147
<b>TOTAL</b>	<b>104</b>	<b>108</b>	<b>122</b>

<sup>(1)</sup> Eficiência de uso de nutriente na serapilheira foliar = kg de matéria seca kg<sup>-1</sup> de nutriente (Vitousek, 1984).

Os teores de P e K, de uma forma geral, seguiram o mesmo padrão observado para o N, apresentando valores mais elevados nas leguminosas (acácia e sesbânia) em relação ao eucalipto, com a excessão para o teor de P na

acácia que não apresentou diferença significativa (Tabelas 18, 20 e 21). Resultados que corroboram os de Froufe (1999), em plantios de leguminosas (*Pseudosamanea* e *Acacia*) e eucalipto. Em relação ao Ca, observou-se que a sesbânia e o eucalipto apresentaram em média os maiores teores, quando comparados à acácia. Os tipos de cultivo influenciaram apenas as plantas de eucalipto, onde se detectou um maior teor deste elemento quando esta espécie foi cultivada em consórcio com as leguminosas. Não se observou muita variação no teor de Ca nas plantas, entre as estações (Tabela 22). O Mg, foi o único nutriente que não apresentou diferenças significativas em relação às espécies, aos tipos de cultivo e às estações (Tabela 23).

Em geral, os teores de N e Ca na serapilheira foliar das espécies em estudo, foram mais elevados do que os de P, K e Mg (Tabelas 18, 22, 20, 21 e 23, respectivamente). Por ser o Ca um elemento imóvel na planta, grande parte permanece nas folhas que sofrem abscisão. Por outro lado, o P, por ser um elemento que apresenta uma elevada redistribuição interna, grande parte do mesmo encontra-se nas folhas em plena atividade biológica (Neves et al., 2001).

**Tabela 20.** Teor médio de P ( $\text{g kg}^{-1}$ ) na serapilheira foliar dos diferentes plantios.

	Estação	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Média
<b>Plantio</b>		P ( $\text{g kg}^{-1}$ )				
<b>Eucalipto</b>	<b>(Puro)</b>	1,34 aA	1,02 aA	0,70 aB	0,76 aB	0,95 b
	<b>(com Ac)</b>	1,58 aA	1,40 aA	0,79 aB	0,85 aB	1,15 a
	<b>(com Sesb)</b>	0,75 aB	1,43 aA	0,87 aB	0,89 aB	0,99 b
						1,03 B
<b>Acácia</b>	<b>(Puro)</b>	1,12 aA	1,08 aA	0,81 aA	1,26 aA	1,07 a
	<b>(com Euc)</b>	0,82 bA	0,94 aA	0,93 aA	1,09 aA	0,95 a
	<b>(com Sesb)</b>	1,17 aA	0,98 aA	0,80 aA	1,08 aA	1,00 a
						1,01 B
<b>Sesbania</b>	<b>(Puro)</b>	4,11 aA	3,27 aA	1,28 aB	1,31 aB	2,49 a
	<b>(com Euc)</b>	2,23 aA	2,63 aA	1,16 aB	1,30 aB	1,83 b
	<b>(com Ac)</b>	2,20 aB	2,85 aA	1,25 aC	1,22 aC	1,88 b
						2,06 A

\*Letras minúsculas comparam os tipos de cultivo, dentro de cada espécie, letras maiúsculas comparam as estações, dentro de cada cultivo e, letras maiúsculas em itálico comparam as espécies, pelo teste Scott Knott a 5%. Ac: Acácia; Sesb: Sesbânia; Euc: Eucalipto. Espécies descritas entre parênteses são as que fazem parte do consórcio.

**Tabela 21.** Teor médio de K (g kg<sup>-1</sup>) na serapilheira foliar dos diferentes plantios.

Plântio	Estação	K (g kg <sup>-1</sup> )					Média
		Inverno	Primavera	Verão	Outono		
<b>Eucalipto</b>	<b>(Puro)</b>	2,76 aC	1,40 aD	4,97 aA	3,92 aB	3,27 a	2,86 B
	<b>(com Ac)</b>	2,27 aB	1,67 aB	2,99 bA	3,55 aA	2,62 a	
	<b>(com Sesb)</b>	2,00 aB	1,37 aB	3,63 bA	3,73 aA	2,68 a	
<b>Acácia</b>	<b>(Puro)</b>	4,95 aA	2,20 aB	3,80 bA	5,48 aA	4,11 a	4,24 A
	<b>(com Euc)</b>	5,01 aA	2,62 aB	5,21 aA	5,28 aA	4,54 a	
	<b>(com Sesb)</b>	4,35 aB	1,78 aC	3,93 bB	6,17 aA	4,06 a	
<b>Sesbania</b>	<b>(Puro)</b>	5,50 aA	3,03 bA	4,88 aA	5,19 aA	4,65 a	4,63 A
	<b>(com Euc)</b>	4,60 aA	2,23 bB	4,69 aA	5,87 aA	4,35 a	
	<b>(com Ac)</b>	4,94 aA	4,20 aA	5,21 aA	5,26 aA	4,90 a	

\*Letras minúsculas comparam os tipos de cultivo, dentro de cada espécie, letras maiúsculas comparam as estações, dentro de cada cultivo e, letras maiúsculas em itálico comparam as espécies, pelo teste Scott Knott a 5%. Ac: Acácia; Sesb: Sesbânia; Euc: Eucalipto. Espécies descritas entre parênteses são as que fazem parte do consórcio.

**Tabela 22.** Teor médio de Ca (g kg<sup>-1</sup>) na serapilheira foliar dos diferentes plantios.

Plântio	Estação	Ca (g kg <sup>-1</sup> )					Média
		Inverno	Primavera	Verão	Outono		
<b>Eucalipto</b>	<b>(Puro)</b>	11,72 bB	15,91 aA	12,50 bB	11,07 bB	12,81 b	14,94 A
	<b>(com Ac)</b>	16,05 aA	17,96 aA	16,37 aA	15,17 aA	16,35 a	
	<b>(com Sesb)</b>	14,80 aB	18,19 aA	15,57 aB	14,23 aB	15,68 a	
<b>Acácia</b>	<b>(Puro)</b>	4,88 bA	10,84 aA	7,27 aA	7,31 aA	7,49 a	8,37 B
	<b>(com Euc)</b>	8,79 aA	12,15 aA	6,91 aA	4,90 aA	9,28 a	
	<b>(com Sesb)</b>	10,56 aA	7,98 aA	11,26 aA	7,55 aA	8,34 a	
<b>Sesbania</b>	<b>(Puro)</b>	15,33 aA	17,76 aA	14,64 aA	13,35 aA	15,27 a	14,03 A
	<b>(com Euc)</b>	12,53 aA	15,59 aA	13,07 aA	9,15 aA	12,59 a	
	<b>(com Ac)</b>	16,42 aA	14,15 aA	12,66 aA	13,69 aA	14,23 a	

\*Letras minúsculas comparam os tipos de cultivo, dentro de cada espécie, letras maiúsculas comparam as estações, dentro de cada cultivo e, letras maiúsculas em itálico comparam as espécies, pelo teste Scott Knott a 5%. Ac: Acácia; Sesb: Sesbânia; Euc: Eucalipto. Espécies descritas entre parênteses são as que fazem parte do consórcio.

**Tabela 23.** Teor médio de Mg ( $\text{g kg}^{-1}$ ) na serapilheira foliar dos diferentes plantios.

Plantio	Estação	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Média
	Mg ( $\text{g kg}^{-1}$ )					
<b>Eucalipto</b>	<b>(Puro)</b>	2,69 <b>aA</b>	2,40 <b>aA</b>	2,84 <b>aA</b>	2,23 <b>aA</b>	2,54 <b>a</b>
	<b>(com Ac)</b>	2,17 <b>aA</b>	2,27 <b>aA</b>	2,01 <b>aA</b>	2,20 <b>aA</b>	2,16 <b>a</b>
	<b>(com Sesb)</b>	2,42 <b>aA</b>	2,75 <b>aA</b>	2,27 <b>aA</b>	2,38 <b>aA</b>	2,45 <b>a</b>
						2,38 <b>A</b>
<b>Acácia</b>	<b>(Puro)</b>	3,42 <b>aA</b>	2,86 <b>aA</b>	2,31 <b>aA</b>	1,69 <b>aB</b>	2,57 <b>a</b>
	<b>(com Euc)</b>	3,01 <b>aA</b>	3,20 <b>aA</b>	2,36 <b>aA</b>	2,15 <b>aA</b>	2,70 <b>a</b>
	<b>(com Sesb)</b>	3,11 <b>aA</b>	3,09 <b>aA</b>	1,98 <b>aA</b>	2,35 <b>aA</b>	2,63 <b>a</b>
						2,63 <b>A</b>
<b>Sesbania</b>	<b>(Puro)</b>	3,16 <b>aA</b>	3,39 <b>aA</b>	3,13 <b>aA</b>	3,15 <b>aA</b>	3,21 <b>a</b>
	<b>(com Euc)</b>	2,83 <b>aA</b>	2,99 <b>aA</b>	2,35 <b>aA</b>	3,08 <b>aA</b>	2,82 <b>a</b>
	<b>(com Ac)</b>	3,34 <b>aA</b>	3,15 <b>aA</b>	2,87 <b>aA</b>	3,29 <b>aA</b>	3,16 <b>a</b>
						3,06 <b>A</b>

\*Letras minúsculas comparam os tipos de cultivo, dentro de cada espécie, letras maiúsculas comparam as estações, dentro de cada cultivo e, letras maiúsculas em itálico comparam as espécies, pelo teste Scott Knott a 5%. Ac: Acácia; Sesb: Sesbânia; Euc: Eucalipto. Espécies descritas entre parênteses são as que fazem parte do consórcio.

Em relação à eficiência de uso destes nutrientes observou-se para o K, que todas as espécies, na maioria dos plantios, obtiveram maiores índices na primavera em relação às demais estações (Tabela 24), diferente do que foi observado para o N (Tabela 24). Contudo, em relação ao P e ao Ca, não houve uma estação definida (Tabelas 26 e 27). Para o Mg somente a acácia mostrou uma variação na EUN, apresentando valores mais elevados no verão e no outono (Tabela 27). Isso mostra que os nutrientes no solo apresentam diferenças entre si, no que se refere à sua maior ou menor disponibilidade, entre as épocas do ano. Pois de acordo com Barros et al. (1986), a EUN para um determinado nutriente pode variar à medida que sua disponibilidade no solo é alterada, ou seja, em geral a EUN pela planta aumenta com a redução da disponibilidade do nutriente no solo. Barros et al. (1990) destacaram ainda, que a alta eficiência para um dado nutriente não está associada à alta eficiência para os demais.

O eucalipto e a acácia em plantios puros e consorciados são mais eficientes no uso de P, em relação ao plantio de sesbânia, evidenciado pelos seus valores mais elevados de EUN (Tabela 26). Já para o K e o Ca, maior eficiência de uso foi observada apenas pelo eucalipto e pela acácia, respectivamente (Tabelas 25 e 27). Menores valores de eficiência de uso de Mg foram observados para a espécie sesbânia em relação à acácia e ao eucalipto (Tabela 28).

**Tabela 24.** Eficiência de uso de nutrientes <sup>(1)</sup> (Potássio) estimada na serapilheira foliar de *A. mangium*, *S. virgata* e *E. camaldulensis*, em plantios puros e consorciados.

Estações	<i>Acacia mangium</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Sesbania
Inverno	215	202	233
Primavera	463	389	579
Verão	264	190	259
Outono	191	192	165
<b>TOTAL</b>	<b>243</b>	<b>209</b>	<b>212</b>

Estações	<i>Sesbania virgata</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Acacia
Inverno	190	239	205
Primavera	352	454	242
Verão	139	217	197
Outono	109	172	209
<b>TOTAL</b>	<b>209</b>	<b>201</b>	<b>249</b>

Estações	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>		
	Puro	Consórcio Sesbania	Consórcio Acacia
Inverno	383	604	452
Primavera	724	824	630
Verão	201	292	345
Outono	256	271	284
<b>TOTAL</b>	<b>285</b>	<b>352</b>	<b>364</b>

<sup>(1)</sup> Eficiência de uso de nutriente na serapilheira foliar = kg de matéria seca kg<sup>-1</sup> de nutriente (Vitousek, 1984).

**Tabela 25.** Eficiência de uso de nutrientes <sup>(1)</sup> (Fósforo) estimada na serapilheira foliar de *A. mangium*, *S. virgata* e *E. camaldulensis*, em plantios puros e consorciados.

Estações	<i>Acacia mangium</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Sesbania
Inverno	901	1213	866
Primavera	937	1069	1028
Verão	1242	1070	1287
Outono	816	926	945
<b>TOTAL</b>	<b>925</b>	<b>1056</b>	<b>976</b>

Estações	<i>Sesbania virgata</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Acacia
Inverno	266	457	463
Primavera	311	386	351
Verão	530	872	805
Outono	775	787	825
<b>TOTAL</b>	<b>368</b>	<b>497</b>	<b>556</b>

Estações	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>		
	Puro	Consórcio Sesbania	Consórcio Acacia
Inverno	762	1368	656
Primavera	984	713	739
Verão	1428	1149	1273
Outono	1326	1127	1184
<b>TOTAL</b>	<b>1108</b>	<b>1020</b>	<b>962</b>

<sup>(1)</sup> Eficiência de uso de nutriente na serapilheira foliar = kg de matéria seca kg<sup>-1</sup> de nutriente (Vitousek, 1984).

**Tabela 26.** Eficiência de uso de nutrientes <sup>(1)</sup> (Cálcio) estimada na serapilheira foliar de *A. mangium*, *S. virgata* e *E. camaldulensis*, em plantios puros e consorciados.

Estações	<i>Acacia mangium</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Sesbania
Inverno	205	117	66
Primavera	106	82	58
Verão	145	100	68
Outono	139	204	75
<b>TOTAL</b>	<b>141</b>	<b>117</b>	<b>68</b>
Estações	<i>Sesbania virgata</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Acacia
Inverno	90	68	62
Primavera	64	55	75
Verão	80	80	81
Outono	127	70	76
<b>TOTAL</b>	<b>81</b>	<b>64</b>	<b>72</b>
Estações	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>		
	Puro	Consórcio Sesbania	Consórcio Acacia
Inverno	86	63	63
Primavera	63	56	55
Verão	80	64	61
Outono	90	66	65
<b>TOTAL</b>	<b>81</b>	<b>62</b>	<b>63</b>

<sup>(1)</sup> Eficiência de uso de nutriente na serapilheira foliar = kg de matéria seca kg<sup>-1</sup> de nutriente (Vitousek, 1984).

**Tabela 27.** Eficiência de uso de nutrientes <sup>(1)</sup> (Magnésio) estimada na serapilheira foliar de *A. mangium*, *S. virgata* e *E. camaldulensis*, em plantios puros e consorciados.

Estações	<i>Acacia mangium</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Sesbania
Inverno	323	343	327
Primavera	354	315	324
Verão	445	435	505
Outono	607	466	506
<b>TOTAL</b>	<b>404</b>	<b>380</b>	<b>415</b>
Estações	<i>Sesbania virgata</i>		
	Puro	Consórcio Eucalipto	Consórcio Acacia
Inverno	331	353	318
Primavera	301	334	319
Verão	321	427	363
Outono	318	328	308
<b>TOTAL</b>	<b>315</b>	<b>352</b>	<b>311</b>
Estações	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>		
	Puro	Consórcio Sesbania	Consórcio Acacia
Inverno	382	353	461
Primavera	419	334	423
Verão	413	427	453
Outono	447	328	458
<b>TOTAL</b>	<b>418</b>	<b>352</b>	<b>454</b>

<sup>(1)</sup> Eficiência de uso de nutriente na serapilheira foliar = kg de matéria seca kg<sup>-1</sup> de nutriente (Vitousek, 1984).

Na tabela 28 podem ser observados os teores de compostos orgânicos presentes na serapilheira foliar das espécies. Os teores de C e polifenóis (Po)

foram maiores nas folhas de acácia e eucalipto em relação à sesbânia. Já, no que se refere ao efeito do tipo de cultivo, não foram observadas diferenças significativas. Froufe (1999) em plantios puros e consorciados de *E. grandis* e *P. guachapele* também não detectou influência do tipo de cultivo no teor de C da serapilheira foliar das espécies.

Os polifenóis são produzidos nos vacúolos das células e liberados por autólise durante a senescência das células (Davies et al., 1964). De acordo com Constantinides e Fownes (1994), os polifenóis na serapilheira, geralmente, são correlacionados negativamente com a velocidade de decomposição, e isso se deve principalmente, à capacidade de tal grupo de substâncias de se complexar com as formas de N. Segundo Davies et al. (1964), os polifenóis exercem efeito adstringente sobre as proteínas das plantas e o grau de adstringência das proteínas das folhas determina a taxa de decomposição das mesmas, uma vez que, torna este elemento menos disponível para a comunidade decompositora. Palm et al. (2001) afirmam que a concentração de polifenóis acima de  $40 \text{ g kg}^{-1}$ , é capaz de limitar a decomposição da serapilheira. Das espécies utilizadas neste estudo, somente a sesbânia apresentou valores inferiores a  $40 \text{ g kg}^{-1}$  (Tabela 28).

Os valores de polifenóis da serapilheira foliar do eucalipto (Tabela 28), foram inferiores aos observados por Costa et al. (2005), em plantios de *E. grandis* com diferentes idades, os quais variaram de 57 a  $61 \text{ g kg}^{-1}$ . Os polifenóis produzidos nas folhas de eucalipto são considerados como agentes alelopáticos capazes de influenciar a sucessão, dominância e dinâmica da vegetação, assim como a decomposição da matéria orgânica (Del Moral e Muller, 1970; Egawa et al., 1977).

A relação Po:N foi menor nas leguminosas em relação ao eucalipto. Entre as leguminosas, a acácia apresentou valores desta relação significativamente maiores que os encontrados para sesbânia. Não foi observada influência do tipo de cultivo na relação Po:N para a serapilheira foliar das espécies, a exceção da serapilheira da acácia quando em consórcio com a sesbânia, que foi menor, em relação ao seu monocultivo e ao seu consórcio com o eucalipto (Tabela 28).

**Tabela 28.** Teores médios de Carbono (C), polifenóis (Po) e relações, C:N; C:P e Po:N em g por kg de matéria seca de serapilheira foliar das espécies *E. camaldulensis*, *A. mangium* e *S. virgata* em plantios puros e consorciados (média de quatro estações e três repetições). P= Fósforo.

Plantio	Compostos Orgânicos		Relações			
	Carbono	Polifenóis	C:N	C:P	Po: N	
	-----g kg <sup>-1</sup> -----					
Euc	Puro	508,59 a	48,33 a	55,30 a	535,13 a	4,78 a
	(com Ac)	487,59 a	40,48 a	62,26 a	423,54 b	4,37 a
	(com Sesb)	516,21 a	40,82 a	68,13 a	525,22 a	4,19 a
		504,13 A	43,21 A	61,89 A	494,63 A	4,44 A
Ac	Puro	493,01 a	41,41 a	32,44 b	464,02 a	2,84 a
	(com Euc)	485,95 a	47,68 a	39,56 a	512,94 a	3,89 a
	(com Sesb)	487,82 a	39,51 a	38,07 a	489,97 a	2,51 b
		488,92 A	42,86 A	36,69 B	488,98 A	3,08 B
Sesb	Puro	448,38 a	18,62 a	19,03 c	185,30 a	0,73 a
	(com Euc)	468,70 a	17,43 a	26,74 a	258,01 a	1,12 a
	(com Ac)	427,99 a	20,11 a	22,30 b	228,15 a	0,94 a
		448,36 B	18,72 B	22,69 C	223,82 B	0,93 C

\*Letras minúsculas comparam os tipos de cultivo, dentro de cada espécie, enquanto que, letras maiúsculas na coluna comparam as espécies, pelo teste Scott Knott a 5%. A média de cada espécie foi baseada nas médias dos três tipos de cultivo.

Baixas concentrações de polifenól e altas concentrações de N nos resíduos orgânicos contribuem para a elevação das taxas de decomposição, as quais podem gerar taxas de mineralização de N mais acentuadas, aumentando a disponibilidade de amônio no meio. Tendo em vista que em tais situações a competição dos microrganismos heterotróficos por amônio será menos intensa e a atividade dos microrganismos nitrificantes mais elevada (Vitousek et al., 1982), poderá ocorrer também, um aumento da disponibilidade de nitrato no solo (Gonçalves, 2008).

A relação C:N apresentou padrão parecido à relação Po:N, onde as leguminosas apresentaram em média menores valores quando comparadas ao eucalipto, evidenciando uma melhor qualidade do material formador de serapilheira das leguminosas. Tanto a acácia quanto a sesbânia tiveram a relação C:N aumentada quando em consórcio entre si e com o eucalipto (Tabela 28). Este comportamento se deve, principalmente, à variação nos teores de N, que foram em média reduzidos, quando estas espécies foram cultivadas em consórcio (Tabela 18). A relação C:N da serapilheira do eucalipto não foi influenciada pelo tipo de cultivo (Tabela 28). Dados que não corroboram os de Forrester et al. (2005) em plantios puros e consorciados de *E. globulus* e *A. mearnsii*. Estes autores detectaram um decréscimo na relação C:N da serapilheira foliar do eucalipto quando cultivado em consórcio, em relação ao seu monocultivo.

De acordo com Gama-Rodrigues et al. (1999), a taxa de decomposição de serapilheira é regulada pela qualidade nutricional do substrato. Estes autores destacam que reduções nos valores de relação C:N, e aumentos nas concentrações de N, P, K e Mg, promovem uma mais rápida decomposição da serapilheira, em decorrência da sua alta qualidade nutricional suprir a necessidade dos organismos decompositores, especialmente dos microrganismos.

O plantio consorciado do eucalipto com as leguminosas, de uma forma geral, não promoveu alterações significativas nos teores de nutrientes (N, P, K e Mg) e compostos orgânicos da serapilheira foliar do eucalipto (Tabelas 18, 20, 21, 23 e 28, respectivamente). No entanto, isso não significa que tal sistema (consórcio) não seja favorável. Tendo em vista que as leguminosas apresentam melhor qualidade de serapilheira em relação ao eucalipto, evidenciada por teores mais elevados de nutrientes (N, P e K) e, menores teores de polifenóis (no caso

da sesbânia) e relações C:N e C:P, a presença das mesmas no consórcio, pode promover uma melhoria da qualidade da serapilheira acumulada no piso florestal. Além disso, plantios consorciados, em alguns casos podem proporcionar uma taxa mais constante de produção de serapilheira e, por conseguinte, uma contínua decomposição, aumentando tanto a disponibilidade de nutrientes, quanto a quantidade de MO, o que pode beneficiar as espécies como um todo (Gama-Rodrigues, 1997). Por outro lado, no sistema de plantio puro do eucalipto, a ciclagem de nutrientes ficaria limitada apenas a materiais orgânicos da própria espécie, podendo promover uma redução na ciclagem, em virtude de uma possível decomposição mais lenta, o que retardaria o desenvolvimento da espécie, independente de alguma melhoria da fertilidade do solo (Gama-Rodrigues, 2008).

#### **4.5.3 Aporte de nutrientes nos resíduos foliares das espécies, nos diferentes plantios.**

A quantidade de nutrientes que é devolvida ao piso florestal, através da serapilheira, de acordo com Carpanezzi (1997), depende de dois importantes fatores: da produção de folhas e dos teores dos nutrientes presentes nesta fração, ambas influenciadas por vários fatores. As folhas da serapilheira são responsáveis pelo retorno da maior quantidade de nutrientes ao solo. Essa contribuição deve-se mais às quantidades de folhas depositadas do que aos teores dos elementos (Caldeira et al., 2007).

Quanto aos aportes de N, houve uma maior contribuição (de 42 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) do consórcio da acácia com eucalipto, no qual aportaram 77,19 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> comparado ao plantio puro de eucalipto (35,22 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), mostrando o benefício da leguminosa neste sistema (Tabela 29). Froufe (1999) em plantios puros e consorciados de *E. grandis* e *P. guachapele* aos cinco anos de idade, observou uma diferença de 40 kg ha<sup>-1</sup> no aporte anual de N do plantio consorciado de guachapele com eucalipto em relação ao monocultivo do eucalipto. Balieiro (2002), neste mesmo plantio, porém aos sete anos de idade, encontrou uma contribuição menor do consórcio em relação ao plantio puro de eucalipto, da ordem de 8,1 kg ha<sup>-1</sup>, sendo próximo ao encontrado neste estudo (de 9,93 kg ha<sup>-1</sup>) para o consórcio da sesbânia com o eucalipto, em relação ao monocultivo do eucalipto.

Quando em consórcio com a acácia, o eucalipto depositou cerca de 6,65 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> a mais de N, em relação ao seu plantio homogêneo, representando um aumento em torno de 20% (Tabela 29). No entanto, essa diferença não é estaticamente significativa. Mas, se for considerado que o plantio consorciado apresenta a metade do número de plantas de eucalipto em relação ao monocultivo e, for contabilizada a contribuição média de cada árvore na quantidade de N depositada pelas folhas, observa-se que, no plantio consorciado cada indivíduo deposita em média 50 g ano<sup>-1</sup> de N, enquanto que, no plantio puro a quantidade é de 20 g planta<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, o que representa um aumento de 150%. Este comportamento provavelmente está relacionado a uma maior deposição de folhas pelo eucalipto quando em consórcio, em relação ao monocultivo, e não ao aumento nos teores de N da sua serapilheira, pois se pode observar na tabela 18, que em ambos os sistemas, na maioria das estações, os teores de N foram estatisticamente semelhantes. Kanna (1997) observou que folhas de *E. globulus* quando em consórcio com *A. mearnsii* foram maiores, mais pesadas (matéria seca/folha) e tiveram maior superfície específica, em relação ao monocultivo. Contudo, não verificou diferenças significativas nas concentrações de N das folhas jovens e maduras entre os tratamentos. Costa et al. (2004), em área de capoeira e em alguns plantios de leguminosas, observaram que a quantidade de nutrientes aportada pela serapilheira variou de acordo com a massa total. Estes autores destacaram que, com essa observação, pode ser possível fazer projeções, utilizando apenas a massa de serapilheira para estimar o aporte de nutrientes do estrato arbóreo para a superfície. Isto pode ser útil em projetos de revegetação, em que o acesso a laboratórios não seja viável e, ou, os recursos financeiros sejam restritivos, por ser a amostragem da serapilheira relativamente simples e barata.

A quantidade de N depositada pelo plantio puro de eucalipto (Tabela 29) esteve entre os reportados por Zaia e Gama-Rodrigues (2004) para plantios da mesma espécie (26 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, respectivamente), Poggiani et al. (1987) para *E. viminalis* (25,43 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) e Brinkley et al. (1992) para *E. saligna* (30-40 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>). Por outro lado, o valor encontrado para *Acacia mangium* foi inferior aos encontrados por Bouillet et al. (2008) (123,60 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>), em São Paulo, por Fortes (2000) (195 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>), no Maranhão e, por Froufe (1999) (102,61 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) e Andrade (2000) (109 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) em Seropédica (RJ), para plantios

desta mesma espécie. Garg (1997) observou aportes variando de 53,7 a 77,3 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> em plantios de *Acacia farnesiana*, enquanto Reddy e Suggur (1992) encontraram aportes de 79 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, pela espécie *A. auriculiformes*, a um subsolo procedente de um corte de estrada. Verifica-se, desta forma, que as contribuições encontradas por estes autores se assemelham à encontrada neste estudo para o plantio de acácia.

**Tabela 29.** Aporte estacional e total anual de N (kg ha<sup>-1</sup>) nos diferentes sistemas avaliados, aos 4 anos de idade.

Estação	Acácia Puro (100%)	Eucalipto Puro (100%)	Acácia Consórcio (A) (50%)	Eucalipto Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
<b>Inverno</b>	24,99 aA	9,82 bA	14,66 bA	14,62 bA	29,30 a
<b>Primavera</b>	16,84 aB	6,93 bB	6,55 bB	8,22 bA	14,78 a
<b>Verão</b>	12,42 aB	5,51 aB	7,21 aB	9,52 aA	16,73 a
<b>Outono</b>	13,90 aB	12,80 aA	7,03 bB	9,34 bA	16,38 a
<b>TOTAL</b>	<b>68,15 a</b>	<b>35,06 b</b>	<b>35,46 b</b>	<b>41,71 b</b>	<b>77,19 a</b>
	<b>40,88</b>	<b>21,03</b>	<b>42,56</b>	<b>50,07</b>	
Estação	Sesbania Puro (100%)	Eucalipto Puro (100%)	Sesbania Consórcio (A) (50%)	Eucalipto Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
<b>Inverno</b>	13,02 aA	9,82 bA	4,21 dB	7,43 cB	11,64 a
<b>Primavera</b>	13,84 aA	6,93 aB	6,68 aA	12,32 aA	19,00 a
<b>Verão</b>	7,01 aA	5,51 aB	2,21 aB	3,96 aB	6,17 a
<b>Outono</b>	7,78 aA	12,80 aA	2,16 aB	6,19 aB	8,35 a
<b>TOTAL</b>	<b>41,66 a</b>	<b>35,06 a</b>	<b>15,24 a</b>	<b>29,74 a</b>	<b>44,99 a</b>
Estação	Sesbania Puro (100%)	Acácia Puro (100%)	Sesbania Consórcio (A) (50%)	Acácia Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
<b>Inverno</b>	13,02 bA	24,99 aA	5,88 cA	9,45 cA	15,33 b
<b>Primavera</b>	13,84 aA	16,84 aA	5,87 bA	7,21 bB	13,08 a
<b>Verão</b>	7,01 aA	12,42 aA	2,29 aA	5,12 aB	7,42 a
<b>Outono</b>	7,78 bA	13,90 aA	8,04 bA	10,70 bA	18,79 a
<b>TOTAL</b>	<b>41,66 b</b>	<b>68,15 a</b>	<b>22,09 b</b>	<b>32,48 b</b>	<b>54,57 a</b>

\*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem pelo teste Scott Knott a 5%.

Os dados aqui reportados de quantidade de N para o consórcio da acácia com o eucalipto (Tabela 29) estão próximos aos encontrados por Balieiro (2002) e Froufe (1999) que, encontraram valores da ordem de 66,10 e 66,70 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, respectivamente, para plantios consorciados de *Pseudosamanea guachapele* com *Eucalyptus grandis*. Contudo, estão abaixo dos encontrados por Brinkley (1992) em plantios mistos de *Eucalyptus saligna* e *Albizia falcataria*, que variaram de 110 a 40 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>.

Os resultados revelaram também, que o P e o Ca foram aportados em maiores quantidades nos consórcios de eucalipto com acácia e eucalipto com sesbânia, quando comparados ao monocultivo do eucalipto (Tabela 30 e 32). O mesmo comportamento foi observado para a quantidade de K, salvo a exceção do valor observado no consórcio do eucalipto com a sesbânia, que foi estatisticamente igual ao plantio puro do eucalipto (Tabela 31).

Avaliando somente os valores de deposição de nutrientes obtidos pelo eucalipto, observou-se que, quando em consórcio com a sesbânia e a acácia, apresentou quantidades de P, K, Ca e Mg semelhantes ou superiores ao seu monocultivo (com exceção ao K e ao Mg no plantio consorciado com a sesbânia). Tendo em vista que o plantio consorciado apresenta a metade do número de plantas de eucalipto, evidencia-se uma maior deposição destes nutrientes por esta espécie quando em consórcio com as leguminosas (Tabelas 30, 31, 32 e 33).

**Tabela 30.** Aporte estacional e total anual de P ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) nos diferentes sistemas avaliados, aos 4 anos de idade.

Estação	Acacia	Eucalipto	Acacia	Eucalipto	Consórcio Total (A + B)
	Puro (100%)	Puro (100%)	Consórcio (A) (50%)	Consórcio (B) (50%)	
$\text{kg ha}^{-1}$					
<b>Inverno</b>	1,30 bA	1,00 bA	0,74 bA	1,96 aA	2,69 a
<b>Primavera</b>	0,85 aA	0,59 aB	0,40 aA	0,79 aA	1,20 a
<b>Verão</b>	0,80 bA	0,55 bB	0,63 bA	1,54 aA	2,17 a
<b>Outono</b>	1,52 aA	1,16 aA	0,80 aA	1,15 aA	1,94 a
<b>TOTAL</b>	<b>4,47 b</b>	<b>3,31 b</b>	<b>2,57 b</b>	<b>5,44 b</b>	<b>8,00 a</b>

Estação	Sesbania	Eucalipto	Sesbania	Eucalipto	Consórcio Total (A + B)
	Puro (100%)	Puro (100%)	Consórcio (A) (50%)	Consórcio (B) (50%)	
<b>Inverno</b>	1,91 aA	1,00 bA	0,48 cB	0,47 cA	0,95 b
<b>Primavera</b>	1,63 aA	0,59 aB	0,83 aA	1,04 aA	1,87 a
<b>Verão</b>	0,47 aB	0,55 aB	0,20 aC	0,70 aA	0,90 a
<b>Outono</b>	0,46 aB	1,16 aA	0,15 bC	0,92 aA	1,07 a
<b>TOTAL</b>	<b>4,48 a</b>	<b>3,31 b</b>	<b>1,66 c</b>	<b>3,13 b</b>	<b>4,80 a</b>

Estação	Sesbania	Acacia	Sesbania	Acacia	Consórcio Total (A + B)
	Puro (100%)	Puro (100%)	Consórcio (A) (50%)	Consórcio (B) (50%)	
<b>Inverno</b>	1,91 aA	1,30 aA	0,58 bA	0,63 bB	1,22 a
<b>Primavera</b>	1,63 aA	0,85 aA	0,72 aA	0,39 aB	1,11 a
<b>Verão</b>	0,47 aB	0,80 aA	0,21 aA	0,30 aB	0,52 a
<b>Outono</b>	0,46 bB	1,52 aA	0,51 bA	1,34 aA	1,85 a
<b>TOTAL</b>	<b>4,48 a</b>	<b>4,47 a</b>	<b>2,01 b</b>	<b>2,67 b</b>	<b>4,69 a</b>

\*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem pelo teste Scott Knott a 5%.

O plantio consorciado de eucalipto com acácia promoveu aumentos de deposição de nutrientes em relação ao monocultivo do eucalipto da ordem de 120%, 141%, 109%, 135% e 111% para N, P, K, Ca e Mg, respectivamente (Tabelas 29, 30, 31, 32 e 33, respectivamente). Já o plantio consorciado de eucalipto com sesbânia em relação ao monocultivo do eucalipto, proporcionou aumentos apenas para os elementos P (45%) e Ca (44%). Em relação ao monocultivo da acácia, o consórcio desta espécie com o eucalipto promoveu aumentos apenas para o aporte de Ca (243%) e Mg (44%) (Tabelas 32 e 33, respectivamente), enquanto que, o consórcio com a sesbânia proporcionou aumentos de N (31%) e Ca (75%), respectivamente (Tabelas 29 e 32). No que diz respeito ao monocultivo da sesbânia comparado aos consórcios desta espécie com a acácia e com o eucalipto, observou-se que o consórcio com a acácia aumentou a deposição de N (31%), K (128%), Ca (140%) e Mg (61%) (Tabelas 29, 31, 32 e 33) e, o consórcio com o eucalipto elevou a quantidade depositada de K (55%), Ca (188%) e Mg (67%) (Tabelas 31, 32 e 33).

Verificou-se que as quantidades de macronutrientes na serapilheira proporcionaram estabelecer duas seqüências diferentes: Ca>N>Mg>K>P para o eucalipto e N>Ca>Mg>K>P para as leguminosas. Em povoamentos de *Eucalyptus saligna* e *Mimosa scabrella* (bracatinga), Souza e Davide (2001) encontraram seqüências semelhantes às encontradas neste estudo. Attiwill (1980) destaca que cerca de metade da demanda total de P é suprida pelo ciclo interno ou bioquímico, por meio de um processo efetivo de remobilização do P antecedente à queda das folhas. Com isso, é provável que a baixa quantidade de P encontrada na serapilheira de todas as espécies avaliadas, seja devido ao seu eficiente reaproveitamento em outras partes da planta.

**Tabela 31.** Aporte estacional e total anual de K ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) nos diferentes sistemas avaliados, aos 4 anos de idade.

Estação	Acácia Puro (100%)	Eucalipto Puro (100%)	Acácia Consórcio (A) (50%)	Eucalipto Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$
<b>Inverno</b>	5,94 aA	2,08 bC	4,55 aA	2,63 bB	7,18 a
<b>Primavera</b>	1,77 aA	0,79 bD	1,15 bB	0,94 bB	2,10 a
<b>Verão</b>	3,93 bA	3,94 bB	3,54 bA	5,47 bA	9,01 a
<b>Outono</b>	6,67 aA	6,04 aA	3,80 aA	4,84 aA	8,64 a
<b>TOTAL</b>	<b>18,32 b</b>	<b>12,85 b</b>	<b>13,04 b</b>	<b>13,88 b</b>	<b>26,92 a</b>

Estação	Sesbania Puro (100%)	Eucalipto Puro (100%)	Sesbania Consórcio (A) (50%)	Eucalipto Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	<b>Inverno</b>	2,56 aA	2,08 aC	1,10 bA	1,29 bB
<b>Primavera</b>	1,61 aA	0,79 aD	0,69 aA	1,07 aB	1,77 a
<b>Verão</b>	1,78 aA	3,94 aB	0,82 aA	2,98 aA	3,80 a
<b>Outono</b>	2,07 cA	6,04 aA	0,68 cA	3,81 bA	4,49 b
<b>TOTAL</b>	<b>8,03 b</b>	<b>12,85 a</b>	<b>3,30 c</b>	<b>9,15 b</b>	<b>12,44 a</b>

Estação	Sesbania Puro (100%)	Acácia Puro (100%)	Sesbania Consórcio (A) (50%)	Acácia Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	<b>Inverno</b>	2,56 bA	5,94 aA	1,28 bA	2,35 bB
<b>Primavera</b>	1,61 aA	1,77 aA	1,09 bA	0,70 bB	1,79 a
<b>Verão</b>	1,78 aA	3,93 aA	0,78 aA	1,74 aB	2,52 a
<b>Outono</b>	2,07 bA	6,67 aA	2,53 bA	7,86 aA	10,39 a
<b>TOTAL</b>	<b>8,03 b</b>	<b>18,32 a</b>	<b>5,68 b</b>	<b>12,65 a</b>	<b>18,33 a</b>

\*Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem pelo teste Scott Knott a 5%.

**Tabela 32.** Aporte estacional e total anual de Ca ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) nos diferentes sistemas avaliados, aos 4 anos de idade.

Estação	Acacia Puro (100%)	Eucalipto Puro (100%)	Acacia Consórcio (A) (50%)	Eucalipto Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$
<b>Inverno</b>	5,80 cA	8,79 cB	7,76 cA	18,86 bA	26,62 a
<b>Primavera</b>	10,10aA	9,18 aB	4,95 aB	11,66 aA	16,61 a
<b>Verão</b>	6,82 bA	9,88 bB	7,05 bA	31,17 aA	38,22 a
<b>Outono</b>	8,07 cA	17,13bA	3,07 dB	20,76 aA	24,35 a
<b>TOTAL</b>	<b>30,79 b</b>	<b>44,97 b</b>	<b>23,35 b</b>	<b>82,45 a</b>	<b>105,80 a</b>
Estação	Sesbania Puro (100%)	Eucalipto Puro (100%)	Sesbania Consórcio (A) (50%)	Eucalipto Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$
<b>Inverno</b>	5,87 cA	8,79 bB	3,38 cB	10,08 bA	13,46 a
<b>Primavera</b>	8,40 aA	9,18 aB	5,76 bA	13,40 aA	19,16 a
<b>Verão</b>	5,36 bA	9,88 aB	2,06 bB	12,46 aA	14,53 a
<b>Outono</b>	2,78 bA	17,13aA	1,80 bB	15,79 aA	17,59 a
<b>TOTAL</b>	<b>22,41 c</b>	<b>44,97 b</b>	<b>13,01 c</b>	<b>51,73 b</b>	<b>64,75 a</b>
Estação	Sesbania Puro (100%)	Acacia Puro (100%)	Sesbania Consórcio (A) (50%)	Acacia Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$
<b>Inverno</b>	5,87 bA	5,80 bA	4,17 bA	8,33 bB	12,50 a
<b>Primavera</b>	8,40 aA	10,10 aA	3,44 aA	7,06 aB	10,49 a
<b>Verão</b>	5,36 aA	6,82 aA	1,88 bA	6,22 aB	8,09 a
<b>Outono</b>	2,78 bA	8,07 bA	6,09 bA	16,73 aA	22,82 a
<b>TOTAL</b>	<b>22,41 c</b>	<b>30,79 c</b>	<b>15,57 c</b>	<b>38,34 b</b>	<b>53,92 a</b>

\*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem pelo teste Scott Knott a 5%.

**Tabela 33.** Aporte estacional e total anual de Mg ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) nos diferentes sistemas avaliados.

Estação	Acacia Puro (100%)	Eucalipto Puro (100%)	Acacia Consórcio (A) (50%)	Eucalipto Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$
<b>Inverno</b>	3,75 bA	2,02 bA	2,63 bA	2,60 bA	5,24 a
<b>Primavera</b>	2,29 aA	1,38 aA	1,33 aA	1,54 aA	2,88 a
<b>Verão</b>	2,35 b A	1,93 bA	1,58 bA	4,32 aA	5,90 a
<b>Outono</b>	1,94 cA	3,46 bA	1,59 cA	2,96 bA	4,54 a
<b>TOTAL</b>	<b>10,33 b</b>	<b>8,78 b</b>	<b>7,13 b</b>	<b>11,42 b</b>	<b>18,56 a</b>
Estação	Sesbania Puro (100%)	Eucalipto Puro (100%)	Sesbania Consórcio (A) (50%)	Eucalipto Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$
<b>Inverno</b>	1,48 bA	2,02 aA	0,63 bA	1,35 bA	1,98 a
<b>Primavera</b>	1,65 aA	1,38 aA	0,92 aA	1,76 aA	2,68 a
<b>Verão</b>	1,72 aA	1,93 aA	0,39 bA	1,79 aA	2,19 a
<b>Outono</b>	1,13 cA	3,46 aA	0,37 dA	2,43 bA	2,80 b
<b>TOTAL</b>	<b>5,97 b</b>	<b>8,78 a</b>	<b>2,32 c</b>	<b>7,33 b</b>	<b>9,64 a</b>
Estação	Sesbania Puro (100%)	Acacia Puro (100%)	Sesbania Consórcio (A) (50%)	Acacia Consórcio (B) (50%)	Consórcio Total (A + B)
	$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$
<b>Inverno</b>	1,48 cA	3,75 aA	0,81 cA	1,67 cA	2,49 b
<b>Primavera</b>	1,65 aA	2,29 aA	0,79 bA	1,28 bA	2,06 a
<b>Verão</b>	1,72 aA	2,35 aA	0,44 aA	0,85 aA	1,29 a
<b>Outono</b>	1,13 bA	1,94 bA	1,46 bA	2,72 aA	4,18 a
<b>TOTAL</b>	<b>5,97 b</b>	<b>10,33 a</b>	<b>3,31 b</b>	<b>6,51 b</b>	<b>10,02 a</b>

\*Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem pelo teste Scott Knott a 5%.

#### 4. RESUMO E CONCLUSÕES

O presente trabalho foi realizado em uma cava de extração de argila, após quatro anos de revegetação com eucalipto e leguminosas, em monocultivo e em consórcio. Teve como objetivo avaliar a influência destes plantios sobre as características químicas e biológicas do solo, bem como sobre a proteína do solo relacionada à glomalina (PSRG), a produção de madeira e o aporte e qualidade da serapilheira. Para avaliação das propriedades químicas e biológicas do solo foi adotado o delineamento experimental de blocos ao acaso, com sete tratamentos e três repetições. Os tratamentos foram constituídos de: área com vegetação espontânea (controle) e plantios puros e consorciados de eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*) com leguminosas (*Acacia mangium* e *Sesbania virgata*). Para a avaliação das variáveis dendrométricas e deposição e qualidade nutricional da serapilheira dos plantios, o delinamento experimental foi o de blocos ao acaso, com seis tratamentos (os mesmos plantios anteriores, contudo, sem o controle) e três repetições. Foram avaliados, na camada de 0-5 cm, os teores de N, P, K, Ca, Mg, Na, Al, H+Al, C orgânico total (COT) e as frações da matéria orgânica do solo. A abundância e diversidade da fauna edáfica foram avaliadas nos compartimentos solo (0-5 cm) e serapilheira e, os fungos micorrízicos arbusculares e a PSRG, apenas no solo (0-5 cm). Foram realizadas medições de altura e diâmetro das espécies (*E. camaldulensis* e *A. mangium*) e estimados a produção de madeira por hectare. Foram instalados coletores circulares, que

permaneceram no campo por um período de um ano. A produção de serapilheira foi quantificada nas suas diferentes frações, assim como, o teor e aporte de N, P, K, Ca e Mg na serapilheira foliar. Também foram avaliados na fração foliar, os teores de C e polifenóis. Pode-se concluir que:

- Todos os sistemas de plantio promoveram melhoria na qualidade química do solo, aumentando os teores de COT, matéria orgânica do solo (MOS), N, K, Ca, Mg, soma de bases (SB) e capacidade de troca catiônica (CTC), quando comparado à área com vegetação espontânea;
- A abundância e a diversidade da fauna do solo foram influenciadas pela espécie e pelo tipo de cultivo, sendo a maior abundância observada nos plantios de acácia com sesbânia, eucalipto com sesbânia e monocultivo de acácia, e, maior diversidade no consórcio de eucalipto com sesbânia. A avaliação da distribuição vertical mostrou a importância da serapilheira para fauna do solo;
- A diversidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) no solo foi aumentada com o reflorestamento da cava, enquanto o número de esporos foi reduzido. O consórcio do eucalipto com as leguminosas promoveu aumento na diversidade de FMAs, em relação ao monocultivo do eucalipto. A produção de GFE e GT foi aumentada com a revegetação da cava;
- O reflorestamento de áreas degradadas pela extração de argila, utilizando monocultivos ou consórcios de eucalipto e leguminosas contribuiu de maneira significativa para a melhoria das propriedades químicas e biológicas do solo;
- Tanto a acácia quanto a sesbânia promoveram aumento no desenvolvimento do eucalipto quando plantados em consórcio, sendo o consórcio de acácia com eucalipto o que proporcionou maior produtividade ( $m^3$  de madeira por ha) quando comparado ao monocultivo do eucalipto. O monocultivo da acácia foi o sistema que proporcionou maior produção de madeira;

- O plantio de acácia consorciada com o eucalipto foi responsável por maior adição de serapilheira na idade estudada (4 anos após o plantio), sendo a serapilheira de melhor qualidade aquela produzida nos plantios contendo sesbânia ou acácia. O plantio de eucalipto em consórcio com *Acacia mangium* ou com a *Sesbania virgata* em solos degradados pela extração de argila, aumenta o aporte de nutrientes ao solo, podendo este sistema ser recomendado como promissor no manejo desses solos;
- O uso de leguminosas fixadoras de N<sub>2</sub> atmosférico, como *Acacia mangium* e *Sesbania virgata*, em projetos de recuperação de áreas degradadas por extração de argila é uma prática viável; aumenta a biodiversidade, intensifica a ciclagem de nutrientes e favorece a eficiência de utilização dos recursos disponíveis às plantas, além de ser uma prática produtiva, por fornecer dentre outros produtos, madeira, no caso da acácia.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbott, L.K.; Robson, A.D. (1991) Factors influencing the occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 35:121-150.
- Abetz, P. (1976) Beiträge zum Baumwachstum. Der h/d-Wert—Mehr als ein Schlankheitsgrad. *Forst Holzwirt*, 31:389–393.
- Akilan, K.; Farreli, R.G.G.; Dell, D.T.; Marshall, J.K. (1997) Responses of clonal river red gum (*Eucalyptus camaldulensis*) to waterlogging by fresh and salt water. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 37:243-348.
- Alexander, C.E.; Cresse, M.S. (1995) An assesment of the possible impact of expansion of native woodland cover on the chemistry of Scottish freshwaters. *Forest Ecology and Management*, 73:1-27.
- Allen, M.F. (1991) *The ecology of mycorrhizae*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Almeida, R.O.P.O. (2002). *Revegetação de áreas mineradas: estudo dos procedimentos aplicados em minerações de areia*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mineral) – São Paulo - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – USP, 160p.
- Alvarenga, M.I.N.; Davide, A.C. (1999) Características físicas e químicas de um latossolo vermelho escuro e a sustentabilidade de agrossistemas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23:933-942.
- Alves, M.V.; Baretta, D.; Cardoso, E.J.B.N. (2006) Fauna edáfica em diferentes sistemas de cultivo no estado de São Paulo Soil fauna under different

- management systems in São Paulo State, Brazil. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 5:33-43.
- Alvez, M.V.; Santos, J.C.P.; Gois, D.T.; Alberton, J.V.; Baretta, D. (2008) Macrofauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes químicos e dejetos de suínos no Oeste do Estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:589-598.
- Anderson, J.D.; Ingram, J.S.I. (1996) *Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods*. 2. ed. Wallingford: CAB International, 171 p.
- Andrade, A.G.; Costa, G.S.; Faria, S.M. (2000) Deposição e decomposição da serrapilheira em povoamentos de *Mimosa caesalpinifolia*, *Acacia mangium* e *Acacia holosericia* com quatro anos de idade em planossolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24:777-785.
- Antony, L.M.K. (2000) Abundância e distribuição vertical da fauna do solo de ecossistemas amazônicos naturais e modificados. CDRom dos anais do XXV Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, VIII Reunião Brasileira sobre Micorrizas, VI Simpósio Brasileiro de Microbiologia do Solo, III Reunião Brasileira de Biologia do Solo, Santa Maria, Brasil.
- Araujo, A. S.F.; Monteiro, R.T.R. (2007) Indicadores Biológicos de Qualidade do Solo. *Bioscience Journal*, 23:66-75.
- Araújo, R. Goedert, W.J.; Lacerda, M.P.C. (2007) Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31:1099-1108.
- Assad, M.L.L. (1997) Fauna do Solo. In: Vargas, M.A.T.; Hungria, M., Ed. *Biologia dos solos dos Cerrados*. Planaltina: Embrapa CPAC, p.363-431.
- Attiwill, P.M. (1980) Nutrient cycling in a Eucalyptus obliqua Forest. IV – Nutrient uptake and nutrient return. *Australian Journal of Botany*, 28:199-222.
- Attiwill, P.M.; Adams, M.A. (1993) Nutrient cycling in forests. *Transley Review*, 50. *New Phytol.*, 124:561-582.
- Azevedo, C.P.; Rossi, L.M.B.; Atayde, C.M.; Lima, R.M.B.; Souza, C.R. Produção de lenha na região de Iranduba e Manacapuru, Amazonas. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, 2002 (Circular Técnica, 17).
- Balieiro, F. C. (2002) *Dinâmica de nutrientes e da água em plantios puros e consorciado de Pseudosamanea guachapele (Kunth) Harms e Eucalyptus grandis W. Hill ex Maiden*. Tese (Doutorado em Agronomia Ciência do Solo) – Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, 82p.
- Balieiro, F.C.; Dias, L.E.; Franco, A.A; Campello, E.F.C.; Faria, S.M. (2004) Acúmulo de nutrientes na parte aérea, na serrapilheira acumulada sobre o solo e decomposição de filódios de *Acacia mangium* Will. *Ciência Florestal*, 14:59-65.

- Banco do Nordeste (Brasil). (1999) *Manual de impactos ambientais: orientações básicas sobre aspectos ambientais de atividades produtivas*. Fortaleza, CE: B.N. 297p.
- Baretta, D.; Brown, G.G.; James, S.W.; Cardoso, E.J.B.N. (2007) Earthworm populations sampled using collection methods in Atlantic Forests with *Araucaria Angustifolia*. *Scientia Agricola*, 64:384-392.
- Baretta, D.; Mafra, A.L.; Santos, J.C.P.; Amarante, C.V.T.; Bertol, I. (2006) Análise multivariada da fauna edáfica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41:1675-1679.
- Baretta, D.; Santos, J.C.P.; Mafra, A.L. (2003) Fauna edáfica avaliada por armadilhas de catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 2:97-106.
- Barreto, A.C.; Freire, M.B.G.S.; Nacif, P.G.S.; Araújo, Q.R.; Freire, F.J.; Inácio, E.S.B. (2008) Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:1471-1478.
- Barros, E.; Constantino, B.P.R.; Lavelle, P. (2002) Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biological Fertility Soils* 35:338–347.
- Barros, E. et al. (1998). Installation de pâturages em Amazonie: effets sur La macrofaune et le fonctionnement hydrique Du sol. CD de Congrès Mondial de Science Du Sol, Montpellier. Poster & Actes.
- Batista, Q.R. (2006) *Qualidade química e biológica de uma área degradada pela extração de argila, revegetada com eucalyptus spp. e sabiá em plantios puros e consorciados*. Tese (Doutorado em Produção Vegetal)- Campos dos Goytacazes- RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF. 45p.
- Batista, Q.R.; Freitas, M.S.M.; Martins, M.A.; Silva, C.F. (2008) Bioqualidade de área degradada pela extração de argila, revegetada com *Eucalyptus* spp. E sabiá. *Caatinga* (Mossoró,Brasil), 21:169-178.
- Bauhus, J.; Khanna, P.K.; Menden, N. (2000) Aboveground and belowground interactions in mixed plantations of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. *Canadian Journal of Forestry Research*, 30:1886-1894.
- Bauhus, J.; van Winden, A.P.; Nicotra, A.B. (2004) Above-ground interactions and productivity in mixed-species plantations of *Acacia mearnsii* and *Eucalyptus globulus*. *Canadian Journal of Forestry Research*, 34:686–694.
- Bedini, S.; Avio, L. E. A.; Giovannetti, M. (2007) Effects of long-term land use on arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin-related soil protein, *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120: 463–466.

- Begon, M.; Harper, J.L.; Townsend, C.R. (1996) *Ecology: Individuals, populations and communities*. 3.ed. Oxford, Blackwell Science, 1068p.
- Bell, L.C. (1996) Rehabilitation of disturbed land. Mulligan, D. R., ed. Environmental management in Australian minerals and energy industries. Principles and practices. Sydney, University of New South Wales Press, p. 227-261.
- Benedetti, T.; Antonioli, Z.I.E.M.; Giracca, N.; Steffen, R.B. (2005) Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares na cultura do milho após uso de espécies de plantas de cobertura de solo. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 4:44-51.
- Benites, V.M.; Madari, B.; Machado, P.L.O.A. (2003) *Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado e de baixo custo*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 7p. (Embrapa Solos. Comunicado Técnico, 16).
- Binkley, D., Gardina, C. (1997) Nitrogen fixation in tropical forest plantations. In: Nambiar, E.K.S., Brown, A.G. (Eds.), *Management of Soil, Nutrients and Water in Tropical Plantation Forests*. CSIRO/ACIAR, Canberra, pp. 297–337.
- Binkley, D.; Dunkin, K.A.; Debell, D.S.; Ryan, M.G. (1992) Production and nutrient cycling in mixed plantation of *Eucalyptus* and *Albizia* in Hawaii. *Forest Science*, 38:393-408.
- Bird, S.B.; Herrick, J.E.; Wander, M.M.; Wright, S.F. (2002) Spatial heterogeneity of aggregate stability and soil carbon in semi-arid rangeland. *Environmental Pollution*, 116: 445-455.
- Borlinil, M.C.; Salesi, H.F.; C. Vieirai, M.F.; Conteei, R.A.; Pinattiii, D.G.; Monteiroi, S.N. (2005) Cinza da lenha para aplicação em cerâmica vermelha Parte I: características da cinza. *Cerâmica*. vol.51 n.319 São Paulo July/Sept.
- Bouillet, J.P.; Laclau, J.P.; Gonçalves, J.L.M.; Moreira, M.Z.; Trivelin, P.C.O.; Jourdan, C.; Silva, E.V.; Piccolo, M.C.; Tsai, S.M.; Galiana, A. (2008) Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil. 2: Nitrogen accumulation in the stands and biological N<sub>2</sub> fixation. *Forest Ecology and Management*, 225:3918-3930.
- Bradford, M.M. (1976) A rapid and sensitive method for mycorrhizal association whit barley on sewage-amended plots. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 945-948.
- Bristow, M.; Nichols, J.D.; Vanclay, J.K. (2006) Improving productivity in mixed-species plantations. *Forest Ecology and Management*, 233:193-194.
- Brown, G. G.; Benito, N. P.; Pasini, A.; Sautter, K. D.; Guimarães, M. F.; Torres, E. (2003) No-tillage greatly increases earthworm populations in Paraná state, Brazil. *Pedobiologia*, 47:764-771.

- Bruyn, L.A.L. (1999) Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74:425-441.
- Cabral, V. M.; Faria, S. M. De; dias, G. B. N.; Lott, C. M.; Nara, H. C. (2002) Seleção de espécies leguminosas fixadoras de nitrogênio para utilização na recuperação de áreas mineradas pela Companhia Vale do Rio Doce. *Anais do Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas "Água e Biodiversidade"*, Belo Horizonte, MG, 5, p.463-465.
- Caldeira, M.V.W.; Marques, R.M.; Soares, R.V.; Balbinot, R. (2007) Quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta ombrófila mista montana – paraná. *Revista Acadêmica*, 5:101-116.
- Camargo, F.A.O.; Santos, G.A.; Guerra, J.G. Macromoléculas e substâncias húmicas. (1999) In: Santos, G.A.; Camargo, F.A.O., (eds.) *Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre, Gênese, p.27-40.
- Canellas, L.P.; Santos, G.A.; Rumjanek, V.M.; Moraes, A.A.; Guridi, F. (2001) Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 36:1529-1538.
- Caproni, A. L.; Franco, A. A.; Berbara, R. L. L.; Trufem, S. B.; Granha, J. R.; Monteiro, A. B. (2003) Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas reflorestadas remanescentes da mineração de bauxita em Porto Trombetas, PA. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38:1409-1418.
- Caproni, A.L. (2001) *Fungos micorrízicos arbusculares em áreas reflorestadas remanescentes da mineração de bauxita em Porto Trombetas/PA*. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ. 186p.
- Caproni, A.L.; Franco, A.A.; Berbara, R.L.L.; Granha, J.R.D.O.; Marinho, N.F. (2005) Fungos micorrízicos arbusculares em estéril revegetado com *Acácia mangium*, após mineração de bauxita. *Revista Árvore*, 29:373-381.
- Caproni, A.L.; Franco, A.A.; Granha, J.R.D.O.; Souchie, E.L. (2007) Ocorrência de Fungos Micorrízicos Arbusculares em resíduo da mineração de bauxita revegetado com espécies arbóreas, *Acta botânica brasiliensis*. 21: 99-106.
- Carneiro, M.A.C.; Siqueira, J.O.; Moreira, F.M.S.; Soares, A.L.L. (2008) Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação após a mineração de bauxita. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:621-632.
- Carpanezzi, A. A. (1997) Banco de sementes e deposição de folheto e seus nutrientes em povoamentos de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth) na região metropolitana de Curitiba-PR. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Rio Claro – São Paulo, Universidade Estadual Paulista – UESP, 177p.

- Carpanezi, A.A.; Costa, L.G.S.; Kageyama, P.Y.; Castro, C.F.A. (1990) Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. *Anais do Congresso Florestal Brasileiro*, 6, Campos do Jordão, 1990. São Paulo: SBS, v.3, p.216-221.
- Carreira, R.C.; Rondon, J.N.; Zaidan, L.B.P. (2006) Produção de serapilheira em uma área de cerrado de Mogi Guaçu, SP: [http://www.biodiversidade.pgibt.ibot.sp.gov.br/estagio\\_docencia/RosanaCarreira.pdf](http://www.biodiversidade.pgibt.ibot.sp.gov.br/estagio_docencia/RosanaCarreira.pdf) em 26/11/2008.
- Carrenho, R. (1998) *Influência de diferentes espécies de plantas hospedeiras e fatores edáficos no desenvolvimento de fungos micorrízicos arbusculares (FMA)*. Tese (Doutorado em Biologia) – Rio Claro – São Paulo, Universidade Estadual Paulista – UESP, 226p.
- Carvalho, C. J. R.; Ishida, F. Y. (2002) Respostas de pupunheiras (*Bactris gasipaeskunth*) jovens ao alagamento. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 37:1231-1297.
- Carvalho, R.; Goedert, W.J.; Armando, M.S. (2004) Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39:1153-1155.
- Castro, J.P.C. (1998) Recuperação de áreas degradadas. *In*: Dias, L.E. Dias, J.V.M. *Recuperação de áreas degradadas* (eds.) Viçosa: UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de. 251p.
- Ceconi, E.D. et al., (2005) Revegetação como fator de recuperação de solos em áreas degradadas pela mineração de áreas de carvão na depressão Central do Rio Grande do Sul. *Anais do Simpósio Nacional, 6, Congresso Latino-Americano de Recuperação de áreas degradadas*, 1. Curitiba, Curitiba: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. p. 487-488.
- Cesar, O. (1993) Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, Município de Anhembi, SP. *Revista Brasileira de Biologia*. 53:671-681.
- Chaves, R.Q.; Corrêa, G.F. (2005) Macronutrientes no sistema solo-Pinus cariabaea Morelet em plantios apresentando amarelecimento das acículas e morte das plantas. *Revista Árvore*, 29:691-700.
- Chern, E.C.; Tsai, D.W.; Ogunseitan, O.A. (2007) Deposition of glomalin-related soil protein and sequestered toxic metals into watersheds, *Environmental Science & Technology*, 41:3566–3572.
- Chiaranda, J. R.; Poggiani, F.; Simões, J. W. (1983) Crescimento das árvores e deposição de folheto em talhões florestais plantados em solos alterados pela mineração do xisto. *IPEF*, 25:25-28.
- Christie, P.; Li, X.L.; Chen, B.D. (2004) Arbuscular mycorrhiza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soils moderately polluted with zinc, *Plant and Soil*, 261:209–217.

- Coêlho, S.R.F. (2006) Crescimento e fixação de nitrogênio em plantios mistos de eucalipto e leguminosas arbóreas nativas. Tese (Mestrado em Recursos Florestais) - Piracicaba – SP, Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ.
- Conceição, P.C.; Amado, T.J.C.; Mielniczuk, J. Bayer, C.; Spagnollo, E. (2008) *Frações da matéria orgânica como indicadores de qualidade do solo*: [http://www.ufsm.br/ppgcs/congressos/IV\\_Reuniao\\_Sul\\_Brasileira2002/21.pdf](http://www.ufsm.br/ppgcs/congressos/IV_Reuniao_Sul_Brasileira2002/21.pdf) em 20/12/2008.
- Constantinides, M.; Fownes, J.H. (1994) Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. *Soil Biology and Biochemistry*, 29:49-55.
- Cordeiro, M.A.S.; Saggin-Júnior, O.J.; Azevedo, W. Paulino, H.B. & Carneiro, M.A.C. (2003) Fungos micorrízicos arbusculares em diferentes sistemas de manejo de um Neossolo quartzarênico. CDROM do Congresso Brasileiro de Ciência do solo. Ribeirão Preto –SP.
- Corrêa Neto, T.A.; Pereira, M.G.; Correa, M.E.F.; Anjos, L.H.C. (2001) Deposição de serrapilheira e mesofauna edáfica em áreas de eucalipto e floresta secundária. *Floresta e Ambiente*, 8:70-75.
- Correia, A.A.D. (2003) *Distribuição preferência alimentar e transformação de serrapilheira por diplópodes em sistemas florestais*. Tese (Doutorado Agronomia Ciência do Solo), Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ.
- Correia, M.E.F. (1994) Organização da comunidade de macroartrópodes edáficos em um ecossistema da Mata Atlântica de Tabuleiros, Linhares (ES). Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Rio de Janeiro - Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 76p.
- Correia, M.E.F. (2002) Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna do solo e de grupos chave de invertebrados como bioindicadores do manejo de ecossistemas. Seropédica: Embrapa agrobiologia. 23p. (*Série Documentos*, 157).
- Correia, M.E.F.; Andrade, A.G. (1999) *Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes*. In: Santos, G.A.; CAMARGO, F.A.O., (eds.) *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 1. Porto Alegre, Genesis, p.197-225.
- Correia, M.E.F.; Andrade, A.G.; Faria, S.M. (1997) Sucessão das comunidades de macroartrópodes edáficos em plantações de três leguminosas arbóreas. CDROM do Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 26. 1997, Rio de Janeiro, RJ.
- Correia, M.E.F.; Faria, S.M.; Campello, E.F.; Franco, A.A. (1995) Organização da comunidade de macroartrópodos edáficos em plantios de eucalipto e leguminosas arbóreas. *Anais do Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, 25. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. p. 442-444.

- Costa G.S.; Andrade, A.G. de; Faria, S.M. (1997) Aporte de nutrientes pela serapilheira de *Mimosa caesalpiinifolia* (sabiá com seis anos de idade. *Anais do Simpósio Recuperação de Áreas Degradadas – do Substrato ao Solo*, 3, Ouro Preto - MG, 1997. SOBRADE, UFV/DPS/DEF, p.344-349.
- Costa, C.C.A.; Souza, A.M.; Silva, N.F.; Camacho, R.G.V.; Dantas, I.M. (2007) Produção de serapilheira na Caatinga da Floresta Nacional do Açú-Rn. *Revista Brasileira de Biociências*, 5:246-248.
- Costa, G. S.; Franco, A.A.; Damasceno, R.N.; Faria, S.M.. (2004) Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 28:919-927.
- Costa, G.S. (2002) *Decomposição da serapilheira em florestas plantadas e fragmentos da Mata Atlântica na região Norte fluminense*. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Campos dos Goytacazes - RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, 113p.
- Costa, G.S; Gama-Rodrigues, A.C.; Cunha, G.M. (2005) Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no Norte Fluminense. *Revista Árvore*, 29:563-570.
- Costa, P. (2002) *Fauna do solo em plantios experimentais de Eucalyptus grandis Maiden, Pseudosamanea guachapele Dugand e Acacia mangium Willd.* Tese (Mestrado em Agronomia Ciência do Solo) – Seropédica –RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ, 93p.
- Costa, P. (2004) Fauna edáfica e sua atuação em processos do solo. Boa Vista: Embrapa Roraima, 32 p. (*Série Documentos*, 2)
- Coutinho, M.P.; Carneiro, J.G.A.; Barroso, D.G.; Rodrigues, L.A.; Siqueira, J. (2006) Substrato de cavas de extração de argila enriquecido com subprodutos agroindustriais e urbanos para produção de mudas de sesbânia. *Revista Árvore*, 30:147-153.
- Cuenca, G.; Andrade, Z.; Escalante, G. (1998) Diversity of Glomalean spores from natural, disturbed and revegetated communities growing on nutrient-poor tropical soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 30:711-719.
- Cunha, G.C.; Grendene, L.A.; Durlo, M.A.; Bressan, D.A. (1993) Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. *Ciência Florestal*, 3:35-64.
- Cunha, T.J.F.; Madari, B.E.; Benites, V.M.; Canellas, L.P.; Novotny, E.H.; Moutta, R.O.; Trompowsky, P.M.; Santos, G.A. (2007) Fracionamento químico da matéria orgânica e características de ácidos húmicos de solos com horizonte a antrópico da amazônia (Terra Preta). *Acta Amazonica*. 37:91-98.
- D' Antonio, C.; Meyerson, L. A. (2002) Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. *Restoration Ecology*, 10:703–713

- Dauger, J.; Purtauf, T., Allspach, A.; Frich, J.; Voigtländer, K.; Wolters, V. (2005) Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. *Global Ecology and Biogeography*, 14:213-221.
- Davies, R.I.; Coulson, C.B.; Lewis, D.A. (1964) Polyphenols in plant, humus, and soil. IV. Factors leading to increase in synthesis of polyphenol in leaves and their relationship to mull and mor formation. *Journal of Soil Science*, 15:310-318.
- DeBell, D.S.; Cole, T.C.; Whitesell, C.D. (1997) Growth, development and yield of pure and mixed stands of Eucalyptus and Albizia. *Forest Science*, 43:286-298.
- DeBell, D.S.; Whitesell, C.D.; Chubert, T.H. (1985) Mixed plantations of Eucalyptus and leguminous trees enhance biomass production. Berkeley, USDA, Pacific Southwest. *Forest and Range Experiment Station*. 6p. (Res. Paper PSW, 175).
- Decäens, T.; Dutoit, T.; Alard, D.; Lavelle, P. (1998) Factors influencing soil macrofaunal communities in post-pastoral successions of western France. *Applied Soil Ecology*, 9:361-367.
- Del Moral, R.; Muller, C.H. (1970) The allelopathic effects of *Eucalyptus camaldulensis*. *American Midland Naturalist*, 83:160-200.
- Della Bruna, E.; Borges, A.C.; Fernandes, B.; Barros, N.F.; Muchovej, R.M.C. (1991) Atividade da microbiota de solos adicionados de serapilheira de eucalipto e de nutrientes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 15:15-20.
- Dias, L. E.; Franco, A. A.; Campelo, E. F. C. (1994) *Dinâmica da matéria orgânica e de nutrientes em solo degradado pela extração de bauxita e cultivado com Eucalyptus pellita e Acacia mangium*. p. 515-525. In: M. Balensiefer; A. J. de Araújo & N. C. Rosot (eds.). Anais Simpósio Sul-Americano I e Simpósio Nacional II de Recuperação de Áreas Degradadas. FUPEF, Curitiba.
- Dias, L. E.; Griffith, J. J. (1998) *Conceituação e caracterização de áreas degradadas*. In: Dias, L. E.; Mello, J. W. V. (Eds.) *Recuperação de Áreas Degradadas*. Viçosa: UFV, Departamento de solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. p.1-8.
- Dias, P.F. (2007) *Importância da arborização de pastagens com leguminosas fixadoras de nitrogênio*. Tese (Doutorado em Fitotecnia)- Seropédica- RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro -UFRRJ. 128p.
- Dias, P.F.; Souto, S.M.; Corrêia, M.E.F.; Rodrigues, K.M.; Franco, A.A. (2007) Efeito de leguminosas arbóreas sobre a macrofauna do solo em pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 37:38-44.
- Dindal, D.L. (1990) *Soil biology guide*. New York, John Wiley, 1349p.

- Doran, J.W.; Parkin, T.B. (1994) *Defining and assessing soil quality*. In: Doran, J.W.; Coleman, D.C.; Bezdicek, D.F.; Stewart, B.A. (eds). *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSAJ, Madison, (Publication Number 35), p.3-22.
- Dossa, D.; Silva, H.D.; Bellote, A.F.J.; Rodigheri, H.R. (2002) Produção e rentabilidade do eucalipto em empresas florestais. Embrapa Florestas, Colombo, PR. (*Comunicado técnico 83*)
- Drew, M. C. (1991) Oxygen deficiency in the root environment and plant mineral nutrition. In: Jackson, M. B.; Davis, D. D.; Lambers, H. (eds.). *Plant life under oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry*. The Hague: SPB Academic, p. 303-316.
- Drew, M. C. (1997) Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 48: 223-250.
- Driver, J.D.; Holben, W.E.; Rillig, M.C. (2005) Characterization of glomalin as a hyphal wall component of arbuscular mycorrhizal fungi, *Soil Biology & Biochemistry*, 37:101–106.
- Egawa, H.; Tsutsui, O.; Tatsuyama, K., Hatta, T. (1977) Antifungal substances found in leaves of *Eucalyptus* species. *Experientia Basel*, Birkhaesuer, 33: 889-890.
- Embrapa. (1997) *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro: CNPS/EMBRAPA. 212p.
- FAO. (1984). *Land evaluation for forestry*. Rome: FAO, (FAO Forestry Paper, 48).
- Fao. (1992) Mixed and pure forest plantations in the tropics and subtropics. FAO Forestry paper 103 (based on the work of T. J. Wormald). FAO forestry paper 103, Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO of the UN, Rome, Italy.
- Faria, S.M., Chada, S.S. (2007) Interação microrganismos e plantas na recuperação de áreas degradadas: <http://www.rc.unesp.br/xivbsbp/Mesa03MSMF.pdf>: em 27/10/2007.
- Feitosa, R.S.M.; Ribeiro, A. S. (2005) Mirmecofauna (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira de uma área de Floresta Atlântica no Parque Estadual da Cantareira – São Paulo, Brasil. *Biotemas* 18:51-71.
- Fernandes, M. M. (2005) *Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes e nas características do solo em áreas da Floresta Nacional Mário Xavier, RJ*. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ, 62p.
- Fernandes, M.M.; Pereira, M.G.; Magalhães, L.M.S., Cruz, A.R.; Giácomo, R.G. (2006) Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta

- secundária, plantio de sabiá (*Mimosa caesalpiniiifolia* Benth.) e andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na Flona Mario Xavier, RJ. *Ciência Florestal*, 16:163-175.
- Fialho, J.F.; Borges, N.F.; Barros, N.F. (1991) Cobertura vegetal e as características químicas e físicas e atividade da microbiótica de um latossolo vermelho-amarelo distrófico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 15:21-28.
- Fisher, R.F. (1995) Amelioration of degraded Rain Forest soils by plantations of native trees. *Soil Science Society American Journal*. 59: 544-549.
- Fitter, A.M.; Moyersoen, B. (1996) Evolutionary trends in root-microbe symbioses. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 351:1367-1375.
- Focchi, S.S. Soglio, F.K.D.; Carrenho, R.; Souza, P.V.D.; Lovato, P.E. (2004) Fungos micorrízicos arbusculares em cultivos de citros sob manejo convencional e orgânico. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39:469-476.
- Fonseca, F. (1989) Os Efeitos da Mineração sobre o Meio Ambiente. In: Brasil Mineral, 7. p.74-80.
- Fontana, A.; Pereira, M.G.; Loss, A.; Cunha, T.J.F.; Salton, J.C. (2006) Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41:847-853.
- Fontana, A.; Pereira, M.G.; Nascimento, G.B.; Anjos, L.H.C.; Ebeling, A.G. (2001) Matéria orgânica em solos de tabuleiros na região Norte Fluminense-RJ. *Floresta & Ambiente*, 8;114-119.
- Fontana, A.; Pereira, M.G.; Silva, E.M.R. (2004) *Propriedades edáficas e fungos micorrízicos arbusculares como indicadores de qualidade em solos de Tabuleiro*. CD-ROM XXVI Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas; X Reunião Brasileira sobre Micorrizas; VII Simpósio Brasileiro de Microbiologia do Solo; V Reunião Brasileira de Biologia do Solo. 2004, Lages, SC.
- Forrester, D. I.; Bauhus, J.; Cowie, A. L. (2006a) Carbon allocation in a mixed-species plantation of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii* *Forest Ecology and Management*, 233:275-284.
- Forrester, D. I.; Bauhus, J.; Cowie, A.L. (2005) On the success and failure of mixed species tree plantations: lessons learned from a model system of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. *Forest Ecology and Management* 209:147-155.
- Forrester, D. I.; Bauhus, J.; Cowie, A.L.; Vanclay, J.K. (2006b) Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen fixing trees: a review. *Forest Ecology and Management*, 233:211-230.
- Forrester, D.I., Cowie, A.L., Bauhus, J., Wood, J.T., Forrester, R.I. (2006) Effects of changing the supply of nitrogen and phosphorus on growth and

- interactions between *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii* in a pot trial. *Plant and Soil*, 280:267-277.
- Forrester, D.I.; Bauhusa, J.; Khanna, P.K. (2004) Growth dynamics in a mixed-species plantation of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. *Forest Ecology and management*, 193:81–95
- Fortes, J.L.O. (2000) *Reabilitação de depósitos de rejeito do refino de bauxita com o uso de resíduos industriais e leguminosas arbóreas*. Tese (Doutorado em Agronomia Ciência do Solo) – Seropédica-RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ, 185p.
- Franco, A.A.; Balieiro, F.C. (1999) Fixação biológica de nitrogênio: uma alternativa aos fertilizantes nitrogenados. In: Siqueira, J.O.; Moreira, F.M.S.; Lopes, A.S.; Guilherme, L.R.G.; Faquin, V.; Furtini Neto, A.E.; Carvalho, J.G., (eds.) *Inter-relações fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas*. Lavras, p.577-596.
- Franco, A.A.; Dias, L.E.; Faria, S.M.; Campello, E.F.C.; Silva, E.M.R. (1995) Uso de leguminosas florestais noduladas e micorrizadas como agentes de recuperação e manutenção da vida do solo: um modelo tecnológico. In: ESTEVES, F., ed. *Oecologia Brasiliensis: estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas*. Rio de Janeiro. p.459-467.
- Franco, A.A.; Faria, S.M. (1997) The contribution of N<sub>2</sub>-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biology and Biochemistry*., 29:897-903.
- Franco, A.A.; Neves, M.C. (1992) Fatores limitantes a fixação biológica de nitrogênio. In: Cardoso, E.J.B.N. Cardoso, S.M. Tsai e Neves, M.C.P. (eds.). *Microbiologia do solo*. Campinas, sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 257-282p.
- Frank, I. L.; Furtado, S. C. (2001) *Sistemas silvipastoris: fundamentos e aplicabilidade*. Rio Branco: Embrapa Acre, 51, p. (Série Documentos, 74).
- Franke-Snyder, M.; Douds Jr, D.D.; Galvez, L.; Phillips, J.G.; Wagoner, P.; Drinkwater, L.; Morton, J.B. (2001) Diversity of communities of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi present in conventional versus low-input agricultural sites in eastern Pennsylvania, USA. *Applied Soil Ecology*, 16: 35–48
- Franklin, E.; Magnusson, W.E.;Lui, F.J. (2005) Relative effects of biotic and abiotic factors on the composition of soil invertebrate communities in an Amazonian savanna. *Applied Soil Ecology*. 29: 259–273.
- Froufe, L.C. M. (1999) *Decomposição de serapilheira e aporte de nutrientes em plantios puros e consorciados de Eucalyptus grandis Maiden, Pseudosamanea guachapele Dugand e Acacia mangium Willd*. Tese (Mestrado em Agronomia Ciência do Solo) – Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, 73p.

- Gadkar, V.; Rillig, M.C. (2006) Application of Phi29 DNA polymerase mediated whole genome amplification on single spores of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi *FEMS Microbiology Letters*, 242: 165 – 71.
- Gama-Rodrigues, A. C. Ciclagem de nutrientes em sistemas agroflorestais: funcionalidade e sustentabilidade: [HTTP://www.sbsaf.org.br/anais/2002/trabalhos/003.pdf](http://www.sbsaf.org.br/anais/2002/trabalhos/003.pdf) em 25/12/2008.
- Gama-Rodrigues, A.C.; Barros, N.F.; Mendonça, E.S. (1999) Alterações edáficas sob plantios puros e misto de espécies florestais nativas do Sudeste da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23:581-592.
- Gama-Rodrigues, E.F.; Gama-Rodrigues, A.C.; Barros, N.F. (1997) Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 21:361-365.
- Gama-Rodrigues, E.F.; Gama-Rodrigues, A.C.; Paulino, G. M.; Franco, A.A. (2008) Atributos químicos e microbianos de solos sob diferentes coberturas vegetais no norte do estado do rio de janeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:1521-1530.
- Garay, I. (1989) Relations entre l'hétérogénéité des litières et l'organisation des peuplements d'arthropodes édaphiques. Paris: École Normale Supérieure, (Publications du Laboratoire de Zoologie, n.35).
- Garay, I.; Kindel, A. (2001) Diversidade funcional em fragmentos de Floresta Atlântica. Valor indicador das formas de húmus florestais. In: Garay, I.; Dias, B., (orgs.) *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento*. Petrópolis, Vozes, p.350-368.
- Garay, I.; Kindel, A.; Carneiro, R.; Franco, A.A.; Barros, E.; Abbadie, L. (2003) Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27:705-712.
- Gardner, J. (2001) Reabilitación de minas para el mejor uso del terreno: la minería de bauxita em el bosque de jarrah de Australia Occidental. *Unasyuva*, Roma, v.52, p.3-8.
- Garg, V.K. (1997) Litter production and nutrient concentration under high density plantation in some fuelwood species grown on sodic soils. *Indian Forest*, 123: 1155-1160.
- Gerdermann, J. N.; Nicolson, T. H. (1963) Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological Society*, 46: 235-244.
- Gonçalves, J.L.M. (2008) Efeito do cultivo mínimo sobre a fertilidade do solo e ciclagem de nutrientes: [http://www.ipef.br/publicacoes/seminario\\_cultivo\\_minimo/cap05.pdf](http://www.ipef.br/publicacoes/seminario_cultivo_minimo/cap05.pdf) em 20/12/2008.

- González-Chavez, M.C.; Carrillo-Gonzalez, R.; Wright, S.F.; Nichols, K.A. (2004) The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. *Environmental Pollution*, 130: 317-323.
- Gould, A.B.; Hendrix, J.W.; Ferriss, R.S. (1996) Relationship of mycorrhizal activity to time following reclamation of surface mine land in western Kentucky - 1: Propagule and spore population densities. *Canadian Journal of Botany*, 74: 247-261.
- Greenland, D.J. (1965) Interaction between clays and organic compounds in soils. 2. Adsorption of soil organic compounds and its effect on soil properties. *Soil and Fertilizers*, 28:232-251.
- Guadarrama, P.; Álvarez-Sánchez, F.J. (1999) Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain forest, Veracruz, Mexico. *Mycorrhiza*, 8: 267-270.
- Halvorson, JJ; Gonzalez, JM. (2008) Tannic acid reduces recovery of water-soluble carbon and nitrogen from soil and affects the composition of Bradford-reactive soil protein. *Soil Biology & Biochemistry*. 40:186-197.
- Hart, M.M.; Reader, R.J.; Klironomos, J.N. (2001) Life-history strategies of arbuscular mycorrhizal fungi in relation to their successional dynamics. *Mycologia*, 93:1186-1194.
- Hassink, J.; Whitmore, A.P. (1997) A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 6:131-139.
- He, X.H.; Critchley, C.; Bledsoe, C. (2003) Nitrogen transfer within and between plants through common mycorrhizal networks (CMNs). *Critical Reviews in Plant Science*, 22:531-567.
- Heal, O.W.; Anderson J.M.; Swift, M.J. (1997) Plant litter quality and decomposition: an historical overview. P 3-30. In: Cadish, G.; Giller, K.E. (Eds.). *Driven by Nature: plant litter quality and decomposition*. Walingford: CAB International, 409 p.
- Higa, R. C. V.; Mora, A. L.; Higa, A. R. (2000) *Plantio de eucalipto na pequena propriedade rural*. Colombo: Embrapa Florestas, 31p. (Embrapa Florestas. Documentos, n.54).
- Hunt, M. A.; Battaglia, M.; Davidson, N. J.; Unwin, G. (2006) Competition between plantation *Eucalyptus nitens* and *Acacia dealbata* weeds in north-eastern Tasmania. *Forest Ecology and Management*, 233:260-274.
- Hunt, M.A.; Unwin, G.L.; Beadle, C.L. (1999) Effects of naturally regenerated *Acacia dealbata* on the productivity of a *Eucalyptus nitens* plantation in Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management*, 117:75–85.

- IBAMA (1990). *Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração*. Brasília, IBAMA, 96p.
- Jackson, M.L. (1965) *Soil chemical analysis*. New Jersey: Prentice Hall, 498p.
- James, R.; Del Lungo, A. (2005) The potential for fast-growing commercial forest plantations to supply high value roundwood. Planted Forests and Trees Working Papers, Working Paper 33. Forest Resources Development Service, Forest Resources Division. FAO, Rome, Rome, Italy.
- Johnson, D. L.; Ambrose, S. H.; Basset, J. J.; Bowen, M. L. Crummey, D. E.; Isaacson, J. S.; Johnson, D. N.; Lamb, P.; Saul, M.; Winter-Nelson, A. E. (1997) Meanings of environmental terms. *Journal of Environmental Quality*, 26: 581-589.
- Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E. (1997) Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, 61:4-10.
- Kelty, M.J. (2006) The role of species mixtures in plantation forestry. *Forestry Ecology and Management*, 233:195–204.
- Khönig, F.G.; Scumacher, M.V.; Brun, E.J.; Seling, I. (2002) Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no Município de Santa Maria-RS. *Revista Árvore*, 26:429-435.
- Kierman, J. M.; Hendrix, J. W.; Maronek, D. M. (1983) Endomycorrhizal fungi occurring on orphan strip mines in Kentucky. *Canadian Journal of Botany*, 61: 1798-1803.
- Kobiyama, M.; Minella, J.P.G.; Fabris, R. (2001) Áreas degradadas e sua recuperação. *Informe Agropecuário*, 22: 10-17.
- Koske, R. E.; Gemma, J. N. (1997) Mycorrhizae and succession in plantings of beachgrass in sand dunes. *American Journal of Botany*, 84:118-130.
- Kramer, R. J.; Koslowski, T. T. (1960) *Fisiologia das árvores*. Trad. de Antonio M.A. Magalhães. Lisboa: Fundação Kalouste Gouldbenkian, 745 p.
- Laclau, J.P.; Bouillet, J.P.; Gonçalves, J.L.M.; Silva, E.V.; Jourdan, C.; Cunha, M.C.S.; Moreira, M.R.; Saint-André, L.; Maquère, V. Nouvellon, Y.; Ranger, J. (2008) Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil. 1. Growth dynamics and aboveground net primary production. *Forest Ecology and Management*, 255:3905-3917.
- Lamônica, K.R.; Barroso, D.G.; Rodrigues, L.A.; Mendonça, A.V.R.; Freitas, M.D.S. (2007) Desempenho serapilheira e vegetação espontânea, em plantios puros e consorciados de eucalipto em cavas de extração de argila: <http://www.iufro.org/uploads/media/t3-lamonica-kelly-et-al.doc>. em 15/03/2007.

- Larson, W.E.; Pierce, F.J. (1991) Conservation and enhancement of soil quality. In: *Evaluation on for Sustainable Land Management in the Developing World*. Vol. 2 ISBRAM. Proc. 12(2) Int. Board for Soil Res. And Management. Bangkok, Tailândia-1991.
- Lavelle, P.; Spain, A.V. (2001) *Soil ecology*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 654p.
- Leal, P.L.; Martins, M.A.; Rodrigues, L.A.; Schiavo, J.A. (2005) Crescimento de mudas micropropagadas de bananeira micorrizadas em diferentes recipientes. *Revista Brasileira Fruticultura*, 27:84-87.
- Leitão, M.R.S.M.M. (1997) *Fixação Biológica do Nitrogênio por espécies arbóreas*. In: Vargas, M.A.T.; Hungria, M., ed. *Biologia dos solos dos Cerrados*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC. 524p.
- Leitão-Filho, H.F. (1982) *Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo*. *Silvicultura em São Paulo* 16A:197-206.
- Leite, F.P. (2001) *Relações nutricionais e alterações de características químicas de solo da Região do Vale do Rio Doce pelo cultivo do eucalipto*. Tese (Doutorado) – Viçosa - MG, Universidade Federal de Viçosa – UFV, 72p.
- Leite, L. F. C.; Mendonça, E. S. ; Neves, J. C. L.; Machado, P. L. O. A.; Galvão, J. C. C. (2003) Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27:821-832.
- Leles, P.S.S., Reis, G.G.; Reis, M.G.F.; Morais, E.J. (2001) Crescimento, produção e alocação de matéria seca de *Eucalyptus camaldulensis* e *E. pellita* sob diferentes espaçamentos na região de Cerrado, MG. *Scientia Forestalis*, 59:77-87.
- Lima, J.S.; Santo, A.A.E.; Gomes, S.S.; Aguiar, A.C.; Salles, P.A.; Carvalho, G. C. (2002) Biossistemas na Avaliação do Efeito de Biossólido na Recuperação de Áreas Impactadas – *Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vitória – ES.
- Lima, W.P. (1987) *O reflorestamento com eucalipto e seus impactos ambientais*. São Paulo, Artpress. 114p.
- Lima, W.P. (1993) *Impacto Ambiental do Eucalipto*. 2ed. São Paulo. Editora da Universidade de São Paulo. 301p.
- Linden, D.R.; Hendrix, P.F.; Coleman, D.C.; Van Vliet, P.C.J. (1994) Faunal Indicators of Soil Quality. In: Doran, J.W.; Coleman, D.C.; Bezdicek, D.F.; Stewart, B. A.. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Wincosin: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. (SSSA Special Publication n. 35). p. 91-106.

- Lins, E.L. (2006) *Efeito do cobre sobre fungos micorrizicos e trevo vermelho (Trifolium pratense L.)*. Tese (Doutorado) – Recife – PB, Universidade Federal de Pernambuco -UFP.
- Lodge, D. J.; Cantrell, S. (1995) Fungal communities in wet tropical forests: variation in time and space. *Canadian Journal of Botany* (suppl.) 73:1391-1398.
- Longo R.M.; Espíndola, C.R. (2000) C-orgânico, N-total e substâncias húmicas sob influência da introdução de pastagens (*Brachiaria* sp.) em áreas de cerrado e floresta amazônica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24:723-729.
- Longo, J.V. (1982) *Fracionamento e caracterização de substâncias húmicas em materiais de solos*. Tese (Mestrado) – Viçosa, Universidade Federal de Viçosa - UFV. 66p.
- Lott, C.P.M.; Bessa, G.D.B.; Vilela, O. (2004) Reabilitação de áreas e fechamento de minas. *Brasil Mineral* - Edição especial Mineração e Meio Ambiente – n. 228 – junho.
- Louzada, M.A.P.; Curvello, A.; Barbosa, J.H.C.; Garay, I. (1997) O aporte de matéria orgânica ao solo: quantificação, fenologia e suas relações com a composição específica em área de floresta Atlântica de Tabuleiros. *Leandra*, 12:27-32.
- Lovelock, C.E.; Wright, S.F.; Nichols, K.A. (2004) Using glomalin as an indicator for arbuscular mycorrhizal hyphal growth: an example from a tropical rain forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 1009-1012.
- Lundgren, B. (1978) Soil conditions and nutrient cycling under natural and plantation forests in Tanzanian Highlands. *Reports in Forest Ecology and Forest Soils*, 31: 1-426.
- Lutgen, E.R.; Muir-Clairmont, D.; Grahan, J.; Rillig, M.C. (2003) Seasonality of arbuscular mycorrhizal hyphae and glomalin in a western Montana grassland. *Plant and Soil*, 257:71-83.
- Mafra, Á.L.; Guedes, S. F.F.; Filho, O.K.; Santos, J.C.P.; Almeida, J. A.; Rosa, J. D. (2008) Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais. *Revista Árvore*, 32:217-224.
- Magdoff, F. (2002) Qualidade e manejo do solo. In: ALTIERI, M. (ed.) *Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável*. Guaíba: Agropecuária, p.519-542.
- Mangrich, A.S. (2001) Estruturas químicas de substâncias húmicas: estratégias de pesquisa. *Anais do Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas*, 4. Viçosa: Ed. da UFV, 289p.

- Marchiori Júnior, M.; Melo, W.J. (2000) Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 35:1177-1182.
- Marinho, N.F.; Caproni, A.L.; Franco, A.A.; Berbara, R.L.L. (2004) Respostas de *Acacia mangium* Willd e *Sclerolobium paniculatum* Vogel a fungos micorrízicos arbusculares nativos provenientes de áreas degradadas pela mineração de bauxita na Amazônia. *Acta Botanica Brasilica* 18: 141-149.
- Marques, T.C.L.L.S.M.; Moreira, F.M.S.; Siqueira, J.O. (2002) Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 35:121-132.
- May, B. M.; Attiwill, P., M. (2003) Nitrogen-fixation by *Acacia dealbata* and changes in soil 25 properties 5 years after mechanical disturbance or slash-burning following timber harvest. *Forestry Ecology and Management*, 181: 339-355.
- Medhurst, J. L.; Pinkard, E. A.; Beadle, C. L.; Worledge, D. (2003) Growth and stem form responses of plantation-grown *Acacia melanoxylon* (R. Br.) to form pruning and nurse-crop thinning. *Forestry Ecology and Management*, 179: 183-193.
- Mehrotra, V. S. (1998) Arbuscular mycorrhizal associations of plants colonizing coal mine spoil in India. *Journal of Agricultural Science*, 130:125-133.
- Mello, A.H. (2008) Organismos indicadores da qualidade do solo, nas áreas de pasto e roça no projeto de assentamento agroextrativista praialta piranheira – nova ipixuna – PA: [http://www.ufpa.br/ascom/banco\\_de\\_pautas/Ciencias\\_Agrarias/CAMPUS\\_MARABA\\_INDICADORES\\_QUALIDADE\\_DO\\_SOLO\\_NOVA\\_IPIXUNA\\_Resumo\\_Contatos.pdf](http://www.ufpa.br/ascom/banco_de_pautas/Ciencias_Agrarias/CAMPUS_MARABA_INDICADORES_QUALIDADE_DO_SOLO_NOVA_IPIXUNA_Resumo_Contatos.pdf) em 06/12/2008.
- Melloni, R.; Moreira, F.M.S.; Nóbrega, R.S.A.; Siqueira, J.O. (2006) Eficiência e diversidade fenotípica de bactérias diazotróficas que nodulam caupi [*Vigna unguiculata* (L.) walp] e feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) em solos de mineração de bauxita em reabilitação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30:235-246.
- Melloni, R.; Nóbrega, R.S.A.; Moreira, F.M.S.; Siqueira, J.O. (2004) Densidade e diversidade fenotípica de bactérias diazotróficas endofíticas em solos de mineração de bauxita, em reabilitação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28:85-93.
- Melloni, R.; Siqueira, J.O.; Moreira, F.M.S. (2003) Fungos micorrízicos arbusculares em solos de áreas de mineração de bauxita em reabilitação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38:267-276,
- Melo, A. M. Y.; Maia, L. C.; Morgado, L. B. (1997) FMAs em bananeiras cultivadas no vale do submédio São Francisco. *Acta Botanica Brasilica*, 11:115-121.

- Melo, L.A.S.; Ligo, M.A.V. (1999) Amostragem de solo e uso de "litterbags" na avaliação populacional de microartrópodos edáficos. *Scientia Agricola*, 56:523-528.
- Melo, V.A.; Griffith, J.J.; Júnior, P.D.M.; Silva, E.; Souza, A.L.; Guedes, M.C. (2000) Efeito dos poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. *Revista Árvore*, 24:235-240.
- Mendes, F.G.; Melloni, E.G.P.; Melloni, R. (2006) Aplicação de atributos físicos do solo no estudo da qualidade de áreas impactadas, em Itajubá -MG. *Cerne*, 12: 211- 220.
- Mendes Filho, P.F. (2004) *Potencial de reabilitação do solo de uma área degradada, através da revegetação e do manejo microbiano*. Tese (Doutorado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) – São Paulo, Universidade de São Paulo – USP, 89p.
- Mendonça, A.V.R. (2006) *Reabilitação de cavas de extração de argila e tolerância de espécies florestais a salinidade*. Tese (Doutorado em Produção Vegetal)- Campos dos Goytacazes- RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro -UENF. 120p.
- Mergulhão, A.C.E.S. (2006) Aspectos ecológicos e moleculares de fungos micorrízicos arbusculares. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Pernambuco, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, 152p.
- Miklós, A. A. W. (1998) Papel de Cupins e Formigas na Organização e na Dinâmica da Cobertura Pedológica *In: Fontes, L.R.; Berti Filho, E. (eds.) Cupins: o Desafio do Conhecimento*. Anais do II Simpósio de Tecnologia dos Países do Mercosul, Piracicaba, FEALQ, p.227-221.
- Mishra, A.; Sharma, S.D.; Khan, G.H. (2003) Improvement in physical and chemical properties of sodic soil by 3, 6 and 9 years old plantations of *Eucalyptus tereticornis*: Biorejuvenation of sodic soil. *Forest Ecology and Management*, 184:115-124.
- Moço, M.K.; Gama-Rodrigues, E.F.; Gama-Rodrigues, A.C.; Correia, M.E.F. (2005) Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29:555-564.
- Moço, M.K.S. (2006) Fauna do solo em diferentes agrossistemas de cacau no Sul da Bahia. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Campos dos Goytacazes – RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, 74p.
- Montagnini, F. (2000) Accumulation in above-ground biomass and soil storage of mineral nutrients in pure and mixed plantations in a humid tropical lowland. *Foresty Ecology and Management*, 134: 257–270.

- Montagnini, F.; Jordan, C. F. (2002) Reciclaje de nutrientes. *In: Guariguata, M. R.; Kattan, G. H. (eds.). Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago:Ediciones LUR. p. 167-191.
- Moraes, L.F.D.; Campello, E.F.C.; Pereira, M.G.; Loss, A. (2008) Características do solo na restauração de áreas degradadas na reserva biológica de Poço das Antas, RJ. *Ciência Florestal*, 18:193-206.
- Moreira, F.M.S.; Siqueira, J.O. (2002) *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras, Universidade Federal de Lavras. 625p.
- Moreira, A. Fertilidade, material orgânico e substâncias húmicas em solos antropogênicos da Amazônia Ocidental. *Bragantia*, 66: 307-315.
- Morellato, L. P.C. (1992) Nutrient cycling in two south-east Brazilian forests. I. litter-fall and litter standing crop. *Journal of Tropical Ecology*, 8:205-215.
- Munyanziz, E.; Kehri, H.K.; Bagyaraj, D.J. (1997) Agricultural intensification, soil biodiversity and agro-ecosystem function in the tropics: the role of mycorrhizae in Mendes Filho, P.F. Potencial de reabilitação do solo de uma área degradada, através da revegetação e do manejo microbiano. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de plantas) – São Paulo – SP, Universidade de São Paulo – ESALQ – 89p.
- Mussury, R.M.; Scalon, S.P.Q.; Silva, S.V.S. Soligo, V.R. (2002) Study of Acari and Collembola Populations in Four Cultivation Systems in Dourados. *Brazilian Archives of Biology And Technology*, 45: 257-264.
- National Research Council. (1983) *Mangium and other fast-growing acacias for the humid tropics*. Washington, D.C.: National Academy of Sciences-National Research Council, 62 p.
- Neves, E.J.M.; Martins, E.G.; Reissmann, C.B. (2001) Deposição de serapilheira e de nutrientes de duas espécies da Amazônia. *Boletim de Pesquisa Florestal*, 43:47-60.
- Nichols K.A.; Wright S.F. (2005) Comparison of glomalin and humic acid in eight native US soils. *Soil Science* 170:985–997.
- Nitrogen Fixing Tree Association. (1987) *Acacia mangium - a fast growing tree for the humid tropics*. Morrilton: NFT Highlight, 2p.
- Noffs, P. S.; Galli, L. F.; Gonçalves, J. C. (2000) Teoria e prática em recuperação de áreas degradadas: plantando a semente de um mundo melhor: [http://www.ibot.sp.gov.br/curso\\_rad/apostila\\_final](http://www.ibot.sp.gov.br/curso_rad/apostila_final). em 22/11/2006.
- Novais, R.F.; Barros, N.F.; Neves, J.C.L. (1990) Nutrição mineral do eucalipto. p.25-98. *In: Barros, N.F.; Novais, R.F., (eds.) Relação solo-eucalipto*. Viçosa, MG, Folha de Viçosa, p.25-98.
- Novais, R.F.; Smyth, T.J. (1999) *Fósforo em solo e planta em condições tropicais*. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa. 399p.

- Nunes, L.A.P.L.; Araújo Filho, J.A.; Menezes, R.I.Q. (2008) Recolonização da fauna edáfica em áreas de Caatinga submetidas a queimadas. *Caatinga* 21: 214-220.
- Oades, J.M. (1988) The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5:35-70.
- Odum, E. P. (1988) *Ecologia*. Rio de Janeiro, Guanabara. 434p.
- Oldeman, L.R. (1994) The global extent of soil degradation. In: GREENLAND, D. J. & SZABOCLS, I (Eds.) *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. Cab International, Wallingford, p. 99-118.
- Oldeman, L.R.; van Lynden, G.W.J. (1998) Revisiting the GLASOD methodology. In: Lal, R.; Blum, W.H.; Valentine, C.; Stewart, B.A. (Ed.). *Methods of assessment of soil degradation*. New York: CRC Press, p.3-33.
- Oliveira, A.C.; Bertolucci, F.L.G.; Andrade, H.B. (1990) Avaliação do Eucalyptus camaldulensis nas condições edafoclimáticas do nordeste de Minas Gerais. *Anais do 6º Congresso Florestal Brasileiro*, Campos do Jordão – SP. v. 3. p.474-486.
- Oliveira, D.M.F.; Dias, L.E.; Franco, A.A.; Campello, E.F.C.; Faria, S.M. (2000) Estudo da contribuição da cobertura vegetal sobre a recuperação de solo degradado pela extração de bauxita em Porto Trombetas – PA. CD-ROM dos Anais do IV Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, Blumenau, SC.
- Oliveira, R.R.; Lacerda, L. D. (1993) Produção e composição química da serapilheira na floresta da Tijuca (RJ). *Revista Brasileira de Botânica*, 16: 93-99.
- Orlov, D. S. (1998) Organic substances of Russian soils. *Eurasian Soil Science*, 31: 946-953.
- Palm, C.A.; Gachenko, C.N.; Delve, R.J.; Cadisch, G.; Giller, K.E. (2001) Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of organic resource database. *Agriculture Ecosystems Environmental*, 83:27-42.
- Pankhurst, C.E.; Lynch, J.M. (1994) The role of the soil biota in sustainable agriculture. In: Pankhurst, C.E.; Doude, B.M.; Gupt, V.V.S.R.; Grace, P.R. (ed.) *Soil biota: Management in sustainable farming systems*. Camberra: CSIRO, 262p.
- Parr, C.L.; Andersen, A.N.; Chastagnol, A.; Duffaud, C. (2007) Savanna fires increase rates and distances of seed dispersal by ants. *Oecologia*, 151:33-41.
- Parrotta, J.A. (1999) Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*,

- and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Foresty Ecology and Management*, 124: 45–77.
- Passos, R.R.; Ruiz, H.A.; Mendonça, E.S.; Cantarutti, R.B.; Souza, A.P. (2008) Substâncias húmicas, atividade microbiana e carbono orgânico lábil em agregados de um latossolo vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31:1119-1129,
- Paula, MA.; Siqueira, J.O. (1987) Efeitos da umidade do solo sobre a simbiose endomicorrízica em soja. I. Colonização radicular, esporulação e acúmulo de nitrogênio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, 11: 283-287
- Paulino, G.M. (2003) *Cobertura florestal e qualidade de solo em terras degradadas no Norte Fluminense*. Tese (Mestrado em Produção Vegetal) – Campos dos Goytacazes – RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense, 67p.
- Paulsson, M. A.; Svensson, U.; Kishore, A. R.; Naidu, A. S. (1993) Thermal behavior of bovine lactoferrin in water and its relation to bacterial interaction and antibacterial activity. *Journal Dairy Science*. 76:3711-3720.
- Paulucio, V.O. (2007) *Qualidade química e biológica de área degradada pela extração de argila, revegetada com eucalipto e leguminosas inoculados com micorrizas*. Tese (Doutorado em Produção Vegetal)- Campos dos Goytacazes- RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF. 106p.
- Pellens, R.A. (1996) *A comunidade de macroartópodos edáficos de plantações de Acacia mangium Wild (Leguminosae), Eucalyptus grandis Hill ex Maid (Myrtaceae), coffea robusta Linden (Rubiaceae) e da floresta primária, na Região dos Tabuleiros Terciários em Linhares, E.S.*, Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ. 85p.
- Pezzatto, A.W.; Wisniewski, C. (2006) Produção de serapilheira em diferentes seres sucessionais da floresta estacional semidecidual no Oeste do Paraná. *Floresta* 36: 11-31
- Pfleger, F. L.; Stewart, E. L.; Noyd, R. K. (1994) Role of VAM fungi in mine land revegetation. *In: Pfeleger, F. L.; Lingerman, R. G. Micorrizae and plant health*, St, Paul: APS Press, p.47-82.
- Picone, C. (2000) Diversity and abundance of arbuscularmycorrhizal fungus spores in tropical forest and pasture. *Biotropica*, 32:734-750.
- Pinheiro, E. F. M.; Pereira, M. G.; Anjos, L. H. C.; Palmieri, F.; Souza, R.C. (2003) Matéria orgânica em Latossolo Vermelho submetido a diferentes sistemas de manejo e cobertura do solo. *Revista Brasileira de Agrociência*, 9: 53-56.
- Poggiani, F.; Schumacher, M.V. (2000) Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. *In: Gonçalves, J.L.M.; Benedetti, V. (Ed.). Nutrição e fertilização florestal*. Piracicaba: IPEF. p. 287-308.

- Poggiani, F.; Zamberlan, E.; Monteiro JR., E.; Gava, I.C. (1987) Quantificação da deposição de folheto em talhões experimentais de *Pinus taeda*, *Eucalyptus viminalis* e *Mimosa scabrella* plantados em uma área degradada pela mineração de xisto betuminoso. *IPEF*, 37:21-29.
- Pott, A.; Pott, V. (1994) *Plantas do pantanal*. Brasília: EMBRAPA-SPL. 320p.
- Primavesi, A. (1990) *Manejo ecológico do solo: Agricultura em regiões tropicais*. 9ª ed. São Paulo: Nobel. p.142-154.
- Proctor, J. (1983) Tropical forest litterfall. I. Problems of data comparison. In: Sutton, S. L.; Whitmore, T. C.; Chadwick (Ed.). *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, v. 2, p. 267-273.
- Purin, S. (2005) *Fungos micorrízicos arbusculares: atividade, diversidade e aspectos funcionais em sistemas de produção de maçã*. Tese (Mestrado em Ciências do Solo) – Santa Catarina, Universidade do Estado de Santa Catarina - UESC.
- Purin, S; Rillig, M.C. (2007) The arbuscular mycorrhizal fungal protein glomalin: Limitations, progress, and a new hypothesis for its function. *Pedobiologia*, 51: 123—130.
- Raij, B. (1991) *Fertilidade do solo e adubação*. Piracicaba, Ceres, Potafos, 343p.
- Raman, N.; Nagarajan, N.; Gopinathan, S.; Sambandan, K. (1993) Mycorrhizal status of plant species colonizing a magnesite mine spoil in India. *Biology and Fertility of Soils*, 16:76-78.
- Ramos, I. S.; Alexandre, J.; Alves, M. G.; Barroso, J. A.; Teixeira, L. S.; Correa, F. P. (2003) Dimensionamento da indústria cerâmica em Campos dos Goytacazes–RJ. CD-ROM dos Anais do Congresso Brasileiro de Cerâmica, 47, João Pessoa-PB.
- Rawat, J.S.; Banerjee, S.P. (1998) The influence of salinity on growth, biomass production and photosynthesis of *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. and *Dalbergia sissoo* Roxb. Seedlings. *Plant and soil*, 205: 163-169.
- Reddy, A.N.Y.; Sugur, G.U. (1992) Fast growing species and sustainability (productivity and site dynamics of tree fast-growing species. In: Calder, J.R., Hall, R.L., Adlard, P.G. *Growth and water use of forest plantation*. (Eds). India, 1991 Proceedings...p.74-81.
- Reis, A.; Zamboin, R.M.; Nakazono, E.M. (1999) Recuperação de áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. *Caderno n. 14*. São Paulo. 42p.
- Reis, L.L. (2006) *Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA)*. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do Solo) – Seropédica - RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ.

- Resh, S.C.; Binkley, D.; Parrotta, J.A. (2002) Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with *Eucalyptus* species. *Ecosystems*, 5:217–231.
- Rillig, M.C. (2004) Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation, *Canadian Journal of Soil Science*. 84:355–363.
- Rillig, M.C. Wright, S.F.; Eviner, V.T. (2002) The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species, *Plant and Soil*, 238:325–333.
- Rillig, M.C.; Field, C.B.; Allen, M.F. (1999) Soil biota responses to long-term atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment in two California annual grasslands. *Oecologia*, 119: 572–577.
- Rillig, M.C.; Maestre, F.T.; Lamit, L.J. (2003a) Microsite differences in fungal hyphal length, glomalin, and soil aggregate stability in semiarid Mediterranean steppes, *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 1257–1260.
- Rillig, M.C.; Ramsey, Morris, P.W. S.; Paul, E.A. (2003b) Glomalin, an arbuscular-mycorrhizal fungal soil protein, responds to land-use change, *Plant and Soil*, 253: 293–299.
- Rillig, M.C.; Steinberg, P.D. (2002) Glomalin production by an arbuscular mycorrhizal fungus: a mechanism of habitat modification? *Soil Biology & Biochemistry*, 34:1371–1374.
- Rillig, M.C.; Wright, S.F.; Allen, M.F.; Field, C.B. (1999) Rise in carbon dioxide changes soil structure. *Nature* 400: 628.
- Rillig, M.C.; Wright, S.F.; Nichols, K.A.; Schmidt, W.F.; Torn, M.S. (2001) Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. *Plant and Soil*, 233:167–177.
- Rodrigues, L.A.; Martins, M.A.; Salomão, M.S.M.B. (2003) Uso de micorrizas e rizóbio em cultivo consorciado de eucalipto e sebania. I – Crescimento, absorção e transferência de nitrogênio entre plantas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27:583-591.
- Rogge, G.D.; Pimenta, J.A.; Bianchini, E.; Medri, M.E.; Colli, S.; Alves, L.M.T. (1998) Metabolismo respiratório de raízes de espécies arbóreas tropicais submetidas à inundação. *Revista Brasileira de Botânica*, 21.
- Rosales, A.M.; Valdéz, M. (1996) Arbuscular mycorrhizal colonization of lime in different agroecosystems on the dry tropics. *Mycorrhiza*, 6:105-109.
- Rosier, C.L.; Hoye, A.T.; Rillig, M.C. (2006) Glomalin-related soil protein: assessment of current detection and quantification tools, *Soil Biology & Biochemistry*, 38:2205–221.

- Rovedder, A.P.; Antonioli, Z.I.; Spagnollo E.; Venturini, S.F. (2004) Fauna edáfica em solo suscetível à arenização na região sudeste do Rio Grande de Sul. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 3:87-96.
- Rovedder, A.P.; Venturini, S. Spagnollo, E.; Antonioli, Z. I. (2008) Colêmbolos como indicadores biológicos em solos areníticos da região sudoeste do rio grande do sul: <http://www.cemac-ufla.com.br/trabalhospdf/trabalhos%20voluntarios/protoc%2069.pdf>. em 15/10/2008.
- Rovedder, A.P.M. (2007) *Potencial do Lupinus albescens Hook & Arn. Para recuperação de solos arenizados do Bioma Pampa*. Tese (Doutorado em Biodinâmica e Manejo do Solo) - Santa Maria – RS, Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, 126p.
- Rusek, J. (1998) Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1207-1219.
- Samôr, O.J.M. (1999) *Comportamento de mudas de Sesbania virgata e Anadenanthera macrocarpa, produzidas em recipientes e substratos, destinadas à recuperação de áreas degradadas pela extração de argila*. Tese (Mestrado em Produção Vegetal) - Campos de Goytacazes - RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF.
- Sanginga, N.; Swift, M. J. (1992) Nutritional effects of Eucalyptus litter on the growth of maize (*Zea mays*). *Agriculture Ecosystems Environmental* , 41:55-65.
- Santana, D.P.; Bahia Filho, A.F.C. (1999) Indicadores da qualidade do solo, CDROM dos Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Brasília-DF.
- Santiago, A.R. (2005) *Eucalipto em plantios puros e consorciados com sesbania na reabilitação de cavas de extração de argila*. Tese (Mestrado em Produção Vegetal) – Campos dos Goytacazes – RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, 77p.
- Santos, D. R.; Moreira, F. M. S.; Siqueira, J. O. (1997) Fósforo, fungo micorrízico e rizóbio no crescimento, nodulação e fixação biológica do nitrogênio em *Sesbania virgata* (Cav.) e *Sesbania rostrata* (Bram). Anais do FERTBIO. Caxambu, p. 772.
- Santos, G.G.; Silveira, P.M.; Marchão, R.L.; Becquer, T.; Balbino, L.C. (2008) Macrofauna edáfica associada a plantas de cobertura em plantio direto em um Latossolo Vermelho do Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43:115-122.
- Santos, V. D. (1989) *Ciclagem de nutrientes minerais em mata tropical subcaducifolia dos planaltos do Paraná (Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo – Fênix/PR)*. (Tese Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – São Carlos – SP, Universidade Federal de São Carlos - UFSC, 387p.

- Sauter, K. D.; Kobiyama, M.; Ushiwata. (1996) Influência do lodo de esgoto doméstico e lodo de água sobre a mesofauna edáfica. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 39:745-750.
- Sauter, K. D. (1991) Insetos bioindicadores na recuperação de solos. *Revista Ciência Hoje*, 12: 20-21.
- Schenck, N.C.; Perez, Y. (1988) *A manual for identification of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi*. 2 ed., Gainesville, Florida, University of Florida, 241p.
- Schiavo, J.A. (2005) *Revegetação de áreas degradadas pela extração de argila, com espécies micorrizadas de Acacia mangium, sesbania virgata e Eucalyptus camaldulensis*. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Campos dos Goytacazes – RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, 117p.
- Schiavo, J.A.; Martins, M.A. (2002) *Revegetação de áreas degradadas pela extração de argila no município de Campos dos Goytacazes, com Acacia mangium Willd, colonizada com rizóbio e micorriza*. *Anais do Simpósio Brasileiro de Recuperação de áreas degradadas*, 5. Belo Horizonte, p. 448-450.
- Schindler, F.V., Mercerb, E.J., James, A. (2006) Rice chemical characteristics of glomalin-related soil protein (GRSP) extracted from soils of varying organic matter content. *Soil Biology and Biochemistry*, 39:320–329.
- Schumacher, M. V. (1992) *Aspectos da ciclagem de nutrientes e do microclima em talhões de Eucalyptus camaldulensis Dehnh., Eucalyptus grandis W. Hill ex Maiden e Eucalyptus torelliana F. Muell*. Tese (Mestrado em Engenharia Florestal) – Piracicaba – SP, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - ESALQ, 87p.
- Schumacher, M.V.; Brun, E.J.; Rodrigues, L.M.; Santos, E.M. (2003) Retorno de nutrientes via deposição de serrapilheira em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Árvore*, 27:791-798.
- Schumacher, M.V.; Brun, E.J.Ç; Hernandez, J.I.; König, F.G. (2004) Produção de serrapilheira em uma floresta de Araucária angustifolia (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. *Revista Árvore*, 28:29-37.
- Scolforo, J.R.S. (1997) *SISNAT – Sistema de manejo de florestas nativas*. Lavras: UFLA/FAEPE. 42 p.
- Seybold, C.A.; Herrick, J.E.; Bredja, J.J. (1998) Soil resilience: a fundamental component of soil quality. *Soil Science*, 164:224-233.
- Sieverding, E. (1991) *Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems*. Eschborn: ZTZ, 371p.

- Silva Júnior, M.C.; Scarano, F.R.; Cardel, F.S. (1995) Regeneration of na Atlantic Forest formation in the understory of a *Eucalyptus grandis* plantation in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 11:147-152.
- Silva, C. F.; Pereira, M. G.; Silva, E. M. R.; Correia, M. E. F.; Saggin-Junior, O. (2006) Fungos Micorrízicos Arbusculares em áreas no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar Em Ubatuba (SP). *Caatinga* 19:1-10.
- Silva, C.F. (2005) *Indicadores da qualidade do solo em áreas de agricultura tradicional no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar em Ubatuba (SP)*. Tese (Mestrado em Ciência do Solo) – Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, 80p.
- Silva, C.F.; Pereira, M.G.; Loss, A.; Silva, E.M.R.; Correia, M.E.F. (2006a) Alterações químicas e físicas do solo em áreas de agricultura tradicional no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba (SP). *Revista de Ciências Agrárias*, 46:9-28.
- Silva, F.S.B. (2006b) Fase assimiótica, produção, infectividade e efetividade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em substratos com adubos orgânicos. Tese (Doutorado em biologia de fungos) – Pernambuco, Universidade Federal de Pernambuco (UFP), 291p.
- Silva, H.; Ferreira, A.; Malosso, E. *Micorrizas arbusculares em área de Caatinga no Município de Serra Talhada, PE*. (2008) CDRom dos Anais do XI Encontro Nacional de Microbiologia Ambiental; X Simpósio Brasileiro de Microbiologia do solo. Fortaleza, CE.
- Silva, J.E., Resck, D.V.S. (1997) Matéria orgânica do solo *In: Vargas, M.A.T.; Hungria, M., (eds.) Biologia dos solos dos cerrados*. Planaltina, Embrapa, p.465-524.
- Silva, R.F. (1998) *Roça caiçara: dinâmica de nutrientes, propriedades físicas e fauna do solo em um ciclo de cultura*. Tese (Mestrado em Agronomia Ciência do Solo) – Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, 105p.
- Silva, L.R.; Oliveira, J.M. (2006) Recuperação do solo de mineradora de carvão. SENAI – RS. <http://www.sbrt.ibict.br>. em 25/10/2007.
- Silva, L.X.; Figueiredo, M.V.B.; Silva, G.A.; Goto, B.T.; Oliveira, J.P.; Burity, H.A. (2007c) Fungos micorrízicos arbusculares em áreas de plantio de leucena e sábia no estado de Pernambuco. *Revista Árvore*, 31:427-435.
- Silva, M.S.C. (2006) *Indicadores de qualidade do solo em Sistemas Agroflorestais em Paraty (RJ)*. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, 54p.
- Silva, R.C.; Pereira, J.M.; Araújo, Q.R.; Pires, A.J.V.; Del Rei, A.J. (2007a) Alterações nas propriedades químicas e físicas de um Chernossolo com diferentes coberturas vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31:101-107.

- Silva, R. F.; Tomazi, M.; Pezarico, C.R.; Aquino, A.M.; Mercante, F.M. (2007b) Macrofauna invertebrada edáfica em cultivo de mandioca sob sistemas de cobertura do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.42, n.6, p.865-871.
- Silva, R.F.; Aquino, A.M.; Mercante, M.F.; Guimarães, M.F. (2006b) Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41:697-704.
- Silveira, P. D. D. (1998) Ecologia de fungos micorrízicos arbusculares. In: Melo, I. S. D.; Azevedo, J.A. (eds) *Ecologia Microbiana*. Jaguariúna : EMBRAPA-CNPMA, p. 61-86.
- Siqueira, J.O.; Colozzi-Filho, A.; Oliveira, E. (1989) Ocorrência de micorrizas vesicular-arbusculares em agro e ecossistemas do Estado de Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 24:1499-1506.
- Siqueira, J.O.; Franco, A.A. (1988) *Bioteχνologia do solo, Fundamentos e perspectives*, Brasília: MEC/ABEAS, Lavras: ESAL/FAEPE. p.236.
- Sirtoli, A.E.; Cruz, P.T.D.; Sirtoli, A.R.A.; Ferreira, F.V. (2002) *Diagnóstico da recuperação ambiental em pequenas mineradoras de calcário na região metropolitana de Curitiba, PR. Anais do Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas "Água e Biodiversidade", 5., Belo Horizonte, MG. SOBRADE, p.405 a 406.*
- Sousa, R.O.; Camargo, F.A.O.; Vahi, L.C. (2004) Solos alagados. In: Meurer, E. J. *Fundamentos da química do solo*. 2ª Ed. Porto Alegre: Genesis. 290p.:II.
- Souza, C.R.; Rossi, L.M.B.; Azevedo, C.P.; Lima, R.M.B. (2004) Comportamento da *Acacia mangium* e de clones de *Eucalyptus grandis* x *E. urophylla* em plantio experimentais na Amazônia Central. *Scientia Forestalis*, 65:95-101.
- Souza, F.A.; Silva, E.M.R. (1996) Micorrizas arbusculares na revegetação de áreas degradadas. In: Siqueira, J.O (eds.) *Avanços em fundamentos e aplicação de micorrizas*. Lavras: UFLA / DCS, p.255-290.
- Souza, J.A.; Davide, A.C. (2001) Deposição de serapilheira 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*, 7:101-113.
- Souza, P.V.D. Schmitz, J.A.K.; Freitas, R.S.; Carniel, E.; Carrenho, R. (2002) Identificação e quantificação de fungos micorrízicos arbusculares autóctones em municípios produtores de citros no Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 37.:553-558.
- Souza, R.C.; Correia, M.E.F.; Pereira, M.G.; Silva, E.M.R.; Paula, R.R.; Menezes, L.F.T. (2008) Estrutura da comunidade da fauna edáfica em fragmentos florestais na Restinga da Marambaia, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 3:49-57.

- Souza, W.J.O.; Melo, W.J. (2003) Matéria orgânica em um latossolo submetido a diferentes sistemas de produção de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27:1113-1122.
- Stenberg, B. (1999) Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. *Acta Agriculturae Scandinavia*, 49:1-24.
- Stevenson, F.J. (1982) *Humus chemistry, genesis, composition, reaction*. New York : J. Wiley. 443p.
- Stevenson, F.J. (1994) *Humus chemistry; genesis, composition, reactions*. New York: John Wiley & Sons, 496p.
- Stork, N.E.; Eggleton, P. (1992) Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7:2-6.
- Swamy, H.R.; Proctor, J. (1994) Litterfall and nutrient cycling in four rain forests in the Sringeri area of the Indian Western Ghats. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 4:155-165.
- Swift, M.J.; Heal, O.W.; Anderson, J.M. (1979) *Decomposition in terrestrial ecosystems*. 2<sup>nd</sup> ed. University of California Press, Berkeley.
- Swift, R.S. (1996) Organic matter characterization. p. 1011–1069. In D.L. Sparks et al. (ed.) *Methods of soil analysis: Part 3—Chemical Methods*. SSSA Book Ser. 5. SSSA and ASA, Madison, WI.
- Sylvia, D.M.; Jarsfer, A.G. (1992) Sheared-root inocula of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Environmental Microbiology*, 58: 229-232.
- Takeda, H. (1995) Templates for the organization of collembolan communities. In: Edwards, C.A.; Abe, T.; Striganova, B.R., eds. *Structure and function of soil communities*. Kyoto, Kyoto University. p.5-20.
- Távora, M.R.P.; Silva, J.C.R.; Hernández, F.F.F.; Saunders, L.C.U.; Moreira, E.G.S. (1985) Perdas de solo, água e nutrientes em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico de Ubajara (CE). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 9:63-66.
- Terlizzi, A.; Scuderi, D.; Guidetti, P.; Boero, F. (2003) Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Marine Pollution Bulletin* 46: 556-56.
- Thoranisorn, S.; Sahunalu, P.; Yoda, K. (1991) Litterfall and productivity of *Eucalyptus camaldulensis* in Thailand. *Journal of Tropical Ecology*, 7:275-279.
- Tienne, L.; Neves, L.G.; Valcarcel, R. (2002) Produção de serrapilheira em diferentes medidas biológicas para recuperação de áreas de empréstimo na Ilha da madeira, Itaguaí- RJ. *Revista Universidade Rural: Série ciência da vida -UFRRJ*. 22:169-173.

- Toledo, L.O. (2003) *Aporte de serapilheira, fauna edáfica e taxa de decomposição em áreas de floresta secundária no município de pinheiral, RJ*. Tese (Mestrado em Agronomia Ciência do Solo) – Seropédica – RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, 80p.
- Torres, J.L.R.; Pereira, M.G.; Andrioli, A.; Polidoro, J.C.; Fabian, A.J. (2005) Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29:609-618.
- Treseder, K.K.; Mack, M.C.; Cross, A. (2004) Relationships among fires, fungi, and soil dynamics in Alaskan boreal forests. *Ecological Applications* 14: 1826-1838.
- Treseder, K.K.; Turner, K.M. (2007) Glomalin in ecosystems. *Soil Science of Society American Journal* 71: 1257-1266
- Valicheski, R. R.; Marciano, C. R.; Ponciano, N. J. (2006). Viabilidade econômica da reutilização de áreas de extração de argila em Campos dos Goytacazes-RJ: <http://www.ebape.fgv.br/radma/doc/GEM/GEM-031.pdf>. em 22/05/2006
- Vallejo, L. R. ; Fonseca, C. L. da; Gonçalves, D. R. P. (1987) Estudo comparativo da mesofauna do solo entre áreas de *Eucalyptus citriodora* e mata secundária heterogênea. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 47:363-70.
- van der Heidjen, M. G. A.; Klironomos, J. N.; Ursic, M.; Moutoglou, P.; Streitwolf, E. R.; Boller, T.; Wiemken, A. & Sanders I. R. (1998) Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396: 69-72.
- Vezzani, F.M.; Tedesco, M.J.; Barros, N.F. (2001) Alterações dos nutrientes no solo e nas plantas em consórcio de eucalipto e acácia negra. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 25:225-231.
- Villatoro, M. A. A. (2004) *Materia orgânica, biomassa e atividade microbiana do solo em sistemas agroflorestais com café*. Tese (Doutorado em Agronomia Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, 80p.
- Vitousek, P.M. (1982) Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist*, 119:553-572.
- Walker, D. (1989) Diversity and stability. In: Cherrett, J.M., ed. *Ecological concepts*. Oxford, Blackwell Scientific Public, p.115-146.
- Ward, S.C. (2000). Soil development on rehabilitated bauxite mines in south-west Australia. *Australian Journal Soil Research*, 38:453-464.
- Warren, M. W.; Zou, X. (2002) Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. *Forest ecology and Management*, 170: 161-171.

- Weber, O. B.; Oliveira, E. (1994) Ocorrência de fungos micorrízicos vesículo-arbusculares em citros nos estados da Bahia e Sergipe. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 29: 1905-1914.
- Werneck, M.S.; Pedralli, G.; Giesek, L.F. (2001) Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. Ver. *Brasilian Botany*, 24:195-198.
- Whiffen, L.K.; Midgley D.J.; Mcgee, P.A. (2007) Polyphenolic compounds interfere with quantification of protein in soil extracts using the Bradford method. *Soil biology & biochemistry*, 39:691-694
- Wink, C.; Guedes, V.C.; Fagundes, C.K.; Rovedder, A.P. (2005) Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 4: 60-71.
- Wright S.; Upadhyaya A. (1996) Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *Soil Science*, 161: 575-586.
- Wright S.F.; Upadhyaya A. (1998) A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 198: 97-107.
- Wright, S.F. (2000) A fluorescent antibody assay for hyphae and glomalin from arbuscular mycorrhizal fungi, *Plant and Soil*, 226: 171–177.
- Wright, S.F.; Franke-Snyder, M.; Morton, J.B.; Upadhyaya, A. (1996) Time-course study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots, *Plant and Soil*, 181: 193–203.
- Wright, S.F.; Green, V.S.; Cavigelli, M.A. (2007) Glomalin in aggregate size classes from three different farming systems, *Soil and Tillage Research* 94: 546–549.
- Wright, S.F.; R.L. Anderson. (2000) Aggregate stability and glomalin in alternative crop rotations for the central Great Plains. Clay must be removed from the solution to prevent. *Biology Fertility Soils*, 31:249–253.
- Wright, S.F.; Starr, J.L.; Paltineanu, I.C. (1999) Changes in aggregate stability and concentration of glomalin during tillage management transition, *Soil Science Society of American Journal*, 63: 1825–1829.
- Wuest, S.B.; Caesar-TonThat, T.C.; Wright, S.f.; Williams, J.D. (2005) Organic matter addition, N, and residue burning effects on infiltration biological and physical properties of na intensively tilled silt-loam soil. *Soil and Tillage Research*, 84: 154-167.

- Yeomans, J.C.; Bremner, J.M. (1998) A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communication in Soil Science Plant Anal*, 19:1467-1476.
- Zaia, F.C.; Gama-Rodrigues, A.C. (2004) Ciclagem e balanço de nutrientes em povoamentos de eucalipto na região Norte Fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 843-852.
- Zatorre, N.P. (2008) Atributos biológicos do solo como indicadores de qualidade do solo. *Guaia Scientia*, 2: 9-13.
- Zhu, Y.G.; R.M. Miller. (2003) Carbon cycling by arbuscular mycorrhizal fungi in soil-plant systems. *Trends Plant Science*. 8:407-409.
- Zinn, Y. L.; Resck, D. V. S.; Silva, J. E. (2002) Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brazil. *Forest Ecology Management*, 166: 285-294.

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)