**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Atributos microbianos e químicos do solo e da serapilheira em plantios
puros e mistos de *Eucalyptus grandis* e *Acacia mangium***

Daniel Bini

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências: Área de concentração: Solos e Nutrição de
Plantas

**Piracicaba
2012**

Daniel Bini
Biólogo

**Atributos microbianos e químicos do solo e da serapilheira em plantios puros e mistos de
Eucalyptus grandis e *Acacia mangium***

Orientador:
Profa. Dra. **ELKE JURANDY BRAN NOGUEIRA CARDOSO**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências.
Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2012

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Bini, Daniel

Atributos microbianos e químicos do solo e da serapilheira em plantios puros e mistos de *Eucalyptus grandis* e *Acacia mangium* / Daniel Bini.- - Piracicaba, 2012.
105 p: il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2012.

1. Acácia 2. Consorciação de culturas 3. Eucalipto 4. Fósforo 5. Matéria orgânica do solo 6. Microbiologia do solo 7. Nitrogênio I. Título

CDD 634.9734
B613a

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

**Aos meus pais Jorge e Vera, aos meus irmãos Luciel e Felipe, à minha cunhada Marcia,
à minha sobrinha Letícia e à minha namorada Cristiane. Obrigado pelo carinho,
dedicação, confiança, amor e apoio, que me permitiram chegar até aqui.**

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso, por quem tive a honra de ser orientado. Sua orientação e amizade foram extremamente importantes para meu crescimento profissional e pessoal. Agradeço pelas importantes discussões, orientação, conselhos, incentivo ao espírito crítico e pela confiança depositada em mim.

Aos técnicos do Laboratório de Microbiologia do Solo da ESALQ, Denise Lourdes Colombo Mescolotti e Luis Fernando Baldesin. Obrigado pela ajuda valiosa nos experimentos e principalmente pela grande amizade. Vocês são pessoas preciosas.

Agradeço aos meus colegas de laboratório Marina, Mylenne, Aline, Paulo, Jamil, Rafael, Adriano, Carolina Brandani, Carol, Alice, Júlia, Joice, Pilar, German, Emiliana, Thiago, Júlia Lima, Danielle, Marquinho, Maurren, Cristiane, André e a todos aqueles colegas que de alguma forma me ajudaram durante essa minha caminhada. Obrigado pela amizade, conversas descontraídas e apoio nos momentos difíceis.

Aos professores José Leonardo de Moraes Gonçalves, Jean-Pierre Bouillet, Jean-Paul Laclau e Fernando Dini Andreotte e a equipe da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga pela ajuda, críticas e parceria para a realização desse trabalho.

Agradeço aos meus ex-orientadores: Marta Chagas Monteiro e Marco Antonio Nogueira. Vocês fazem parte de toda minha trajetória acadêmica. Obrigado pela confiança, pois sem ela eu não estaria aqui.

Ao CNPQ e à FAPESP pelo provimento de uma bolsa de doutorado e ao financiamento de todo o projeto de pesquisa (FAPESP nº 09/175276).

Agradeço a Deus, por me proporcionar momentos inesquecíveis vividos em Piracicaba neste período de doutoramento. Obrigado por sempre colocar desafios na minha vida, pois sem isso não há crescimento espiritual, profissional e pessoal. Agradeço também por colocar pessoas maravilhosas na minha vida, pois elas contribuem muito para o meu sucesso e para o meu crescimento como pessoa. Sou o resultado da confiança e da força de cada uma delas.

SUMÁRIO

RESUMO.....	09
ABSTRACT.....	11
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
1.1 Desenvolvimento - Revisões bibliográfica.....	15
1.1.1 Eucalipto no Brasil – aspectos gerais	15
1.1.2 Leguminosas – considerações sobre <i>Acacia mangium</i>	17
1.1.3 Eucalipto e plantio consorciado com leguminosas.....	18
1.1.4 Matéria orgânica e biomassa microbiana.....	21
1.1.5 Atividade microbiana e índices de qualidade da matéria orgânica.....	23
1.1.6 Microbiota e enzimas do solo.....	24
1.1.7 Fungos micorrízicos arbusculares (FMA).....	26
1.1.8 Justificativa.....	27
1.1.9 Objetivos.....	27
1.1.9.1 Objetivos específicos.....	27
Referências.....	28
2 PLANTIO PURO E MISTO DE <i>EUCALYPTUS GRANDIS</i> E <i>ACACIA MANGIUM</i> : EVOLUÇÃO DOS ATRIBUTOS MICROBIANOS E QUÍMICOS DO SOLO E SERAPILHEIRA EM INÍCIO DE ESTABELECIMENTO VEGETAL.....	35
Resumo.....	35
Abstract.....	35
2.1 Introdução.....	36
2.2 Material e métodos.....	38
2.2.1 Descrição e histórico da área.....	38
2.2.2 Delineamento experimental.....	40
2.2.3 Coleta de amostras de solo e serapilheira.....	40
2.2.4 Análise química do solo e serapilheira.....	41
2.2.5 Análise estatística.....	41
2.3 Resultados.....	42
2.4 Discussão.....	50
2.4.1 Desenvolvimento da planta e atributos microbianos do solo.....	50
2.4.2 Biomassa microbiana de C e N do solo.....	51
2.4.3 Atributos químicos do solo e serapilheira.....	52

2.4.2 Respiração basal e relação C/N e C/P da serapilheira.....	53
2.4.5 Coeficiente metabólico e microbiano.....	55
2.4.6 Análise conjunta dos dados.....	56
Referências.....	57
3 SERAPILHEIRA MODULANDO A ATIVIDADE ENZIMÁTICA DO SOLO NOS PRIMEIROS 20 MESES DE PLANTIOS PUROS E MISTOS DE <i>EUCALYPTUS GRANDIS</i> E <i>ACACIA MANGIUM</i>	63
Resumo.....	63
Abstract.....	63
3.1 Introdução.....	64
3.2 Material e métodos.....	66
3.3 Resultados.....	68
3.4 Discussão.....	73
3.4.1 Atividade enzimática do solo, tempo de plantio e serapilheira.....	73
3.4.2 Atividade da desidrogenase, celulase e urease.....	74
3.4.3 Atividade das fosfatases ácida e alcalina.....	76
Referências.....	78
4 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES, ATIVIDADE DA FOSFATASE ÁCIDA E ESTÍMULO À CICLAGEM DO P NOS PRIMEIROS 20 MESES DOS PLANTIOS PUROS E MISTOS DE <i>EUCALYPTUS GRANDIS</i> E <i>ACACIA MANGIUM</i>	83
Resumo.....	83
Abstract.....	83
4.1 Introdução.....	84
4.2 Material e métodos.....	85
4.3 Resultados.....	87
4.4 Discussão.....	91
4.4.1 Colonização radicular por FMA e tempo de crescimento vegetal.....	91
4.4.2 Colonização por FMA em <i>E. grandis</i> e <i>A. mangium</i>	91
4.4.3 Colonização de raízes por FMA e ciclagem de nutrientes no planto consorciado.....	93
4.4.4 Fosfatase ácida e colonização por FMA.....	94
4.4.5 Abundância, diversidade e riqueza de esporos de FMA.....	94
Referências.....	96
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	101
APÊNDICE.....	103

RESUMO

Atributos microbianos e químicos do solo e da serapilheira em plantios puros e mistos de *Eucalyptus grandis* e *Acacia mangium*

Plantios mistos de eucalipto com leguminosas arbóreas vêm sendo estabelecidos a fim de aumentar os teores de nutriente no solo, e estimular a ciclagem biogeoquímica. Para tanto, este trabalho teve como objetivo avaliar alguns atributos microbianos e químicos do solo e serapilheira dos primeiros 20 meses de crescimento de uma segunda rotação de plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium*. Foram coletadas amostras de solo e raízes (profundidade de 0-10 cm) e serapilheira aos 2, 7, 14 e 20 meses após o plantio dos seguintes tratamentos: monoculturas de *A. mangium* e *E. grandis* sem fertilização nitrogenada, monocultura de *E. grandis* fertilizado com N e plantio misto entre *E. grandis* e *A. mangium* (50E:50A). Dentre os atributos microbianos e bioquímicos do solo foram avaliados o C e N da biomassa microbiana, respiração basal, a atividade das enzimas desidrogenase, celulase, urease, fosfatase ácida, fosfatase alcalina, número de esporos e taxa de colonização de fungos micorrízicos arbusculares. Os atributos químicos do solo avaliados foram: C e N total do solo, P disponível, pH e umidade. Na serapilheira foram avaliadas as concentrações de C, N e P total. As informações obtidas revelaram que houve um efeito cumulativo recorrente da primeira rotação, principalmente na área plantada com *A. mangium*. Foi possível verificar que no início dos plantios florestais os teores de C e N total e P disponível no solo não se alteram drasticamente. Em contrapartida, os conteúdos totais desses elementos na serapilheira são extremamente dinâmicos, dissimilares entre os tratamentos e altamente relacionados com os atributos microbianos e bioquímicos do solo. *A. mangium* apresentou uma serapilheira com menor relação C/N e C/P, e essa característica se manteve quando ela foi planta com *E. grandis*, que também apresentou diminuição da relação C/N e C/P da serapilheira. Isso pode ter ocorrido em função ao estímulo da microbiota do solo, sobretudo das fosfatases e pela associação com das plantas com fungos micorrízicos arbusculares. Neste caso, presume-se que a *A. mangium* é a grande responsável por favorecer a maior atividade microbiana e colonização de FMA em *E. grandis* no plantio misto quando comparado com os plantios puros de *E. grandis*. As fosfatases ácida e alcalina foram os atributos microbianos que mais se alteraram com o desenvolvimento vegetal, mostrando a sensibilidade dessa variável aos sistemas de plantio. Estes resultados são informações importantes não apenas sobre a capacidade do plantio misto de *E. grandis* e *A. mangium* em maximizar a ciclagem de N e P, mas também sobre o conhecimento da dinâmica desses elementos e da microbiota do solo no início dos plantios florestais, fato este pouco abordado pela literatura.

Palavras-chave: Microbiota do solo; Eucalipto; Leguminosas; Serapilheira; Fósforo; Nitrogênio

ABSTRACT

Soil and litter microbial and chemical attributes in monoculture and intercropped plantations of the *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium*

Intercropped plantation between leguminous and eucalyptus has been establishment to increase soil nutrients content and stimulate the biogeochemistry cycling. This work aim evaluated some microbial and chemistry attributes of soil and litter in the early stages of the second rotation of mixed and pure plantations of *E. grandis* and *A. mangium*. Soil and roots samples (at 0-10 cm depth) and litter samples were collected at two, seven, 14, and 20 months after planting in the following treatments: monocultures of *A. mangium* and *E. grandis*, a monoculture of *E. grandis* with N-fertilizer, and an intercropped plantation with *E. grandis* and *A. mangium* (50E:50A). The intercropped plantation area was subdivided and soil samples collected around of the *A. mangium* and *E. grandis* individuals in order to compare the rhizosphere effects of each tree species within this treatment. The microbial and biochemistry attributes measured were: microbial biomass C and N, microbial respiration, metabolic quotient (qCO_2), metabolic microbial, enzymatic activity (dehydrogenase, cellulase, urease, acid phosphatase and alkali phosphatase), spore diversity and density and root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi. The chemistry soil attributes evaluated were: Total C, total N, available P, pH and moisture. Total C, N and P litter were evaluated. There was a cumulative effect due the first rotation, mainly at *A. mangium* monoculture. Soil chemistry attributes (total C, total N and available P) were little altered in early stage of the plantations. However, litter attributes were extremely dynamics, dissimilar between treatments and correlated with the soil microbial attributes. *A. mangium* showed decrease of the litter C/N and C/P ratios (pure and intercropped plantation). In this case, *E. grandis* also decrease the litter C/N and C/P ratios when planted with *A. mangium*. Intercropped plantation stimulated the microbial activity, mainly the phosphatases and root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi. Thus, presumably *A. mangium* is the greater responsible to stimulate the soil microbial community in intercropped plantation, favoring *E. grandis*. Alkali and acid phosphatase were microbial attributes more drastically altered with plant development, showing the sensibility these variables. These results are important information not only about to intercropped plantation capacity for maximize N and P cycling, but also about the knowledge of the dynamic of these elements and the soil microbial in early stages of the forestry plantations, which is little reported to literature.

Keywords: Soil microbial; Eucalyptus; Leguminous; Litter; Phosphorus, Nitrogen

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

μg	Micrograma
μM	Micromolar
0E:100A	100% de Acacia no plantio
100E:0A	100 % de Eucalipto no plantio
50E:50A	Plantio misto com 50% de árvores de Eucalipto e 50 % de árvores de Acacia
A	Monocultura de <i>Acacia mangium</i>
A(A+E)	<i>A. mangium</i> presente no plantio consorciado
ACD	Análise canônica discriminante
Ac-Pase	Fosfatase ácida
Al	Alumínio
Al-Pase	Fosfatase alcalina
Bk	Peso de cada atributo na PRC
Ca	Cálcio
C_{mic}	Carbono da biomassa microbiana
$C_{\text{mic}}/C_{\text{t}}$	Coefficiente microbiano
CO_2	Gás carbônico
CTC	Capacidade de troca de cátions
Cwa	Mesotérmico úmido
D-ase	Desidrogenase
E	Monocultura de <i>Eucalyptus grandis</i>
E(A+E)	<i>E. grandis</i> presente no plantio consorciado
EN	Monocultura de <i>E. grandis</i> fertilizado com nitrogênio (plantio comercial)
FAO	Food and Agriculture Organization
FBN	Fixação biológica de N
FDC	Função discriminante canônica
Fe	Ferro
FMA	Fungos micorrízicos arbusculares
N	Nitrogênio
N_{mic}	Nitrogênio da biomassa microbiana
NPK	Nitrogênio; Fósforo e Potássio
P	Fósforo

Pi	Fosforo inorgânico
PIB	Produto interno bruto
PNF	<i>p</i> - nitrofenol
PRC	Curva de resposta principal
$q\text{CO}_2$	Coeficiente metabólico
RASo	Respiração acumulada do solo
TDP	Taxa de discriminação paralela
TTC	Cloreto de trifenil tetrazólio
TTF	Trifenil tetrazólio formazan
US\$	Dólares

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por produtos florestais tem acarretado em aumento do setor florestal em todo mundo e, para tanto, o plantio de culturas de rápido crescimento, como o eucalipto, vem sendo amplamente utilizado. No Brasil, devido ao aumento populacional e à necessidade de terras exclusivas para produção agrícola de grãos, as áreas de plantio de florestas situam-se muitas vezes em regiões limitadas e de solo pobre. Além disso, a maioria das espécies vegetais utilizadas demandam muitos nutrientes, como o N e P, para seu estabelecimento e desenvolvimento, levando a potencial diminuição de seus teores no solo e maiores agravantes ao ecossistema. Neste sentido, formas de manejo que visam à entrada e/ou manutenção dos teores de nutrientes nos ecossistemas vem sendo amplamente buscadas, visando, sobretudo, a sustentabilidade ambiental dos plantios além da certificação florestal.

O risco de perdas de nutrientes, principalmente N e P, é elevado em solos com plantio monoespecífico de eucalipto. Formas de P em solos tropicais intemperizados estão muitas vezes indisponíveis para as plantas, assim como o nitrogênio que, no caso de plantios de árvores de crescimento rápido, como o eucalipto, é reduzido com sucessivas rotações. Soma-se ainda a pouca resposta de cultivos de eucalipto à fertilização, assim como o alto custo de sua aplicação, inviabilizando a manutenção destas áreas ao longo do tempo. Visando melhorias para contornar ou reverter estes problemas, vêm sendo estabelecidos plantios mistos de eucalipto com leguminosas arbóreas fixadoras de N, a fim de aumentar os teores deste nutriente no solo. Tal consórcio pode levar a melhorias na ciclagem biogeoquímica e, conseqüentemente, na saúde do solo, nas quais os micro-organismos exercem um papel fundamental. Desta forma, o estudo da modulação imposta por este consórcio sobre a diversidade e atividade de micro-organismos no solo se faz necessária a fim de se obterem maiores informações sobre a ciclagem de nutrientes e favorecer formas de manejo mais adequadas, visando à sustentabilidade ambiental.

1.1 Desenvolvimento - Revisão bibliográfica

1.1.1 Eucalipto no Brasil - aspectos gerais

Originário da Austrália e da Indonésia, o eucalipto é hoje uma das principais fontes de matéria-prima para produzir papel. Pertence ao gênero *Eucalyptus*, que reúne mais de 600

diferentes espécies. Em território brasileiro, o eucalipto encontrou ótimas condições de clima e solo para se desenvolver, com crescimento mais rápido que nos demais países e alto índice de produtividade.

Atualmente, conhecem-se mais de 600 espécies pertencentes ao gênero *Eucalyptus*, sendo que esse gênero foi introduzido no Brasil no início do século passado, sendo *E. globulus*, *E. urophylla* e *E. grandis* as espécies mais utilizadas atualmente no país. De modo geral, o rápido crescimento, com corte estimado entre 6 a 7 anos para produção de celulose e de 12 a 14 anos para utilização de madeira sólida no Brasil, levou o eucalipto ao “status” de “cultura com importância econômica”. O Brasil possui área total de, aproximadamente, 8.514.877 km² (851,4 milhões de hectares). Deste total, 477,7 milhões de ha correspondem a florestas naturais e 5,98 milhões de ha a florestas plantadas. Entre as florestas plantadas, 3,75 milhões de hectares correspondem a áreas com eucalipto. O setor brasileiro de base florestal tem participação significativa no Produto Interno Bruto nacional (US\$ 1,3 trilhão), representando aproximadamente 3,4% do PIB nacional (SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA, 2008).

Além de ter um papel socioeconômico relevante no Brasil, muitas são as vantagens inerentes ao plantio de eucalipto. Além do rápido crescimento e adaptação ao clima há também vantagens da produção de celulose, sendo fonte de carvão vegetal para gerar energia e de madeira sólida usada em móveis, pisos, revestimentos e outras aplicações na construção civil. Entretanto, alguns aspectos negativos devem ser considerados. Dentre estes é possível citar o alto potencial de exportação e depleção de estoques de N e de outros nutrientes do ecossistema, uma vez que não se trata de uma cultura com potencial de fixação de N, o que pode acarretar, em longo prazo, diminuição da produção e deficiência nos teores de nutrientes do solo. Soma-se a isso o fato de que nessas áreas pode ser comum ocorrer baixa resposta ou até mesmo a falta de resposta das plantas ao fornecimento de fertilizantes nitrogenados (GONÇALVES et al., 1997).

O N e P são os principais fatores limitantes do crescimento das árvores em florestas tropicais. De modo geral, o N é um nutriente muito relevante para o desenvolvimento vegetal, apresentando alto dinamismo e dependente da atividade biológica, alternando-se entre vários estados de oxidação (N₂, NO, N₂O, NH₃/NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) (JACKSON; BURGER; CAVAGNARO, 2008). Com relação ao P, as soluções do solo de ortofosfato inorgânico (Pi), que estão diretamente acessíveis às plantas, são muito baixas, variam de 1 a 10 µM (VANCE; UHDE-STONE; ALLAN, 2003). Isto se deve ao fato de o ortofosfato formar ligações altamente coordenadas com metais no solo, pela formação de complexos de

superfície de esfera interna de óxido-hidróxidos de Al e Fe e pela precipitação em compostos de Al, Fe e Ca, dependendo do pH do solo (YEROKUN, 2008; LAIR, 2009). A fixação do fósforo na fase sólida é decorrente do comportamento físico-químico com colóides do solo, pH, cátions associados ao fosfato e matéria orgânica. No Brasil, estas condições conduzem frequentemente à deficiência de P, sendo necessária a adição de altas quantidades de fertilizantes fosfatados para manutenção da produtividade (GONÇALVES et al., 2008).

Neste sentido, é crescente a preocupação das empresas do setor florestal em adotar práticas de manejo mais favoráveis e saudáveis ao ambiente, de modo a promover a sustentabilidade da produção florestal, com menor demanda de fertilizantes e energia. Neste aspecto, deve-se considerar o solo como um importante componente relacionado à produção de madeira, pois ele é o responsável pelo suprimento de água e nutrientes para as plantas.

1.1.2 Leguminosas - considerações sobre *Acacia mangium*

As leguminosas formam uma das maiores famílias botânicas, com ampla distribuição pelo nosso planeta. São cerca de 18.000 espécies, uma grande parte delas de valor comercial ou com algum tipo de utilidade para o homem ou para os animais. Essas plantas se caracterizam por terem frutos na forma de vagem ou fava. Por essa razão, são também conhecidas por Fabaceae. São aceitas pelo menos três sub-famílias no grupo: Papilionoideae, Faboideae e Mimosoideae. As leguminosas variam desde plantas de pequeno porte como as culturas agrícolas de soja, feijão, ervilha, alfafa, lentilha e grão de bico até as plantas de dimensões arbóreas como as acácias (*A. mangium* e *Acacia mearnsii*) e bracatinga (*Mimosa scabrella*).

Várias espécies da família Leguminosae formam simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio (FBN) dos gêneros *Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Sinorhizobium*, *Azorhizobium*, *Mesorhizobium*, coletivamente chamadas de rizóbios, formando nódulos nas raízes e, em algumas espécies, no caule, sendo que a planta fornece à bactéria fotossintatos e, recebendo em troca, produtos nitrogenados (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Além da simbiose com rizóbios, muitas leguminosas, e em especial as acácias, têm a capacidade de formar associações mutualistas com fungos micorrízicos, que auxiliam na absorção de nutrientes e água, melhorando a atuação da raiz na nutrição da planta (MENDES-FILHO et al., 2009).

No Brasil, dentre as leguminosas de grande interesse silvicultural para a produção de madeira, destacam-se as espécies *A. mearnsii* (acácia negra), *A. mangium* e *M. scabrella*. As três já estão sendo plantadas em povoamentos florestais e, com isso, fornecendo madeira para

algumas regiões brasileiras. A bracatinga e a acácia negra são mais abundantes no sul do país (estados do Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina). Já a *A. mangium* está tendo seu potencial avaliado para diversas regiões, de norte a sul do país. Trata-se de uma espécie comercial tropical de alta rusticidade e com uma geração rápida de madeira para diversos usos industriais e energéticos. Para o Brasil e para a América Latina, as espécies florestais de acácia de maior interesse são: *A. mearnsii* e *A. mangium*. Ambas mostram boa adaptação em algumas regiões latino-americanas, podendo originar povoamentos e produtos de razoável a boa qualidade. Como suas madeiras são bastante indicadas para lenha, carvão, celulose, papel, painéis de madeira, etc., elas podem se constituir em alternativas promissoras para a agricultura e para a silvicultura (FOELKEL, 2008).

A *A. mangium* é uma espécie arbórea pioneira, pertencente à família Leguminosae e subfamília Mimosoideae, de grande ocorrência natural no nordeste da Austrália, Indonésia, nas Ilhas Molucas e de Java e na Província da Papua Nova Guiné. Apresenta também ocorrência em vários outros países, contudo em menor escala. Esta espécie tem se destacado pela adaptabilidade às condições adversas de solo e clima, pelo rápido crescimento, elevada produção de biomassa e capacidade de formar simbioses com micro-organismos do solo (MALAJCZUK; JONES; NEELY, 1993), sendo amplamente utilizada na recuperação de áreas degradadas e plantios para fins comerciais, como o uso para celulose. Desta forma, as possibilidades de aproveitamento fazem da *A. mangium* uma planta com bom valor econômico, uma vez que as folhas podem ser usadas como forragem na alimentação de animais, a madeira apresenta uma densidade básica, considerada dura, de cerne marrom claro e alburno creme-claro, mostrando indicadores favoráveis para ser usada na fabricação de papel, celulose e de aglomerados, carvão, lenha, entre outros. Com todas essas características a *A. mangium* apresenta-se como espécie promissora utilizada em plantios mistos com espécies de alto valor econômico florestal, como o eucalipto. Vários trabalhos realizados informam que tal plantio serve como uma fonte alternativa de N para culturas, aumento na produção de biomassa e sequestro de C no solo (DEBELL; COLE; WHITESELL, 1997; PARROTA, 1999; BAUHUS; VAN WINDEN; NICOTRA, 2004), além de melhorarias na fertilidade do solo e na ciclagem de nutrientes (BINKLEY et al., 1992; MONTAGNINI, 2000).

1.1.3 Eucalipto e plantio consorciado com leguminosas

Apesar de os eucaliptos mostrarem um estágio de melhoramento genético florestal muito avançado e apresentarem maior produtividade, os plantios consorciados com leguminosas podem apresentar vantagens muitas vezes não encontradas no plantio puro. As principais razões são de origem ambiental, social e econômica, ou seja, de forte foco na sustentabilidade florestal (FOELKEL, 2008). Além disso, oferecem amplo campo para ganhos de produtividade em quantidade e qualidade de madeira e de outros produtos associados (tanino, carbono, carvão vegetal, etc.), além de benefícios ligados ao estímulo da ciclagem de nutrientes (FORRESTER; COWIE; VANCLAY, 2006).

Em solos tropicais, estudos de ciclagem biogeoquímica mostraram uma tendência geral de aumento da exigência por fertilizantes nitrogenados devido a sucessivas rotações de plantios comerciais de eucalipto, como observado no Congo e Austrália (CORBEELS et al., 2005; LACLAU et al., 2005). Segundo estimativas de Gonçalves, Mendes e Sasaki (2001), alguns solos sob plantio de eucalipto no planalto ocidental paulista teriam reserva de N suficiente para atender adequadamente as demandas da cultura por 3 a 5 rotações de 7 anos, tornando-se posteriormente áreas que necessitariam de fertilização nitrogenada. Assim, a adição de N e P faz-se necessária para assegurar a produção sustentável dos plantios florestais. No entanto, devido aos altos valores cobrados por estes insumos, a produção torna-se muito onerosa. Além disso, grandes quantidades de energia fóssil são usadas e emitidas na forma de CO₂ durante a fabricação dos fertilizantes industriais, acarretando graves prejuízos ambientais.

Para contornar estes fatores adversos, propostas de uso de espécies fixadoras de N consorciadas podem contribuir potencialmente para a sustentabilidade da plantação florestal e aumento da produção de madeira, o que pode melhorar a dinâmica dos nutrientes no solo, primeiramente, pelo aumento de N no solo através da reciclagem do N atmosférico por fixação biológica (ROTHER; BINKLEY, 2001) e, secundariamente, estas espécies podem aumentar a disponibilidade de P devido à melhor exploração do solo, ao aumento do teor de matéria orgânica do solo e à alta capacidade para mobilizar o P mineral insolúvel (GUNES et al., 2007; PRESCOTT, 2010). Soma-se a isso o fato de que o N mineral pode ser transferido entre plantas via exsudatos radiculares e/ou conexões de raízes por fungos micorrízicos (HE; CRITCHLEY; BLEDSOE, 2003).

Além da importância econômica da FBN, ressalta-se sua importância ecológica, pois permite que leguminosas colonizem áreas pobres em nitrogênio, que serão enriquecidas pela transferência do nitrogênio atmosférico para o solo e/ou pela ciclagem de N e nutrientes ocorrida através da decomposição de uma serapilheira mais rica nestes elementos. Estes

fatores são importantes para plantios florestais, como o de eucalipto, uma vez que são cultivados em solos pobres, sendo que o uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados quase sempre é requerido.

A FBN pode influenciar na disponibilidade de P no solo, no entanto, os seus efeitos variam com a espécie e os locais. Binkley, Giardina e Bashkin (2000) e Kaye et al. (2000) relataram que em misturas de *Facaltaria. moluccana* e *Eucalyptus saligna* a disponibilidade de P no solo declinou com proporções crescentes de *F. moluccana*. Entretanto, esses autores detectaram que o P da serapilheira aumentou com proporções crescentes de *F. moluccana* (BINKLEY et al, 1992; KAYE et al., 2000). Neste caso, a absorção de P por *F. moluccana* ocorreu devido à associação com fungos micorrízicos (BINKLEY; RYAN, 1998; BINKLEY; GIARDINA; BASHKIN, 2000) e a utilização de P, que não estava disponível para *E. saligna* (BINKLEY; GIARDINA; BASHKIN, 2000). Esses resultados também foram encontrados por Forrester, Bauhus e Cowie (2005), fato este que, de modo geral, demonstra o estímulo da ciclagem de P em sítios consorciados.

Em muitos países o consórcio de eucalipto com espécies de leguminosas arbóreas vem apresentando resultados promissores (KHANNA, 1997; HUNTER, 2001; FORRESTER; BAUHUS; KHANNA, 2004; GARAY et al., 2004; FORRESTER; COWIE; VANCLAY, 2006), com potencial de aumento da produção de biomassa, sequestro de C, com melhorias na fertilidade do solo e ciclagem de nutrientes (MONTAGNINI 2000; BAHAUS; VAN WINDEN; NICOTRA, 2004; FORRESTER.; BAUHUS; KHANNA, 2004; FORRESTER; BAUHUS; COWIE, 2005). No Brasil, muitos trabalhos vêm avaliando e comparando várias densidades de leguminosas, como as acácias, em diferentes densidades de eucalipto. Geralmente as maiores diferenças nesses estudos estão nas características de solo e duração da estação seca e úmida. Estes experimentos de longa duração visam obter maiores informações sobre o efeito acumulativo do plantio dessas culturas e como o manejo pode interferir na produtividade, fertilidade e ciclagem de nutrientes nos plantios puros e mistos. Para tanto, resultados referentes ao crescimento das árvores, biomassa vegetal, teor de nutrientes, desenvolvimento de raízes, fixação de N, conteúdo de água no solo, atributos químicos e microbianos do solo e serapilheira, entre outros, são apresentados por alguns autores em avaliações de plantios puros e mistos com *E. grandis* e *A. mangium* (BOUILLET et al., 2008; JOURDAN et al., 2008; LACLAU et al., 2008, COELHO et al., 2007; VOIGTLAENDER et al., 2012; BINI et al., 2012). Estes autores apresentaram a potencialidade de tal associação, bem como o interesse para obter maiores informações de funcionamento deste consórcio. Para tanto, são necessários maiores informações sobre o papel da microbiota do solo na ciclagem

de N e P e qual o impacto do plantio consorciado sobre a comunidade microbiana do solo, sobretudo nos fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e na atividade das fosfatases, uma vez que são responsáveis pelo direcionamento da ciclagem de nutrientes, sobretudo de P nestes sítios (KHANNA, 1997; FORRESTER; BAUHUS; KHANNA, 2004; FORRESTER; COWIE; VANCLAY, 2006; BINI et al., 2012). Essas informações, junto com outros parâmetros, podem originar indicativos consistentes de que o plantio misto de *A. mangium* com eucalipto é um método alternativo viável dentro do plantio florestal.

1.1.4 Matéria orgânica e biomassa microbiana

Além das práticas de manejo que utilizam leguminosas para melhorar a saúde e entrada de nutrientes no solo, outros fatores que valorizam mais o uso de leguminosas devem ser considerados. Dentre estes podemos citar o teor de matéria orgânica e a qualidade de serapilheira, uma vez que existe uma relação direta entre teor de matéria orgânica no solo e diversidade e a atividade microbiana (ALLISON; NIELSEN; HUGHES, 2006; WANG et al., 2010). Portanto, práticas que aumentam os teores de matéria orgânica do solo, com menor revolvimento do solo e menor exportação dos resíduos vegetais pelas colheitas, podem contribuir para melhorar os teores de carbono orgânico e nutrientes no solo, com consequências positivas para a diversidade e atividade microbiana e fertilidade do solo.

De modo geral, a matéria orgânica (ou húmus) do solo é originada de processos microbianos de degradação e síntese a partir de material orgânico de origem vegetal, animal e microbiana (IZQUIERDO et al., 2005). Ela contribui para a sustentação da comunidade microbiana e da fauna do solo que, por sua vez, promovem o processo de mineralização, ou seja, a transformação de formas orgânicas de nutrientes para formas minerais, formação de agregados e incorporação da matéria orgânica no solo (LAVELLE, 1997).

A matéria orgânica do solo é a principal fonte de carbono e energia para os micro-organismos e também é fonte de nutrientes para as plantas. É responsável por significativa porção da capacidade de troca de cátions do solo, principalmente nos solos tropicais altamente intemperizados, além de aumentar a capacidade de retenção de água e a estabilidade de agregados do solo. Sendo assim, a incorporação de matéria orgânica ao solo reduz sua densidade global e, conseqüentemente, aumenta a porosidade total, apresentando um efeito positivo no crescimento vegetal (IZQUIERDO et al., 2005). Conforme as condições edafoclimáticas, a velocidade de decomposição da serapilheira varia de acordo com os teores de lignina, polifenóis, celulose, carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, dentre outros componentes (MONTEIRO; GAMA-RODRIGUES, 2004). A decomposição dos resíduos

orgânicos constitui um processo biológico em que parte do carbono é reciclada para a atmosfera na forma de CO_2 , o nitrogênio pode se tornar disponível como NH_4^+ e depois convertido a NO_3^- , enquanto outros elementos como o P e S e vários micronutrientes podem ser transformados em formas que são absorvidas pelas plantas (ORJUELA, 1989). Apenas uma pequena porção desse carbono é estabilizada na forma humificada, a qual ainda é fonte de C e nutrientes, mas cuja taxa de mineralização é menor.

Além da matéria orgânica, a microbiota do solo é muitas vezes modulada pelo tipo de vegetação e seu estágio sucessional (SINHA et al., 2009; BINI, 2009). Soma-se a isso o fato de que a biomassa microbiana, assim como outros atributos microbianos do solo, é mais sensível a alterações ambientais ou antrópicos que os atributos químicos e físicos do solo (DICK; TABATABAI, 1993), revelando-se, assim, como sensível indicadora de alterações no solo e ecossistemas (BADIANE et al., 2001; NOGUEIRA et al., 2006; BINI, 2009).

A biomassa microbiana do solo é considerada a fração viva da matéria orgânica, composta por bactérias, fungos e protozoários (MOREIRA; MALAVOLTA, 2004), constituindo, em média, entre 1 a 4% do C total do solo e de 3 a 5% do N (SCHLOTTER; DILLY; MUNCH, 2003). Além de armazenadora de nutrientes, a biomassa microbiana é considerada bioindicadora da qualidade do solo devido a sua atuação na formação e na estabilização de agregados e ciclagem de nutrientes, podendo atuar como dreno de nutrientes, por meio da imobilização, ou como fonte, por meio da mineralização (HATCH et al., 2000). Além disso, atua como substrato para processos enzimáticos no solo, promovendo a sustentabilidade biológica e produtividade nos ecossistemas (TEMPLER; FINDLAY; LOVETT, 2003). A avaliação da biomassa microbiana tem sido proposta como um indicador do estado e das alterações da matéria orgânica do solo e sugerida como uma medida sensível do aumento ou decréscimo de sua quantidade (TÓTOLA; CHAER, 2002).

Os valores de biomassa microbiana em plantio de eucalipto, reportados em alguns trabalhos realizados no Brasil, variam de 80 a 310 $\mu\text{g C g}^{-1}$ (CHAER; TÓTOLA, 2007; GAMA-RODRIGUEZ et al., 2008; BARRETO et al., 2008). No entanto, deve-se considerar a idade destes plantios, clima, tipo de solo e histórico das áreas. Estes fatores são extremamente importantes para entender a dinâmica da biomassa microbiana e dos atributos microbianos do solo, em sistemas florestais (VARENNES; TORRES, 2011). Além disso, há carência de informações sobre o início dos plantios, nos primeiros meses de desenvolvimento vegetal.

1.1.5 Atividade microbiana e índices de qualidade da matéria orgânica

Dados obtidos do C e N da biomassa microbiana do solo associados aos resultados da atividade microbiana (respiração microbiana) e atributos químicos, como C orgânico e N total, possibilitam a obtenção de índices microbianos que expressam a dinâmica do C e N nos ecossistemas (ANDERSON; DOMSCH, 1993; MONTEIRO; GAMA-RODRIGUES, 2004; GAMA-RODRIGUEZ et al., 2008).

Anderson e Domsch (1993) propuseram a determinação do coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$), que é a relação entre a quantidade de CO_2 produzida por unidade de carbono da biomassa microbiana por unidade de tempo. O $q\text{CO}_2$ é um índice que expressa a taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana. Uma biomassa mais eficiente seria aquela que perderia menos C na forma de CO_2 com a respiração e incorporasse mais C às células microbianas. Em amostras que apresentam os mesmos valores de biomassa, aquela que mostra uma menor taxa de respiração ($< q\text{CO}_2$) é considerada a mais eficiente. De acordo com Anderson e Domsch (1993), coeficientes metabólicos elevados são um indicativo de comunidades microbianas em estádios iniciais de desenvolvimento, com maior proporção de micro-organismos ativos em relação aos inativos, ou ainda um indicativo de populações microbianas sob algum tipo de estresse metabólico. Contudo, nem sempre o $q\text{CO}_2$ segue esse padrão, e ao mesmo tempo em que fornece um índice de eficiência metabólica microbiana, também possui limitações em se tratando dos confusos efeitos causados por estresse e distúrbio na comunidade microbiana de solos degradados e em recuperação. Segundo INSAM (1990), solos que recentemente receberam substratos orgânicos de fácil degradação apresentam predomínio de micro-organismos estrategistas r, com poucas espécies e com altas taxas de crescimento. Sendo assim, a interpretação do $q\text{CO}_2$ deve ser cautelosa e integrada com os dados de biomassa microbiana, respirometria e também com análises de enzimas, como a desidrogenase, que reflitam o estado metabólico dos micro-organismos do solo.

Outros índices podem ser úteis para detectar a qualidade da matéria orgânica. A relação entre o C microbiano e o C total fornece o coeficiente microbiano (C_{mic}/C_t). Em condições estressantes para os micro-organismos (pH, deficiências nutricionais, metais pesados, etc), a capacidade de utilização do C é menor, conduzindo ao decréscimo desse índice ($< C_{\text{mic}}/C_t$) (WARDLE, 1994). Da mesma maneira, a relação entre N da biomassa microbiana e o N total do solo indica a eficiência de conversão do N do solo em N microbiano (SPARLING, 1992). Com a adição de matéria orgânica de boa qualidade, ou com o término

de uma situação de estresse, ocorre um incremento na biomassa microbiana, assim como no coeficiente microbiano ($>C_{mic}/C_t$), ainda que os teores de C orgânico total do solo possam permanecer praticamente inalterados (POWLSON; BROOKES; CHRISTENSEN, 1987). Chaer e Tótola, 2007 encontraram valores de C_{mic}/C_t que variaram entre 0,81 e 1,54 % em áreas com plantios de eucalipto com diferentes tipos de manejo. Segundo estes autores esses valores são abaixo dos encontrados em alguns solos com culturas agrícolas (2-7 %) (ANDERSON; DOMSCH, 1993). Obviamente, esses resultados comparam solos de climas diferentes (solos tropicais vs solos de clima temperado). Em solos tropicais os menores valores de C_{mic}/C_t podem estar relacionados à menor disponibilidade de nutrientes minerais para sustentar a biomassa microbiana, à inibição dos micro-organismos do solo por acidez excessiva ou toxicidade de Al_3^+ ou a ambos. Considerando que o C da biomassa microbiana equivale de 1 a 4% do C total do solo, valores de C_{mic}/C_t abaixo de 1 são preocupantes, representando realmente uma perda na qualidade da matéria orgânica, com reflexo direto na biomassa microbiana.

1.1.6 Microbiota e enzimas do solo

Os processos envolvidos na oxidação da matéria orgânica, e mais especificamente na conversão de N e P orgânico para inorgânico (ou disponível), envolvem a participação de grupos de micro-organismos (celulolíticos, amonificadores, nitrificadores). Muitos destes organismos são municiados de enzimas específicas para disponibilização de formas assimiláveis de nutrientes, sendo importantes catalisadores de inúmeras reações envolvidas nos ciclos biogeoquímicos (BADIANE et al., 2001). De modo geral, as enzimas extracelulares, além de serem reguladas indiretamente pelo aumento da produção e secreção pelos micro-organismos, podem também ser moduladas diretamente pelas condições físico-químicas do ambiente, tais como teor de carbono orgânico, nitrogênio total, fósforo disponível, força iônica, pH e umidade (AON; COLANERI, 2001; NAYAK; BADU; ADHYA, 2007).

A atividade de endo (desidrogenase) e exoenzimas (fosfatases, celulasas, uréases, etc.) é utilizada como um sensor em estudos de distúrbios ou alterações nos sistemas, que podem explicar mudanças na ciclagem biogeoquímica e qualidade do solo (BADIANE et al., 2001, 2008). A atividade da enzima desidrogenase é considerada indicadora do metabolismo oxidativo microbiano do solo, relacionada diretamente com a atividade microbiana de células viáveis (NAYAK; BADU; ADHYA, 2007). Essa enzima é utilizada como indicadora da

atividade microbiológica no solo (NANNIPIERI; GREGOS; CECCANTI, 1990), sendo responsável por reações de transferência de energia através da cadeia transportadora de elétrons (BASTIDA et al., 2006), refletindo assim a atividade oxidativa da biomassa microbiana.

Enzimas relacionadas ao ciclo do fósforo, como as fosfatases, hidrolisam formas orgânicas de fósforo, liberando formas minerais para plantas e micro-organismos (SPEIR; ROSS, 1978). De acordo com seu pH ótimo, as fosfatases são classificadas como ácidas (pH 6,5) ou alcalinas (pH 11). Além disso, a fosfatase ácida é produzida tanto por micro-organismos quanto por plantas, contudo, a atividade da fosfatase alcalina parece ser atribuída totalmente aos micro-organismos. Estudos de Chen et al. (2002) mostraram que a diminuição de P orgânico na rizosfera das plantas está associada com o aumento da atividade da fosfatase. Segundo Dick (2000) a atividade das enzimas fosfatases pode representar melhor a dinâmica do pH do solo devido a sua alta sensibilidade a alterações nas concentrações de H^+ e OH^- . Além disso, essa enzima representa a ciclagem de P orgânico nos ecossistemas, sobretudo em solos tropicais, comumente relacionados com cargas variáveis e com alta fixação de P inorgânico em seus colóides.

A atividade da enzima urease é de grande importância para a mineralização da matéria orgânica e fornecimento de N-amoniacal, sobretudo com a hidrólise da uréia e amino compostos oriundos principalmente de resíduos vegetais (KANDELER, 2007). Através do processo de amonificação, ocorrerá a mineralização de compostos orgânicos a NH_4^+ que, de acordo com as condições ambientais, terá vários destinos, sendo possível ser imobilizado pelos micro-organismos, absorvido pelos vegetais superiores, adsorvido pelos minerais de argila, além de ser oxidado a nitrato, iniciando assim o processo de nitrificação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A decomposição da celulose é controlada pela atividade da enzima celulase no solo, uma vez que essa enzima é secretada por bactérias e, principalmente, fungos em muitas condições ambientais, como altas temperaturas (30-60 °C) e baixo pH (5-6) (DOYLE et al., 2006). Diferentes coberturas vegetais, com resíduos qualitativamente distintos (relação C/N, teor de celulose, teor de lignina, presença de resinas, monoterpenos, taninos, etc.), podem influenciar a atividade de celulasas no solo. A atividade desta enzima pode variar tanto com a época do ano quanto com a qualidade da fonte de celulose. Isso indica que a atividade dessa enzima depende da qualidade do substrato sobre o qual atua (DOYLE et al., 2006).

Devido às importantes funções biológicas que desempenham, as enzimas do solo podem ser utilizadas como indicadoras de qualidade e diversidade funcional do solo, em que

fatores como o uso, manejo e cobertura vegetal influenciam suas atividades, podendo afetar os ciclos do C e nutrientes.

1.1.7 Fungos micorrízicos arbusculares (FMA)

Além da atividade microbiológica do solo e da avaliação da comunidade de micro-organismos do solo, deve-se ressaltar a importância dos FMA, os quais possuem papel fundamental na manutenção das condições ambientais do solo. Os FMA formam simbioses com raízes de plantas através de associações micorrízicas e, além de garantir suprimento de fotoassimilados, favorecem a absorção de nutrientes, em especial o P, e água pelas plantas (BAGO et al., 2003), explorando locais aos quais as raízes não têm acesso. A exsudação das plantas micorrizadas pode ser entre 4 a 20% superior a das plantas não micorrizadas e pode estimular um incremento de carbono do solo estimado em aproximadamente 5 bilhões de toneladas por ano (DOUDS; PFEFFER; SHACHAR-HILL, 2000). A extensa rede de hifas formada pelo fungo micorrízicos no solo é de grande relevância para a planta na exploração de nutrientes e água do solo, contribuindo muitas vezes para um aumento em sua taxa de crescimento (MARSCHNER; BAUMANN, 2003). De modo geral, a atividade dos fungos micorrízicos e a associação com as raízes de plantas superiores durante o ano não é uniforme, uma vez que estes estão sujeitos a variações nas condições de temperatura, umidade, matéria orgânica, P, N, pH e aeração do solo, além de práticas de manejo e procedimentos efetuados durante a formação de mudas. Por outro lado, as variações nos tipos de solo e na vegetação podem favorecer o domínio de algumas espécies em relação a outras, comprometendo ou favorecendo a diversidade dos gêneros e/ou espécies de fungos micorrízicos.

A colonização micorrízica observada em espécies de leguminosas como *A. mangium* é notória (MENDES-FILHO et al., 2009), sendo esta interação importante para o desenvolvimento da planta. Estudos conduzidos por Rodrigues, Martins e Salomão (2003) demonstraram que a inoculação de FMA diminuem a relação C/N no eucalipto e na sesbânia, fato interessante para melhor ciclagem de nutrientes em campo. Entretanto, espécies de eucalipto são comumente pouco relacionados com FMA, sendo que muitos dos trabalhos avaliam apenas a presença de ectomicorrizas. Santos et al. (2001), em estudo realizado com cinco espécies de eucalipto, incluindo *E. cloeziana*, observaram uma sucessão no tipo de colonização micorrízica, sendo inicialmente dominado por fungos micorrízicos arbusculares e posteriormente por fungos ectomicorrízicos. No entanto, essa sucessão ainda não é

evidenciada em todas as espécies de eucalipto, sendo que os fatores que direcionam esse fenômeno ainda não foram esclarecidos (PAGANO; SCOTTI, 2008).

De modo geral, os benefícios da simbiose são maiores em solos com baixa fertilidade, ou com problemas de desequilíbrio de nutrientes, principalmente em relação à disponibilidade de P. Além disso, parece existir uma importância ainda não evidenciada para FMA em culturas de eucalipto, principalmente no início do seu desenvolvimento, como relatado por Santos et al. (2001).

1.1.8 Justificativa

Muitos estudos vêm detalhando resultados promissores do consórcio de eucalipto e espécies de leguminosas, visando maior ciclagem de N e P. No entanto, há grande necessidade e demanda de informações que elucidem o papel da microbiota do solo em tais povoamentos e se esta é alterada ao longo do tempo de crescimento dos plantios. Informações sobre biomassa microbiana, atividade de enzimas como as fosfatases e FMA nestes sítios são preponderantes para melhor entender como a intensificação do uso de sistemas consorciados podem afetar a ciclagem de nutrientes. Desta maneira, um projeto multidisciplinar foi desenvolvido a fim de coletar dados referentes a algumas características produtivas, fisiológicas, bioquímicas, químicas e biológicas em plantio puros e mistos de *A. mangium* e *E. grandis*. Para tanto, foi proposta a avaliação de alguns atributos microbianos e químicos do solo e serapilheira no início de uma segunda rotação de plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium*. Tais informações podem servir de referência para identificar a dinâmica da microbiota no início do estabelecimento vegetal e a qualidade do solo, além de estabelecer melhorias no manejo florestal.

1.1.9 Objetivos

Este trabalho tem como objetivo principal avaliar os atributos microbianos e químicos do solo e serapilheira em uma segunda rotação de plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium*.

1.1.9.1 Objetivos específicos

2. Determinar o C e N da biomassa microbiana do solo;

3. Avaliar a atividade microbiana do solo por respirometria e atividade de enzimas (desidrogenase, celulase, urease e as fosfatases ácida e alcalina).
4. Estimar a taxa de colonização de FMA e a diversidade de esporos de FMA;
5. Verificar a dinâmica dos atributos químicos e microbianos do solo e serapilheira nos primeiros 20 meses de plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium*.
6. Avaliar, através de métodos multivariados, quais atributos químicos e microbianos estão mais associados com os plantios puros e mistos.

Referências

ALLISON, S.D.; NIELSEN, C.; HUGHES, R.F. Elevated enzyme activities in soils under the invasive nitrogen-fixing tree *Falcataria moluccana*. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 3, p. 1537–1544, 2006.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient form CO₂ (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 393-395, 1993.

AON, M.A.; COLANERI, A.C. II. Temporal and spatial evolution of enzymatic activities and physic-chemical properties in an agricultural soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 18, p. 255-270, 2001.

BADIANE, N.N.Y.; CHOTTE, J.L.; PATE, E.; MASSE, D.; ROULAND, C. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 18, p. 229-238, 2001.

BADIANE, N.N.Y.; ACHOUAK, W.; CHRISTEN, R.; HEULIN T.; BRAUMAN, A.; CHOTTE, J. Characteristics of microbial habitats in a tropical soil subject to different fallow management. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 38, p. 51-61, 2008.

BAGO, B.; PFEFFER, P.E.; ABUBAKER, J.; JUN, J.; ALLEN, J.W.; BROUILLETTE, J.; DOUDS, D.D.; LAMMERS, P.J.; SHACHAR-HILL, Y. Carbon export from arbuscular mycorrhizal roots involves the translocation of carbohydrate as well as lipid. **Plant Physiology**, London, v. 131, p. 1-11, 2003.

BARRETO, P.A.B.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F.; FONSECA, S. Atividade microbiana, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em sequência de idades. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 611-619, 2008.

BASTIDA, F.; MORENO, J.L.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. Microbiological activity in a soil 15 years after its devegetation. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 2503-2507, 2006.

BAUHUS, J.; VAN WINDEN, A.P.; NICOTRA, A.B. Above-ground interactions and productivity in mixed-species plantations of *Acacia mearnsii* and *Eucalyptus globules*. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 34, p. 686-694, 2004.

BINI, D. **Bioindicadores de qualidade de solo em diferentes ecossistemas**. 2009. 75 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

BINI, D.; SANTOS, C. A.; BOUILLET, J. P.; GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA, E.J.B.N. *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in monoculture and intercropped plantations: evolution of soil and litter microbial and chemical attributes during early stages of plant development. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, 2012. In press.

BINKLEY, D.; RYAN, M.G. Net primary production and nutrient cycling in replicated stands of *Eucalyptus saligna* and *Albizia facaltaria*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 112, p. 79-85, 1998.

BINKLEY, D.; GIARDINA, C.; BASHKIN, M.A. Soil phosphorous pools and supply under the influence of *Eucalyptus saligna* and nitrogen-fixing *Albizia facaltaria*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 128, p. 241-247, 2000.

BINKLEY, D.; DUNKIN, K.A.; DEBELL, D.; RYAN, M.G. Production and nutrient cycling in mixed plantations of *Eucalyptus* and *Albizia* in Hawaii. **Forest Science**, Bethesda, v. 38, p. 393-408, 1992.

BOUILLET, J.P.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; MOREIRA, M.Z.; TRIVELIN, P.; JOURDAN, C.; GALIANA, A. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil. 2. Nitrogen accumulation in the stands and N₂ biological fixation. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3918-393, 2008.

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

CHEN, C.R.; CONDRON, L.M.; DAVIS, M.R.; SHERLOCK, R.R. Phosphorus dynamics in the rhizosphere of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) and radiata pine (*Pinus radiata* D. Don.). **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 487-499, 2002.

COELHO, S.R.D.F.; GONÇALVES, J.L.D.M.; MELLO, S.L.D.M.; MOREIRA, R.M.; SILVA, E.V.D.; LACLAU, J.P. Crescimento, nutrição e fixação biológica de nitrogênio em plantios consorciados de eucalipto e leguminosas arbóreas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 759-768, 2007.

CORBEELS, M.; MCMURTRIE, R.E.; PEPPER, D.A.; MENDHAM, D.S.; GROVET, T.S.; O'CONNELL, A.M. Long-term changes in productivity of eucalypt plantations under different harvest residue and nitrogen management practices: a modelling analysis. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 217, p. 1-18, 2005.

DEBELL, D.S.; COLE, T.G.; WHITESELL, C.D. Growth, development, and yield of pure and mixed stands of *Eucalyptus* and *Albizia*. **Forest Science**, Bethesda, v. 43, p. 286-298, 1997.

DICK, W.; CHENG, L.; WANG, P. Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 1915-1919, 2000.

DICK, W.A.; TABATABAI, M.A. Significance and potential uses of soil enzymes. In: BLAIN, F.J. (Ed). **Soil microbial ecology application in agricultural and environmental management**. New York: Marcel Dekker, 1993. v. 1, p. 95-127.

DOUDS, D.D.; PFEFFER, P.E.; SHACHAR-HILL, Y. Carbon partitioning, cost, and metabolism of arbuscular mycorrhizas. In: KAPULNIK, Y.; DOUDS D.D. (Ed.). **Arbuscular mycorrhizas: physiology and function**. New York: Kluwer Academic, 2000. p. 107-129.

DOYLE, J.; PAVEL, R.; BARNES, G.; STEINBERGER, Y. Cellulase dynamics in a desert soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 371-376, 2006.

FOELKEL, C. **Os eucaliptos e as leguminosas**. Disponível em: <<http://www.celso-foelkel.com.br/>>. Acesso em: 28 nov. 2012.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; COWIE, A.L. On the success and failure of mixed-species tree plantations: lessons learned from a model system of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 209, p. 147-155, 2005.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; KHANNA, P.K. Growth dynamics in a mixed-species plantation of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 193, p. 81-95, 2004.

FORRESTER, D.I.; COWIE, A.L.; VANCLAY, J.K. Mixed-species plantations of *Eucalyptus* with nitrogen-fixing trees: a review. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 233, p. 211-230, 2006.

GAMA-RODRIGUES, E.F.D.; GAMA-RODRIGUES, A.C.D.; PAULINO, G.M.; FRANCO, A.A. Atributos químicos e microbianos de solos sob diferentes coberturas vegetais no norte do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1521-1530, 2008.

GARAY, I.; PELLENS, R.; KINDEL, A.; BARROS, E.; FRANCO, A.A. Evaluation of soil conditions in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in Brazil: a contribution to the study of sustainable land use. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 27, p. 177-187, 2004.

GONÇALVES, J.L.M.; MENDES, K.C.F.S.; SASAKI, C.M. Mineralização de nitrogênio em ecossistemas florestais naturais implantados do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 601-616, 2001.

GONÇALVES, J.L.M.; BARROS, N.F.; NAMBIAR, E.K.S.; NOVAIS, R.F. Soil and stand management for short-rotation plantations In: NAMBIAR, E.K.S.; BROWN, A.G. (Ed.).

Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests. Canberra: ACIAR, 1997. p. 379-418.

GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L.; LACLAU, J.P.; BOUILLET, J.P.; RANGER J. Assessing the effects of early management on long-term site productivity of fast-growing eucalypt plantations: the Brazilian experience. **Southern Forests**, Grahamstown, v. 70, p. 105-118, 2008.

GUNES, A.; INAL, A.; CICEK, N.; ERASLAN, F. Role of phosphatases, iron reducing, and solubilizing activity on the nutrient acquisition in mixed cropped peanut and barley. **Journal of Plant Nutrition**, Philadelphia, v. 30, p. 1555-1568, 2007.

HATCH, D.J.; LOVELL, R.D.; ANTIL, R.S.; JARVIS, S.C.; OWEN, P.M. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 30, p. 288-293, 2000.

HE, X.H.; CRITCHLEY, C.; BLEDSOE, C. Nitrogen transfer within and between plants through common mycorrhizal networks (CMNs). **Critical Reviews in Plant Sciences**, Philadelphia, v. 22, p. 531-567, 2003.

HUNTER, I. Above ground biomass and nutrient uptake of three tree species (*Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus grandis* and *Dalbergia sissoo*) as affected by irrigation and fertiliser, at 3 years of age, in southern India. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 144, p. 189-199, 2001.

INSAM, H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 525-532, 1990.

IZQUIERDO, I.; CARAVACA, F.Ç.; ALGUACIL, M.M.; HERNÁNDEZ, G.; ROLDAN, A. Use of microbiological indicators for evaluation success in soil restoration after revegetation of mining area under subtropical conditions. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 30, p. 3-10, 2005.

JACKSON, L.E.; BURGER, M.; CAVAGNARO, T.R. Roots, nitrogen transformations, and ecosystem services. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, v. 59, p. 341-363, 2008.

JOURDAN, C.; SILVA, E.; GONÇALVES, J.L.; RANGER, J.; MOREIRA, M.R.; LACLAU, J.P. Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 256, p. 396-404, 2008.

KANDELER, E. Physiological and biochemical methods for studying soil biota and their function. In: PAUL, E.A. (Ed). **Soil microbiology, ecology, & biochemistry**. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier, 2007. p. 53-83.

KHANNA, P.K. Comparison of growth and nutrition of young monocultures and mixed stand of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 94, p. 105-113, 1997.

KAYE, J.P.; RESH, S.C.; KAYE, M.W.; CHIMMER, R.A. Nutrient and carbon dynamics in a replacement series of *Eucalyptus* and *Albizia* trees. **Ecology**, Washington, v. 81, p. 3267-3273, 2000.

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. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil: biomass allocation and net primary production. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3905-3917, 2008.

LACLAU, J.P.; RANGER, J.; DELEPORTE, P.; NOUVELLON, Y.; SAINT-ANDRÉ, L.; MARLET, S.; BOUILLET, J.P. Nutrient cycling in a clonal stand of *Eucalyptus* and an adjacent savanna ecosystem in Congo. Input-output budgets and consequences for the sustainability of the plantations. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 210, p. 375-391, 2005.

LAIR, G.J.; ZEHETNER, F.; KHAN, Z.H.; GERZABEK, M.H. Phosphorus sorption-desorption in alluvial soils of a young weathering sequence at the Danube River. **Geoderma**, Amsterdam, v. 149, p. 39-44, 2009.

LAVELLE, P. Fauna activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. In: BEGON, M.; FITTER, A.H. (Ed.). **Advances in ecological research**. New York: Academic Press, 1997. v. 27, p. 93-132.

MALAJCZUK, N.; JONES, N.; NEELY, C. **The importance of mycorrhiza to forest trees**. Washington: The World Bank, Asia Technical Department, 1993. 27 p.

MARSCHNER, P.; BAUMANN, K. Changes in bacterial community structure induced by mycorrhizal colonization in split root maize. **Plant & Soil**, London, v. 251, p. 279-289, 2003.

MENDES-FILHO, P.F.; VASCONCELLOS, R.L.F.; PAULA, A.M.; CARDOSO, E.J.B. N. Evaluating the potential of forest species under “microbial management” for the restoration of degraded mining areas. **Water, Air & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 208, p. 79-89, 2009.

MONTAGNINI, F. Accumulation in above-ground biomass and soil storage of mineral nutrients in pure and mixed plantations in a humid tropical lowland. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 134, p. 257-270, 2000.

MONTEIRO, M.T.; GAMA-RODRIGUES, E.F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, v. 28, p. 819-826, 2004.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 1103-1110, 2004.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 3. ed. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

NANNIPIERI, P.; GREGOS, S.; CECCANTI, B. Ecological significance of the biological activity in soil. In: BOLLAG, J.M., STOTZY, G. (Ed.). **Soil biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1990. p. 293-355.

NAYAK, D.R.; BABU, Y.J.; ADHYA, T.K. Long-term application of compost influences microbial biomass and enzyme activities in a tropical Aeris Endoaquept planted to rice under flooded condition. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1897-1906, 2007.

NOGUEIRA, M.A.; ALBINO, U.B.; BRANDÃO-JÚNIOR, O.; BRAUN, G.; CRUZ, M.F.; DIAS, B.A.; DUARTE, R.T.D.; GIOPIO, N.M.R.; MENNA, P.; ORLANDI, J.M.; RAIMAN, M.P.; RAMPAZO, L.G.L.; SANTOS, M.A.; SILVA, M.E.Z.; VIEIRA, F.P.; TOREZAN, J.M.D.; HUNGRIA, M.; ANDRADE, G. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 115, p. 237-247, 2006.

ORJUELA, H.B. **El suelo**: una vision sobre sus componentes biorgánicos. Pasto: Universidad de Marinõ, 1989. 447p.

PAGANO, M.C.; SCOTTI, M.R. Arbuscular and ectomycorrhizal colonization of two Eucalyptus species in semiarid Brazil. **Mycoscience**, Ibaraki, v. 49, p. 379-384, 2008.

PARROTA, J.A. Productivity, nutrient cycling, and sucession in sigle and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* and *Leucena leucoaphala* in Puerto Rico. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 124, p. 45-77, 1999.

POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C.; CHRISTENSEN, B.T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 159-164, 1987.

PRESCOTT, C.E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 101, p. 133-149, 2010.

RODRIGUES, L.A.; MARTINS, M.A.; SALOMÃO, M.S.M.B. Uso de micorrizas e rizóbio em cultivo consorciado de eucalipto e sesbânia: crescimento, absorção e transferência de nitrogênio entre plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 583-591, 2003.

ROTHER, A.; BINKLEY, D. Nutritional interactions in mixed species forests: a synthesis. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 31, p. 1855-1870, 2001.

SANTOS, V.L.D.; MUCHOVEJ, R.M.; BORGES, A.C.; NEVES, J.C.L.; KASUYA, M.C.M. Vesicular-arbuscular-/ecto-mycorrhiza succession in seedlings of *Eucalyptus* spp. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v. 32, p. 81-86, 2001.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA. **Fatos e números do Brasil florestal**. Disponível em: <<http://www.sbs.org.br>>. Acesso em: 06 jan. 2010.

SCHLOTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J.C. Indicators for evaluating soil quality. **Agriculture, Ecosystems & Environmental**, Amsterdam, v. 98, p. 255-262, 2003.

SINHA, S.; MASTO, R.E.; RAM, L.C.; SELVI, V.A.; SRIVASTAVA, N.K.; TRIPATHI, R.C.; GEORGE, J. Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 41, p. 1824-1832, 2009.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 30, p. 195-207, 1992.

SPEIR, T.W.; ROSS, D.J. Soil phosphatase and sulphotase. In: BURNS, R.G. (Ed.). **Soil enzymes**. New York: Academic Press, 1978. p. 197-250.

TEMPLER, P.; FINDLAY, S.; LOVETT, G. Soil microbial biomass and nitrogen transformations among five tree species of the Catskill Mountains, New York, USA. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 607-613, 2003.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 196-276.

VANCE, C.P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D.L. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytologist**, Oxford, v. 157, p. 423-447, 2003.

VARENNES, A.; TORRES, M.O. Post-fallow tillage and crop effects on soil enzymes and other indicators. **Soil Use & Management**, Oxford, v. 27, p. 18-27, 2011.

VOIGTLAENDER, M.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; PICCOLO, M.D.C.; MOREIRA, M.Z.; NOUVELLON, Y.; RANGER, J.; BOUILLET, J.P. Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil organic matter stocks and nitrogen mineralization. **Plant & Soil**, London, v. 352, p. 99-111, 2012.

WANG, C.; FENG, X.; GUO, P.; HAN, G.; TIAN, X. Response of degradative enzymes to N fertilization during litter decomposition in a subtropical forest through a microcosm experiment. **Ecological Research**, Tokyo, v. 25, p. 1121-1128, 2010.

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

YEROKUN, O.A. Chemical characteristics of phosphorus in some representative benchmark soil of Zambia. **Geoderma**, Amsterdam, v. 147, p. 63-68, 2008.

2 PLANTIO PURO E MISTO DE *EUCALYPTUS GRANDIS* E *ACACIA MANGIUM*: EVOLUÇÃO DOS ATRIBUTOS MICROBIANOS E QUÍMICOS DO SOLO E SERAPILHEIRA EM INÍCIO DE ESTABELECIMENTO VEGETAL

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar e relacionar a evolução de atributos microbiológicos e físico-químicos do solo e serapilheira no início de uma segunda rotação de plantio puro e misto de *E. grandis* e *A. mangium*. Foram coletadas amostras de solo (0-10 cm) aos 2, 7, 14 e 20 meses após o plantio dos seguintes plantios, cada um sendo considerado um tratamento: monoculturas de *A. mangium* e *E. grandis* sem fertilização, monocultura de *E. grandis* fertilizado com N e plantio consorciado entre *E. grandis* e *A. mangium* (50E:50A). Os atributos microbiológicos variaram muito entre os tratamentos nos primeiros 20 meses de plantios. Os teores totais de C, N e P da serapilheira apresentaram maiores correlações com a biomassa microbiana de C e N (C_{mic} e N_{mic}), respirometria e atividade da desidrogenase em todas as épocas. Menores relações C/N, C/P da serapilheira e C/N e C_{mic}/C_t do solo foram obtidos após 20 meses. O plantio consorciado forneceu material orgânico de boa qualidade e rico em N e P, embora isso não representasse maiores teores desses elementos no solo e maior atividade microbiana no solo. Uma implicação destes achados é que, pelo menos na fase inicial de crescimento das plantações, atributos químicos da serapilheira e a variação desses atributos governaram os processos microbianos. A análise canônica discriminante revelou alterações nos atributos microbiológicos e químicos do solo no plantio consorciado, devido ao crescimento das plantas e da serapilheira acumulada. Vinte meses após o plantio, as plantações foram discriminadas por diferenças na composição química da serapilheira (C, N e P), C total do solo, N_{mic} e atividade da desidrogenase, os quais foram muito similares entre o plantio consorciado e as parcelas com *E. grandis* fertilizado com N. Esses resultados dos estádios iniciais de desenvolvimento de plantações são importantes para a compreensão da dinâmica dos atributos do solo nesses sistemas e, especialmente, em plantações consorciadas. Na área com consórcio o efeito cumulativo de atributos biológicos reflete um sistema mais sustentável. No entanto, estudos de longo prazo são necessários para identificar padrões que se desenvolvem após os 20 meses.

Palavras-chave: Biomassa microbiana; Florestal; Plantio consorciado; Leguminosas; Littera

Abstract

Soil microorganisms and microbial processes are influenced by the quality and quantity of plant waste entering the soil, by its seasonal and spatial distribution, by the ratio of above- to below-ground inputs, and by changes in nutrient inputs. Soil management strategies sometimes promote mixed-species plantations to mitigate the loss of soil nutrients and improve biogeochemical cycling. The objective of this study was to explore changes in microbiological and chemical attributes of soils and litter in the early stages of the second rotation of mixed and pure plantations of *E. grandis* and *A. mangium*, and to look for correlations between attributes. Soil samples at 0-10 cm depth were collected two, seven, 14, and 20 months after planting in the following treatments: monocultures of *A. mangium* and *E. grandis*, a monoculture of *E. grandis* with N-fertilizer, and an intercropped plantation with *E. grandis* and *A. mangium*. Microbial soil attributes varied dramatically between treatments 20 months after planting. Total C, N and P contents in litter showed the strongest correlations with microbial biomass C and N (C_{mic} and N_{mic}), microbial respiration, and dehydrogenase

activity in all sampling periods. Lower C/N and C/P ratios in litter and lower C/N and C_{mic}/tC ratios in soils after 20 months in the intercropped plantation illustrated the system's capacity for supplying inputs of high-quality organic matter rich in N and P, but this did not result in higher contents of these elements or greater microbial activity in soils. An implication of this finding is that, at least in the initial growth phase of these plantations, chemical attributes of the litter and variation in those attributes govern microbial processes and, consequently, are mostly responsible for plant development. Canonical discriminant analysis revealed changes in the microbiological and chemical attributes of soil in the intercropped plantation due the plants growth and the leaf litter accumulated. Twenty months after planting, the different plantations could be discriminated by differences in litter chemistry (C, N, and P), total soil C, N_{mic} , and dehydrogenase activity, which were very similar in intercropped plantations and *E. grandis* with N-fertilizer. These results from the early stages of plantation development are important for understanding the dynamics of soil attributes in these systems, and especially in intercropped plantations. In intercropped areas the cumulative effect of microbial attributes reflect a more sustainable system. Long-term studies are needed to identify patterns that develop after 20 months, during the growth period of these plantations.

Keywords: Microbial biomass; Forestry; Mixed-species; Legumes; Litter

2.1 Introdução

Os micro-organismos do solo são componentes importantes para formação, manutenção, ciclagem de nutrientes e, muitas vezes, para a descontaminação de ecossistemas, uma vez que estão posicionados como decompositores na cadeia trófica. A sensibilidade a mudanças como textura do solo, umidade, temperatura e status nutricional (FIERER; SCHIMEL; HOLDEN, 2003; SINHA et al., 2009) condicionam os micro-organismos a atuar como indicadores de qualidade e saúde do solo (BASTIDA et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2006). Contudo, outros parâmetros podem ser moduladores da atividade microbiana no solo, como o teor de C e nutrientes e qualidade da matéria orgânica do solo em florestas (BONAMONI; INCERTI; MAZZOLENI, 2010), sendo estes fatores inerentes, inicialmente, ao tipo de vegetação presente no sistema. Há grande interesse no estudo entre relações de diversidade de espécies vegetais e funcionalidade dos ecossistemas, visto que já é reconhecido que a biodiversidade afeta fortemente algumas das suas funções, estando produtividade e estabilidade entre as principais (MCGRADY-STEED; HARRIS; MORIN, 1997; TILMAN et al., 2001). No entanto, outras informações devem ser buscadas sobre sistemas florestais que priorizem a diversidade de espécies, principalmente em sistemas com fins comerciais, a fim de avaliar e validar novos sistemas de manejo e plantio, com objetivos de manter a produção, diminuir a fertilização e proporcionar matéria orgânica de melhor qualidade. Neste sentido, tem sido propostos e testados plantios de eucaliptos consorciados com espécies leguminosas (p. ex.: *A. mangium*) para contornar os problemas de depleção de

N e fixação de P (FORRESTER; BAUHUS; KHANNA, 2004), sobretudo em solos tropicais com cargas variáveis (BOUILLET et al., 2008; JOURDAN et al., 2008 LACLAU et al., 2008).

De modo geral, *E. grandis* é uma espécie de crescimento rápido com corte raso estimado em seis a sete anos (para celulose) e 12 a 14 anos (para madeira) no Brasil. Outra vantagem, como alta diversidade de espécies e boa adaptação a várias regiões e climas tem destacado o eucalipto como potencial árvore para uso em reflorestamentos, com alto valor comercial. No entanto, rotações sucessivas de eucalipto apresentam desvantagens como a de exportar alta quantidade de nutrientes e, assim, esgotar os estoques de N e P do solo. Esses fatores podem diminuir a produtividade, já que esta árvore apresenta pouca ou nenhuma resposta à adubação nitrogenada (GONÇALVES et al., 1997). *A. mangium*, dentre muitas leguminosas, apresenta-se como destaque e alternativa no plantio misto com eucalipto, pois apresenta rápido desenvolvimento de biomassa, estabilidade e competitividade (FORRESTER; COWIE; VANCLAY, 2006; COELHO et al., 2007; LACLAU et al., 2008), além da capacidade de formar simbiose com micro-organismos do solo fixadores de nitrogênio e com fungos micorrízicos, sendo amplamente utilizada na recuperação de áreas degradadas (MENDES-FILHO et al., 2009). Além disso, as possibilidades de aproveitamento fazem de *A. mangium* uma planta com bom valor econômico, uma vez que as folhas podem ser usadas como forragem na alimentação de animais e a madeira pode ser usada na fabricação de papel e celulose, aglomerados, carvão, lenha, entre outros (XIE; HONG, 2002).

Alguns autores já apresentaram resultados referentes a plantios consorciados no Brasil (BOUILLET et al., 2008; JOURDAN et al., 2008 LACLAU et al., 2008; VOIGTLAENDER et al. 2012) Austrália (KHANNA, 1997; FORRESTER et al., 2004), África (TRAORÉ et al., 2007; ISAAC et al., 2011) e Ásia (KHANNA, 1998; YAMASHITA; OHTA; HARDJONO, 2008). Estes estudos indicam o potencial de tal associação bem como o interesse para obter maiores informações de funcionamento de plantios consorciados. Entre estas, como o plantio consorciado afeta os micro-organismos do solo e interage com eles? A atividade microbiana do solo está estreitamente relacionada com a ciclagem biogeoquímica nos ecossistemas, sendo de vital importância para a sustentabilidade e crescimento de sistemas florestais.

Neste caso, os processos de conversão de N e P orgânico para inorgânico ou disponível envolvem a participação de grupos de micro-organismos que são fundamentais para a ciclagem destes elementos no ecossistema. A biomassa microbiana representa a fração lábil da matéria orgânica do solo, de natureza dinâmica e facilmente alterada por fatores bióticos e abióticos. Sua sensibilidade frente a distúrbios e alterações de tipos de manejo e

uso da terra já é bem conhecida, sendo considerada ótima indicadora de qualidade do solo (NOGUEIRA et al., 2006; KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010). O C e N da biomassa microbiana do solo servem como alternativa a avaliações químicas de C e N total do solo, visto que atributos químicos apresentam, muitas vezes, alterações mais lentas e pouca sensibilidade a distúrbios (DICK; TABATABAI, 1993), diferentemente do alto dinamismo dos atributos microbiológicos. No entanto, avaliações de atributos químicos (como C total, N total e P disponível) são importantes para melhor interpretar os dados microbiológicos do solo, sobretudo quando se quer avaliar tipos de manejo e formas de plantio. Assim, o coeficiente microbiano, definido como a razão entre a biomassa microbiana de C e o C total do solo (C_{mic}/C_t) é um indicador da qualidade do material orgânico nos ecossistemas (WARBLE, 1992). Avaliações da atividade microbiana, como respiração basal, desidrogenase e coeficiente metabólico (qCO_2) denotam a capacidade e eficiência oxidativa e a metabólica dos micro-organismos do solo, sendo muitas vezes relacionadas com a quantidade e qualidade da matéria orgânica (MADRITCH; HUNTER 2003; NOGUEIRA et al., 2006; SINHA et al., 2009; PRESCOTT, 2010).

A razão teórica do uso de plantios consorciados com leguminosas é propiciar melhores teores de N e P em decorrência da maior qualidade e diversidade vegetal. Neste aspecto os fatores microbiológicos estão diretamente ligados à manutenção da ciclagem biogeoquímica destes elementos, principalmente pela atividade decompositora e atuando como dreno e/ou fonte de C e nutrientes no solo (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010). Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar como os atributos químicos e microbianos do solo variam durante o desenvolvimento inicial (até 20 meses após o plantio) de uma segunda rotação de monoculturas e plantio consorciado de *E. grandis* e *A. mangium*, a fim de aprender mais sobre a dinâmica e sustentabilidade destes ecossistemas.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Descrição e histórico da área

O estudo foi conduzido na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, vinculada ao Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, localizada no município de Itatinga, SP (23° 02'01'' Sul e 48° 37'30'' Oeste). A altitude média nesta região é de 830 m, sendo o clima, segundo classificação de Koeppen,

classificado como mesotérmico úmido (Cwa) e com meses frios em junho e julho (Figura 2.1).

O solo de toda área experimental foi classificado como um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico de textura média (FAO), com 84% de areia e 12% de argila. Após o primeiro corte raso o solo continha 23 g de matéria orgânica, 11 mmol_c kg⁻¹ de Al₃⁺ e 53 mmol_c kg⁻¹ de CTC.

Figura 2.1 - Gráfico de precipitação e temperaturas máxima e mínima mensal entre janeiro de 2010 a junho de 2011

O experimento foi conduzido numa área com histórico de plantio de *E. saligna* mantido como matagal sem uso de fertilizantes (período de 1940-1998). Após o corte dessa vegetação foi estabelecido um plantio de *E. grandis* com pouca fertilização (300 kg ha⁻¹ de NPK 10:20:10), sendo as árvores cortadas em dezembro de 2002. Foi estabelecido em maio de 2003, após pouco tempo de pousio, uma primeira rotação de plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium* com delineamento em blocos casualizados, com corte realizado em maio de 2009. Cada parcela apresentava uma área total de 30 x 30 m, sendo que apenas 18 x 18 m foram utilizados para avaliação, não se computando as bordas das parcelas. Uma descrição mais detalhada do delineamento experimental pode ser encontrada em Laclau et al. (2008).

2.2.2 Delineamento experimental

O presente estudo avaliou o início de uma segunda rotação de monoculturas e consórcio entre *E. grandis* e *A. mangium* instalados em novembro de 2009, mantendo o mesmo delineamento experimental da primeira rotação, utilizando cultivo mínimo e disposição em três blocos casualizados com cinco tratamentos: (E) monoculturas de *E. grandis* (100E:0A) e (A) *A. mangium* (0E:100A) sem fertilização nitrogenada; (EN) monocultura de *E. grandis* (100E:0A) com fertilização nitrogenada (120 kg ha⁻¹ de N na forma de sulfato de amônio) aplicado no início do plantio (em covetas laterais às mudas e a cada seis meses após o plantio) e um plantio consorciado de *E. grandis* e *A. mangium* (50A:50E) sem fertilização nitrogenada. A área do consórcio foi subdividida em amostragens de solo na base de *A. mangium* (A(A+E)) e de *E. grandis* (E(A+E)), para avaliar possíveis alterações nas regiões de influência de raízes e da serapilheira de cada espécie dentro deste tratamento. Algumas imagens dos plantios são mostradas no Apêndice A.

2.2.3 Coleta de amostras de solo e serapilheira

Amostras de solo, na profundidade de 0-10 cm, foram coletadas em duas épocas: julho 2010 e dezembro 2010, correspondendo aos sete e 14 meses após o plantio das árvores. Nove árvores representativas foram selecionadas em cada parcela e, em diferentes posições ao redor do tronco de cada uma, foram coletadas três subamostras de solo (na entrelinha e com distância de no máximo 1,5 m da base dos troncos). Nove subamostras independentes (uma de cada árvore) foram misturadas originando uma amostra composta. Ao final, cada parcela tinha três amostras compostas nas monoculturas e seis amostras compostas no plantio consorciado (três de *E. grandis* e três de *A. mangium*). Assim, cada tratamento apresentou nove amostras compostas em cada período de amostragem. Após, o solo coletado foi peneirado, acondicionado e armazenado a 4 °C até o momento das análises microbiológicas.

Amostras da serapilheira foram coletadas utilizando um quadrado de 0,25 m² por meio da mesma estratégia de coleta de solo. A serapilheira foi seca em estufa a 45 °C e pesada para estimativa de sua massa. Para as análises químicas do solo foi utilizado solo seco ao ar.

2.2.4 Análises químicas do solo e serapilheira

O C e N totais da serapilheira foram avaliados em analisador elementar, método também utilizado para determinação do C e N do solo. A análise de P total da serapilheira foi realizada segundo Murphy e Riley (1962). Os teores de C, N e P da serapilheira foram ajustados conforme análise do conteúdo de cinzas determinado depois da ignição em 550°C até o alcance do peso constante. O P disponível do solo foi avaliado pelo método de extração com resina trocadora de íons segundo Raij et al. (2001). O pH do solo foi determinado em suspensão de solo com CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ na proporção 1:2,5 solo-solução.

O C e N da biomassa microbiana foram estimados por fumigação-extração segundo Vance, Brookes e Jekinson (1987). O C da biomassa microbiana (C_{mic}) foi calculado com base na diferença entre o C da amostra fumigada e o da amostra não fumigada, utilizando-se um fator $K_C = 0,40$ (ROSCOE et al., 2006). O N da biomassa microbiana (N_{mic}) foi determinado em destilador Kjeldahl (BREMNER; MULVANEY, 1982), utilizando um fator K_N de 0,54 (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010). A avaliação da atividade da desidrogenase foi realizada segundo Casida, Klein, e Santoro (1964), utilizando 5 g de solo de cada amostra, os quais foram incubados com 5 mL em solução de 1% de cloreto de trifetil tetrazólio (TTC) a 37°C por 24 horas. Após a incubação o trifetil tetrazólio formazan (TTF) formado foi extraído com metanol, filtrado e a coloração vermelha do extrato foi avaliada em espectrofotômetro a 485 nm. A respirometria foi realizada segundo Alef (1995), sendo que a quantificação do CO_2 liberado ocorreu pela titulação do hidróxido de sódio 0,5 mol L⁻¹ remanescente com solução de ácido clorídrico 0,5 mol L⁻¹ na presença de fenolftaleína, durante os 21 dias de incubação. A partir da razão dos dados de respirometria e C_{mic} foi calculado o coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$). Além disso, foi calculado o coeficiente microbiano através da razão entre o C_{mic} e o C total do solo (C_{mic}/C_t) e entre o N_{mic} e N_t do solo (N_{mic}/N_t).

2.2.5 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), teste de comparação de médias (Duncan $p < 0,05$) e análise de correlação de Pearson. Os atributos químicos e microbiológicos do solo e serapilheira foram submetidos à análise canônica discriminante (ACD) a fim de identificar quais deles foram mais relevantes na separação das áreas

amostradas, sendo as diferenças entre elas avaliadas a partir do teste de LSD ($p < 0,05$). Todas as análises foram realizadas no programa SAS 9.2 (SAS INSTITUTE, 1999).

2.3 Resultados

Na maioria das vezes o conteúdo de água no solo apresentou menores valores na monocultura com *E. grandis* (E) e maiores em *A. mangium* (A e A(A+E)) (Tabela 2.1). O pH em CaCl_2 , C e N total do solo apresentaram poucas variações entre as épocas e entre os tratamentos. O C total do solo apresentou maiores diferenças após 20 meses do plantio, quando a menor concentração foi encontrada no plantio misto (A(A+E) e E(A+E)) (Tabela 2.1). A relação C/N do solo não diferiu entre os tratamentos até 14 meses de plantio, mas após 20 meses, A(A+E) e E(A+E) e A apresentaram relações C/N menores que as monoculturas contendo *E. grandis* (E e EN) (Tabela 2.1). O teor de P disponível teve alta variação dentro dos tratamentos. Após 20 meses maiores valores foram observados em EN, que diferiram somente de A(A+E) (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Umidade, pH, C total, N total e P disponível em solo sob plantio puro e misto de *E. grandis* e *A. mangium* aos 2, 7, 14 e 20 meses de plantio. A (*A. mangium*), E (*E. grandis*), EN (*E. grandis* fertilizado com N), A(A+E) (consórcio - rizosfera de *A. mangium*) e E(A+E) (consórcio - rizosfera de *E. grandis*). Letras iguais na linha não diferem entre si pelo teste Duncan ($p>0,05$). Valores entre parênteses correspondem ao desvio padrão

	época	A	E	EN	A(A+E)	E(A+E)
Umidade (%)	2 meses	11,5 (0,7) a	10,7 (0,7) a	11,2 (0,8) a	11,2 (1,0) a	11,3 (1,1) a
	7 meses	8,2 (0,9) b	7,8 (0,9) c	9,0 (1,2) ab	9,3 (0,5) a	7,9 (0,5) b
	14 meses	8,9 (0,8) a	7,5 (0,6) c	7,8 (0,8) bc	9,1 (1,4) a	8,6 (1,0) ab
	20 meses	8,1 (0,9) a	6,9 (1,1) b	7,1 (1,1) ab	7,4 (1,2) ab	7,1 (1,1) ab
pH (CaCl ₂)	2 meses	3,7 (0,1) a	3,7 (0,1) a	3,7 (0,1) a	3,6 (0,1) a	3,7 (0,2) a
	7 meses	3,8 (0,3) a	3,8 (0,1) a	3,7 (0,1) ab	3,6 (0,1) b	3,7 (0,1) ab
	14 meses	3,8 (0,04) d	4,0 (0,02) c	4,1 (0,03) b	4,0 (0,08) c	4,3 (0,05) a
	20 meses	3,9 (0,1) b	4,0 (0,1) a	4,0 (0,04) a	3,9 (0,02) b	3,9 (0,03) b
C (%)	2 meses	4,1(1,1) a	3,7 (0,5) a	4 (0,7) a	4,3 (0,6) a	4,1 (0,9) a
	7 meses	4,5 (0,8) a	3,6 (0,4) b	4,2 (0,8) ab	4,2 (0,8) ab	4,4 (0,8) a
	14 meses	5 (2,1) a	4,5 (0,4) a	4,6 (0,5) a	4,5 (1,1) a	4,7 (0,9) a
	20 meses	4,5 (0,9) a	4,2 (0,5) ab	5 (0,7) a	3,5 (1,0) b	3,5 (1,1) b
N (%)	2 meses	0,2 (0,05)a	0,2 (0,02) a	0,2 (0,03) a	0,2 (0,03) a	0,2 (0,04) a
	7 meses	0,19 (0,04) ab	0,15 (0,02) c	0,16 (0,02) b	0,2 (0,04) a	0,19 (0,04)ab
	14 meses	0,2 (0,07) a	0,2 (0,02) a	0,2 (0,01) a	0,2 (0,05) a	0,2 (0,04) a
	20 meses	0,2 (0,02) a	0,2 (0,02) a	0,2 (0,02) a	0,2 (0,04) a	0,2 (0,01) a
C/N	2 meses	21 (1,2) a	21 (2,0) a	21 (1,0) a	21 (1,8) a	20 (2,2) a
	7 meses	23 (2,2) ab	23 (2,8) ab	26 (4,2) a	21 (1,7) b	23 (3,1) ab
	14 meses	21 (1,8) a	23 (1,1) a	23 (1,9) a	22 (1,0) a	23 (1,3) a
	20 meses	18 (1,6) bc	22 (2,4) a	20 (1,7) b	15 (3,4) c	18 (2,6) bc
P disponível (µg g ⁻¹)	2 meses	4,8 (0,4) c	4,9 (0,3) b	5,5 (0,7) a	5,7 (0,7) a	5,4 (0,7) ab
	7 meses	5,7 (0,9) a	5,8 (1,0) a	5,8 (0,7) a	5,3 (0,8) a	5,8 (0,7) a
	14 meses	5,5 (0,7) a	5,8 (1,0) a	5,8 (0,7) a	5,6 (1,5) a	5,7 (0,7) a
	20 meses	5,3 (0,5) ab	5,2 (0,4) ab	5,8 (0,4) a	4,9 (0,8) b	5,1 (1,0) ab

A concentração de C da serapilheira apresentou pouca variação no consórcio e em A nas quatro épocas de amostragem. Diferentemente, E e EN tiveram um aumento na concentração de C aos 7 meses e 20 meses após o plantio (Tabela 2.2). O teor de N da serapilheira mostrou grande variação dentro dos tratamentos e épocas, sendo que os resíduos da monocultura de *A. mangium* apresentaram maiores valores. Contudo, a presença de A.

mangium no consórcio não representou aumento significativo e discrepante dos encontrados nas áreas de monocultura de *E. grandis* (Tabela 2.2). O teor de P da serapilheira teve maiores valores em A(A+E) e E(A+E) em praticamente todos os tempos. Além disso, destaca-se que após 14 meses do plantio os valores de P da serapilheira no consórcio foram aproximadamente duas vezes maiores que nas monoculturas (A, E e EN) (Tabela 2.2). A monocultura de *E. grandis* apresentou maior relação C/N e C/P da serapilheira em todas as épocas de amostragem (Tabela 2.2). A relação C/N da serapilheira estabeleceu um gradiente entre as áreas, em que $E > EN > E(A+E) > A(A+E) > A$ para todas as épocas. Em contrapartida, a relação C/P da serapilheira apresentou declínio em todos os tratamentos até aos 14 meses (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - C, N e P da serapilheira nos plantios puros e misto de *E. grandis* e *A. mangium* aos 2, 7, 14 e 20 meses de plantio. A (*A. mangium*), E (*E. grandis*), EN (*E. grandis* fertilizado com N), A(A+E) (consórcio – rizosfera de *A. mangium*) e E(A+E) (consórcio – rizosfera de *E. grandis*). Letras iguais na linha não diferem entre si pelo teste Duncan ($p>0,05$). Valores entre parênteses correspondem ao desvio padrão

	época	A	E	EN	A(A+E)	E(A+E)
C (%)	2 meses	54,9 (13,7) a	52,1 (9,3) a	52,3 (7,1) a	50 (6,9) a	52,3 (4,7) a
	7 meses	54,5 (7,0) b	70,8 (6,0) a	75,8 (6,8) a	55,6 (3,0) b	56,4 (6,2) b
	14 meses	56,1(5,6) b	54,1 (2,4) b	61,8 (3,4) a	52,0 (5,0) b	53,7 (5,1) b
	20 meses	57,6 (2,9) b	62,7 (4,7) a	63,8 (9,5) a	50,2 (3,6) c	51,6 (3,2) c
N (%)	2 meses	2,2 (0,5) a	1,4 (0,4) b	1,4 (0,4) b	1,6 (0,4) b	1,5 (0,3) b
	7 meses	2,5 (0,4) a	2,4 (0,1) ab	2,6 (0,3) a	2,2 (0,2) bc	2,1 (0,2) c
	14 meses	2,6 (0,3) a	1,7 (0,2) c	2,0 (0,3) b	1,9 (0,2) bc	1,9 (0,2) bc
	20 meses	2,6 (0,2) a	1,3 (0,1) c	1,6 (0,5) b	1,7 (0,1) b	1,5 (0,1) bc
C/N	2 meses	24 (3,3) c	39 (11,1) a	38 (5,5) a	32 (5,5) b	33 (5,0) b
	7 meses	21 (1,3) c	29 (2,8) a	30 (1,5) a	25 (2,1) b	27 (2,8) a
	14 meses	21 (1,4) c	33 (2,9) a	31 (3,1) a	28 (2,1) b	29 (2,5) b
	20 meses	21 (0,7) e	48 (5,3) a	41 (1,9) b	28 (1,6) d	34 (1,2) c
P (%)	2 meses	0,33 (0,04) b	0,29 (0,07) c	0,29 (0,06) c	0,41(0,08) a	0,39 (0,06) ab
	7 meses	0,5 (0,1) ab	0,5 (0,2) ab	0,5 (0,1) ab	0,7 (0,2) a	0,4 (0,1) b
	14 meses	0,6 (0,1) b	0,6 (0,1) b	0,7 (0,1) b	1,2 (0,7) a	1,4 (0,6) a
	20 meses	0,9 (0,04) a	0,5 (0,06) d	0,6 (0,08) c	0,8 (0,1) b	0,6 (0,05) c
C/P	2 meses	161 (32) a	193 (42) a	184 (29) a	129 (35) b	124 (22) b
	7 meses	121 (24) ab	142 (35) a	140 (36) a	92 (41) b	148 (42) a
	14 meses	91 (14) a	88 (18) a	91 (6,9) a	57 (35) b	46 (24) b
	20 meses	63 (2) c	121 (25) a	109 (10) a	67 (10) c	86 (20) b

Nas quatro épocas avaliadas os maiores valores de respirometria foram observados a 14 e 20 meses após o plantio em todos os tratamentos. Em contrapartida, a 7 meses dos plantios houve as menores emissões de CO₂ em todos os tratamentos. Entre os tratamentos pode-se observar uma inversão nas quantidades emitidas de CO₂ por micro-organismos com o passar do desenvolvimento dos plantios (Figura 2.2). Isso foi decorrente de maiores emissões de CO₂ apresentadas inicialmente no monocultivo de *A. mangium* (2 meses e 7 meses), fato este que não foi sustentado após 20 meses do plantio. Entretanto, no início do plantio consorciado (2 e 7 meses) houve menor desprendimento de CO₂, com aumento ao final das épocas de avaliação (14 e 20 meses), apresentando-se intermediário às demais

culturas (Figura 2.2). A atividade da enzima desidrogenase foi sendo alterada conforme o crescimento das plantas (Figura 2.2). No início do plantio (2 e 7 meses) maior atividade foi avaliada em A, com menores valores no plantio consorciado. Entretanto, aos 20 meses após o plantio maior atividade foi observada em A(A+E) e E(A+E).

Figura 2.2 - Respiração microbiana, desidrogenase e C e N da biomassa microbiana (C_{mic} e N_{mic}) nos primeiros 20 meses de plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium*. A (*A. mangium*), E (*E. grandis*), EN (*E. grandis* fertilizado com N), A(A+E) (consórcio – rizosfera de *A. mangium*) e E(A+E) (consórcio – rizosfera de *E. grandis*). Letras iguais na linha não diferem entre si pelo teste de Duncan ($p > 0,05$)

O C e N da biomassa microbiana (C_{mic} e N_{mic} , respectivamente) aumentaram até 14 meses após o plantio em todos os tratamentos (Figura 2.2). Contudo, nas amostragens de 20 meses houve um declínio. Aos 14 meses o consórcio (A(A+E) e E(A+E)) e A apresentaram valores superiores de C_{mic} aos encontrados nas monoculturas com *E. grandis* (Figura 2.2). O N_{mic} foi maior em A em quase todos os tempos avaliados (Figura 2.2).

Maiores valores de $q\text{CO}_2$ foram observados aos sete e 14 meses em todos os tratamentos (Figura 2.3). Entre os tratamentos o C_{mic}/Ct e N_{mic}/Nt apresentaram alta variação ao longo dos meses, especialmente aos sete e 20 meses, quando A(A+E) e E(A+E) teve alto C_{mic}/Ct (Figura 2.3).

Figura 2.3 - Coeficiente microbiano (C_{mic}/Ct e N_{mic}/Nt) e coeficiente metabólico em plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium*. A (*A. mangium*), E (*E. grandis*), EN (*E. grandis* fertilizado com N), A(A+E) (consórcio – rizosfera de *A. mangium*) e E(A+E) (consórcio – rizosfera de *E. grandis*). Letras iguais na linha não diferem entre si pelo teste de Duncan ($p>0,05$)

A análise de correlação de Pearson revelou que há maior relação entre biomassa microbiana, respirometria e atividade da enzima desidrogenase com os teores de C, N e C/N da serapilheira em detrimento aos conteúdos do solo, sobretudo aos 2 meses e 20 meses após o plantio (Tabela 2.3). O N_{mic} foi a variável mais correlacionada com os atributos químicos do solo e serapilheira, sobretudo com a relação C/N da serapilheira em todos os tempos.

A análise canônica discriminante (ACD) demonstrou, na primeira e segunda função canônica (FDC_1 e FDC_2), alta correlação canônica para todas as épocas (Figura 2.4). Por sua vez, estas se apresentaram ajustáveis para melhor explicar as variações dos valores das variáveis biológicas e químicas. Estas variáveis apresentaram valores significativos nos testes estatísticos multivariados de Wilk's Lambda, teste de Pillai, teste de Hotelling-Lawley e Roy's greatest root devido à baixa colinearidade existente entre elas, e à alta diferença significativa entre as áreas ($p<0,0001$).

Tabela 2.3 - Análise de correlação de Pearson das variáveis biológicas e químicas para as quatro épocas. RASo (respiração acumulada); C_{mic} (C da biomassa microbiana); N_{mic} (N da biomassa microbiana); D-ase (desidrogenase)

	umidade	pH	C solo	N solo	C/N solo	C serapilheira	N serapilheira	C/N serapilheira
-----2 meses-----								
RASo	-	-	-	-	-	-	0,49**	-0,36*
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	0,31*	-0,34*
D-ase	-	0,44*	-	-	-	-	-	-
-----7 meses-----								
RASo	-	-	-	-	-	0,38*	0,51***	-
C _{mic}	-	-	0,32*	0,41*	-	-0,55***	-	-0,48**
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	0,32*
D-ase	-	0,46*	-	-	-	-	0,31*	-0,51***
-----14 meses-----								
RASo	-	-	-	-	-	0,38*	-	-
C _{mic}	-	-0,35*	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-0,29*	-	0,35*	-	-	0,41**	-0,52***
D-ase	-	-	0,31*	0,29*	-	-	-	-
-----20 meses-----								
RASo	-	-	-	-	-	-	-	-
C _{mic}	-0,32*	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-0,55***	-	0,59***	-0,55***
D-ase	-	-	-	-	-	-0,38*	-0,40**	-

Considerar que: * $p > 0,05$, ** $p > 0,001$; *** $p > 0,0001$; - não significativo.

Aos dois meses após o plantio o gráfico obtido pelas FDCs mostra a formação de três populações distintas: 1) A, 2) EN e E e 3) A(A+E) e E(A+E) (Figura 2.4A). A contribuição individual das variáveis na distribuição das áreas é expressa pela taxa de discriminação paralela (TDP), visto que valores positivos maiores que 0,1 são considerados relevantes (BARETTA et al., 2010). Para tanto, a variável biológica desidrogenase e as variáveis químicas N e P da serapilheira e P disponível do solo foram as que apresentaram alta contribuição para discriminação das áreas, sobretudo para a FDC₁ (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Coeficiente de discriminação paralela (TDP) das funções canônicas discriminantes 1 e 2 (FDC₁ e FDC₂) das variáveis biológicas e químicas nas quatro épocas de coleta. RASo (respirometria acumulada); C_{mic} (C da biomassa microbiana); N_{mic} (N da biomassa microbiana); D-ase (desidrogenase)

	2 meses		7 meses		14 meses		20 meses	
	FDC ₁	FDC ₂	FDC ₁	FDC ₂	FDC ₁	FDC ₂	FDC ₁	FDC ₂
-----Variáveis microbiológicas do solo-----								
RASo	-0,044	0,228	0,481	0,055	0,017	0,000	-0,007	0,000
C _{mic}	0,025	0,300	0,008	0,207	0,052	0,017	0,018	0,038
N _{mic}	-0,001	0,079	0,245	-0,008	0,008	0,051	0,077	0,117
D-ase	0,345	-0,031	0,201	0,213	0,001	0,042	-0,006	0,432
-----Variáveis Físico-químicas do solo-----								
% água	0,005	-0,009	0,034	0,000	0,006	-0,066	0,017	-0,019
pH	-0,023	0,001	-0,004	-0,005	0,965	0,013	0,016	0,013
C	-0,024	-0,018	-0,020	-0,013	0,001	-0,058	0,000	0,112
N	0,053	0,049	0,036	0,072	-0,017	0,149	0,046	0,028
P disp.	0,241	0,002	0,001	0,001	0,001	-0,002	0,002	0,025
-----Variáveis químicas da serapilheira-----								
C	-0,009	-0,005	-0,014	0,519	0,002	0,075	0,140	0,148
N	0,164	0,266	0,021	-0,040	-0,011	0,744	0,440	0,082
P	0,269	0,137	0,011	-0,001	-0,024	0,034	0,257	0,024

Pela FDC₂ pode-se destacar a respirometria e o C_{mic} como fatores biológicos que auxiliaram na discriminação das áreas. Aos sete meses houve a formação de quatro populações distintas: 1) A, 2) E, 3) EN e 4) A(A+E) e E(A+E) (Figura 2.4B), verificado pelo teste LSD 5% para as duas funções canônicas. Nesta época as variáveis biológicas (respirometria, N_{mic}, desidrogenase) foram altamente discriminantes para os tratamentos em FDC₁. A atividade da desidrogenase, C_{mic} e C da serapilheira foram os maiores responsáveis pela separação das áreas pela FDC₂. Aos 14 meses as variáveis biológicas não foram as grandes responsáveis para discriminar os tratamentos (figura 2.4C), sendo o pH a principal variável na distinção das áreas na FDC₁ (Tabela 2.4), separando em quatro sítios: 1) A, 2) E e A(A+E), 3) EN e 4) E(A+E). Quando observados os valores de TDP da FDC₂ o conteúdo de N total do solo e da serapilheira foram responsivos também para a discriminação dos tratamentos. Após 20 meses do plantio as áreas foram separadas por C, N e P da liteira na FDC₁ e pelo N_{mic}, desidrogenase, C total e C liteira na FDC₂, os quais contribuíram para a separação em cinco populações distintas: 1) A, 2) A(A+E), 3) E(A+E), 4) EN e 5) E, segundo o teste de LSD 5%(Figura 2.4D).

Figura 2.4 - Análise canônica discriminante aos 2 (A), 7 (B) 14 (C) e 20 meses (D) de plantio puro e misto de *E. grandis* e *A. mangium*. A (*A. mangium*), E (*E. grandis*), EN (*E. grandis* fertilizado com N), A(A+E) (consórcio - rizosfera de *A. mangium*) e E(A+E) (consórcio - rizosfera de *E. grandis*). FDC (função canônica discriminante). Letras iguais em cada coluna em cada gráfico não diferem entre si pelo teste LSD $p>0,05$.

2.4 Discussão

2.4.1 Desenvolvimento da planta e atributos microbianos do solo

De modo geral, o desenvolvimento e crescimento vegetal deve ter modulado as variáveis microbianas do solo em todas as épocas. Com o desenvolvimento do sistema radicular das mudas, maior efeito rizosférico se estabeleceu nos plantios. Isto foi mais evidente quando observadas as amostragens aos 7, 14 e 20 meses após o plantio, uma vez que

nestas épocas o crescimento de raízes e a exsudação radicular, assim como o depósito de folhas senescentes deve ter estimulado a microbiota do solo (ANDERSSON; KJOLLER; STRUWE, 2004; SINHA et al., 2009; DENNIS; MILLER; HIRSCH, 2010). Diferentemente, aos 2 meses após os plantios as mudas das árvores apresentavam desenvolvimento radicular incipiente, e desta maneira, muitas das informações obtidas nesta época são inerentes à rotação anterior dessas mesma culturas, ao tempo de pousio e ao tipo de manejo utilizado (cultivo mínimo). Sendo assim, as características e histórico do plantio são importantes para melhor entender o comportamento da microbiota do solo em sistemas agroflorestais (VARENNES; TORRES 2011; ZHAO et al., 2011) e que o efeito rizosférico de cada planta favorece maiores ou menores atividade microbianas no solo (SINHA et al., 2009).

2.4.2 Biomassa microbiana de C e N do solo

O C_{mic} e N_{mic} do solo de todos os tratamentos tiveram valores elevados aos 7 e 14 meses após o plantio em comparação com alguns resultados encontrados na literatura para solos contendo *E. grandis* e/ou *A. mangium* (TRAORÉ et al., 2007; BARRETO et al., 2008; XIONG; XIA; LI, 2008; ARAUJO et al., 2010; KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010). No entanto, deve-se frisar que aqueles trabalhos não contemplaram o início dos plantios como os avaliados neste estudo. Essas mudanças em função do tempo de plantio demonstram a capacidade da biomassa microbiana em servir como dreno ou fonte de C e nutrientes no solo e sua sensibilidade a mudanças no ambiente (NOGUEIRA et al., 2006; KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010). Assim, o valor de C_{mic} variou com o desenvolvimento das plantas, atuando como dreno de C até os 14 meses. No entanto, após 20 meses houve a ciclagem do C_{mic} , servindo como fonte de C e nutrientes ao sistema. Isso indica a importância e dinâmica da microbiota do solo, fornecendo evidências da sua rápida ciclagem (DICK; TABATABAI, 1993; KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010).

Além disso, a região rizosférica de *A. mangium* (A e A(A+E)) apresentou maiores valores de C_{mic} aos 7 e 14 meses, os quais se correlacionaram positivamente com o maior teor de N no solo, a menor relação C/N da serapilheira e o maior pH do solo, refletindo que a presença dessa leguminosa favorece melhores condições para o desenvolvimento da biomassa microbiana. De modo geral, a biomassa microbiana sofre grande influência da região rizosférica das espécies de árvore presentes no sistema (CHABRERIE et al., 2003; SINHA et al., 2009). Estes autores também comentam que a qualidade e quantidade de rizodeposição específicos de cada espécie de árvore podem ser tão importantes quanto as

condições climáticas e edáficas na modulação da microbiota. De fato, as condições climáticas não apresentaram grande influência nos atributos químicos e microbianos do solo até 20 meses dos plantios.

2.4.3 Atributos químicos do solo e serapilheira

As flutuações encontradas nos resultados da biomassa microbiana, respirometria e desidrogenase podem ser atribuídas não apenas ao crescimento vegetal, mas também às mudanças na composição da matéria orgânica presente nos plantios, referindo-se mais especificamente aos conteúdos de C, N e P do solo e serapilheira (NOGUEIRA et al., 2006; ALISSON; NIELSEN; HUGHES, 2006; WANG et al., 2010). Entretanto, os teores de C e N totais e P disponível do solo não apresentaram grandes alterações em função do tempo de plantio, e desta forma pouco se correlacionaram com os atributos microbiológicos. Atributos químicos do solo apresentam mudanças moderadas em função do tempo, sendo necessário maior tempo de avaliação para obter resultados significativamente distintos (DICK; TABATABAI, 1993). Neste caso, o fato dos plantios estarem em uma fase de estabelecimento reflete na estabilidade ou pouca sensibilidade para os atributos químicos do solo e na maior variação na biomassa e atividade microbiana devido a novas condições impostas pelo tipo de manejo e desenvolvimento vegetal (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010). Desta forma, a dinâmica dos conteúdos de C, N e P da serapilheira nos tratamentos e épocas forneceu informações sobre as mudanças na atividade e biomassa microbiana no solo. Alguns autores relataram a maior relação entre atributos microbiológicos do solo em função do conteúdo e qualidade da serapilheira (ALISSON; NIELSEN; HUGHES, 2006; WANG; WANG; LIU, 2008; WANG et al., 2010). Isso pode ser confirmado nos resultados apresentados neste trabalho, e desta forma demonstra a importância de estudos que contemplam estes dois compartimentos.

No plantio consorciado houve menor concentração de C total na serapilheira quando comparado às monoculturas (A, E e EN) a partir de 14 meses do plantio (Tabela 2.2). Em contrapartida, maior concentração de P total da serapilheira foi encontrada na área de consórcio até 14 meses do plantio. Essas características inerentes ao plantio consorciado favoreceram menores relações C/N e C/P da serapilheira quando comparada com as monoculturas de *E. grandis* (EN e E). Isso demonstra que a presença de *A. mangium* é a grande responsável por esse fenômeno, uma vez que seus teores de C e P totais da serapilheira na monocultura são iguais ou maiores que os encontrados no consórcio. Esses

resultados são contrários aos relatados por Khanna (1997), o qual não encontrou nenhum aumento no conteúdo de P da serapilheira durante os três primeiros anos de um plantio misto de *E. globulus* e *A. mearnsii*. Por outro lado, outros autores observaram um aumento na ciclagem e quantidade de N e P na serapilheira de plantios mistos entre *Eucalyptus* sp. e leguminosas arbóreas (BINKLEY et al., 1992; PARROTA, 1999; MAY; ATTIWILL, 2003; FORRESTER; BAUHUS; COWIE, 2005a). Esses resultados são indicativos do estímulo à ciclagem e rapidez na disponibilidade de P quando da presença de leguminosas (FORRESTER; BAUHUS; COWIE, 2005a), além de favorecer a diminuição da relação C/N da liteira (FORRESTER; BAUHUS; COWIE, 2005b).

Contudo, os maiores valores de P total da serapilheira não representaram incremento nos valores de P disponível no solo, possivelmente devido à mineralogia de solos tropicais, com tendência a não liberar P inorgânico na solução do solo em função da sua alta fixação por óxidos de Ca, Al e Fe. Mecanismos de captação de P da serapilheira e solo, como modificações de raízes e fungos micorrízicos, podem ser alternativas para aquisição de P nestes sistemas de solo de baixa fertilidade (VANCE; UHDE-STONE; ALLAN, 2003; MENDES-FILHO et al., 2009). Porém, podemos considerar este maior fornecimento de P como fonte futura para uso deste nutriente, visto que, com o manejo adequado e com o passar do tempo, este P adsorvido pode ser liberado lentamente para a solução do solo e se tornar disponível para as plantas.

2.4.4 Respiração basal e relação C/N e C/P da serapilheira

A menor relação C/N e C/P da serapilheira na área de plantio consorciado e monocultura de *A. mangium* pode significar que esses são mais susceptíveis à degradação microbiana, sendo um estímulo à sua atividade. Mesmo assim, isso não ocorreu. A respiração microbiana aos 20 meses foi maior na monocultura de *E. grandis* com fertilização de N, área esta que apresentou maior relação C/N e C/P. Resíduos de *A. mangium* recém depositados podem apresentar maior conteúdo de N e, por consequência, menor relação C/N. No entanto, essas características não são as únicas que direcionam e denotam maior degradação de um resíduo. Os resíduos frescos de *A. mangium* apresentam alto conteúdo de taninos e lignina, que são compostos de difícil degradação. Desta forma, a qualidade do resíduo é fundamental para o entendimento da atividade microbiana do solo e, desta forma, a degradação dos resíduos de leguminosas pode não diferir significativamente de resíduos de plantas não-leguminosas (SANBORN; BROCKLEY 2009; PRESCOTT, 2010). Isso pode ser a principal

razão para explicar a biodegradação lenta da serapilheira de *A. mangium*, embora não seja exclusivo desta espécie. De acordo com Wedderburn e Carter (1999) a decomposição de *A. melanoxylon* foi mais lenta que de *E. nitens* devido à grande quantidade de lignina dos seus resíduos. No entanto, esses resultados dependem da espécie da leguminosa utilizada, uma vez que na Austrália a *A. mearnsii* teve uma decomposição mais rápida que *E. globulus* (FORRESTER; BAUHUS; COWIE, 2005b).

Além disso, a fertilização de N de plantas que apresentam menor quantidade de lignina favorece a degradação de seus resíduos, contrariamente ao que acontece quando da adição de N em plantas com maior conteúdo de lignina, uma vez que pode alterar a microbiota presente e suprimir a atividade de enzimas de degradação da lignina e outros compostos recalcitrantes (KNORR; FREY; CURTIO, 2005, ZHANG; WANG, 2012). Madritch e Hunter (2003) relataram que a respiração microbiana aumenta em função do maior conteúdo de N e da diversidade da liteira, fato este observado em EN e plantio consorciado aos 20 meses do plantio. As folhas de eucalipto apresentam nervuras finas e pouco lignificadas, o que facilita a degradação destes componentes (BARLOW et al., 2007), principalmente quando se adiciona uma fonte de N prontamente disponível.

No plantio consorciado houve, após 20 meses, valores intermediários de respirometria do solo, os quais sugerem que a mistura das árvores e seu efeito via rizodepósitos e serapilheira aumentaram a atividade microbiana do solo quando comparada com as monoculturas que não receberam fertilização nitrogenada (A e E). Isso também foi observado para a enzima desidrogenase. Assim, a qualidade da liteira, relacionando o conteúdo de lignina e ou fenóis totais, pode apresentar melhores relações e explicações para a atividade microbiana do solo do que apenas avaliações quantitativas do conteúdo de C, N e P da liteira (MADRITCH; HUNTER, 2003). Porém, nossos resultados não podem ser extrapolados de forma tão ampla. Outro aspecto observado foi que aos 7 meses do plantio houve uma diminuição da atividade microbiana (respirometria e desidrogenase). Tal fato pode ser decorrente da época seca (inverno), com diminuição da atividade microbiana, embora isto explique a diminuição da atividade em todos os tratamentos, mas não a diminuição da atividade entre os tratamentos. Neste caso, os resíduos inicialmente depositados no solo pela serapilheira e rizodepósitos podem apresentar substâncias tóxicas para sua proteção e defesa, as quais inibem a atividade microbiana, refletindo na diminuição da atividade da desidrogenase e respirometria, sendo a área de consórcio com menores valores possivelmente devido à mistura dos resíduos das plantas. Após 14 meses houve um aumento na atividade decompositora dos micro-organismos do solo, talvez pelo aumento da temperatura e maior

capacidade dos micro-organismos em acessar os substratos disponíveis, sendo o efeito de compostos alelopáticos menos influentes, uma vez que a respiração microbiana aumenta significativamente em função da adição de resíduos orgânicos, (GEISSELER; HORWATH; SCOW, 2011).

2.4.5 Coeficiente metabólico e microbiano

Os valores de $q\text{CO}_2$ foram bons indicativos da eficiência de utilização de C pela biomassa microbiana entre as épocas. No caso, altos valores foram encontrados aos 2 e 20 meses do plantio, os quais, combinados com os baixos valores da relação C_{mic}/C_t , denotam a ineficiência da biomassa microbiana e a baixa qualidade dos resíduos nessas épocas. Aos 7 e 14 meses do plantio houve uma inversão, representando que nestas épocas houve maior eficiência na imobilização de C pela biomassa microbiana. Isso sugere a presença de uma comunidade de micro-organismos tipo K (grande diversidade de espécies, alta biomassa e baixa taxa de crescimento e $q\text{CO}_2$) (INSAM, 1990). Por outro lado, alto $q\text{CO}_2$ sugere a presença de grupos tipo r (poucas espécies e alta taxa de crescimento e $q\text{CO}_2$) como observado aos 2 e 20 meses após o plantio. Neste caso, diferenças no $q\text{CO}_2$ podem indicar mudanças na comunidade microbiana e atividade do solo (SINHA et al., 2009).

Aos 20 meses a relação C/N total do solo foi menor na área de consórcio e monocultura de *A. mangium*, o que demonstra a capacidade do material orgânico depositado de ser convertido pela microbiota do solo, em comparação com as monoculturas de *E. grandis* (E e EN). Conforme discutido anteriormente, a respiração microbiana do solo no consórcio não foi maior que em EN após 20 meses, mas foi suficiente para a degradação do material orgânico nesse plantio, o qual condicionou um aporte de material orgânico ao solo mais processado e diverso, com estímulo à atividade microbiana em longo prazo. Esse argumento pode ser reforçado quando se observam os maiores valores de C_{mic}/C_t obtidos nesta época no plantio consorciado. De modo geral, as relações C_{mic}/C_t e N_{mic}/N_t são estimativas indiretas da qualidade da matéria orgânica, portanto, quanto menor o valor destas relações, menor a qualidade da matéria orgânica (WARDLE, 1992) e, conseqüentemente, menos eficiente será a biomassa microbiana na imobilização de C e N. Chaer e Tótola (2007) comentam que a maior diversidade e quantidade de resíduo deixado sobre o solo é importante na modulação do C_{mic} do solo, fato este que pode denotar maior favorecimento de organismos que são dotados de um metabolismo econômico, sendo que maior quantidade do C é fixado nas células microbianas, com menor uso para o metabolismo energético

(ANDERSON; DOMSH, 1989), representando uma maior relação C_{mic}/C_t . Era esperado que houvesse correlações positivas entre o C_{mic} e C total do solo, no entanto, isso não foi evidenciado. Isso pode ocorrer devido ao fato de que o C total não representou um fator limitante na rizosfera, o qual poderia representar a não estabilidade dessas áreas (GARCIA; ROLDAN; HERNANDEZ, 2005; SINHA et al., 2009).

2.4.6 Análise conjunta dos dados

Nas quatro épocas de coleta, o conteúdo de C, N e P da serapilheira e atributos microbiológicos do solo discriminaram melhor os plantios que os atributos químicos do solo. Além disso, a análise canônica discriminante (ACD) revelou que a atividade da enzima desidrogenase e a biomassa microbiana foram bons indicadores na diferenciação dos plantios. Após 20 meses a variação nos atributos microbianos no consórcio foi similar a de EN.

Aos dois meses A(A+E) e E(A+E) foram separados das monoculturas, e a atividade da desidrogenase, P disponível, e P e N da serapilheira foram responsáveis por essa discriminação. Não houve diferenças entre E e EN nesse período, possivelmente devido à fraca eficiência da fertilização nitrogenada em melhorar os atributos do solo logo após o corte raso e pousio.

Sete meses após os plantios todos os tratamentos apresentaram alta discriminação pelos atributos microbianos, provavelmente em virtude do efeito rizosférico mais pronunciado, o qual pode regular a biomassa e atividade microbiana (SINHA et al., 2009; DENNIS; MILLER.; HIRSCH, 2010). A similaridade entre A(A+E) e E(A+E) pode sugerir que houve um efeito cumulativo nos atributos do solo decorrente da primeira rotação que beneficiou toda a plantação consorciada.

Entretanto, a distribuição dos tratamentos aos 14 meses foi drasticamente alterada na ACD. Neste período houve alta similaridade entre A(A+E), EN e E, sendo o pH e o N da serapilheira e do solo os principais responsáveis por esse padrão. *A. mangium* é comumente conhecida pela capacidade de acidificar o solo (YAMASHITA; OHTA; HARDJONO, 2008), a qual pode ter sido a principal característica neste período, suprimindo outros atributos relevantes. Depois de 20 meses, as plantações evoluíram no sentido de uma melhor adaptação microbiana para alteração do pH, e a relevância do pH em distinguir entre os tratamentos diminuiu. Neste ponto, observou-se uma maior discriminação entre os tratamentos por espécies de árvores (CDF1 - Figura 2.4D) e tipo de plantio (misto ou puro) (CDF2 -. Figura 2.4D). Isso mostra que o consórcio desempenha um papel importante na mudança de

propriedades químicas e biológicas, dadas as diferenças observadas entre os tratamentos monocultura e misto. Coelho et al. (2007) relataram que *A. mangium* tem boa competitividade em relação a *E. grandis*, uma vez que cada espécie explora nichos diferentes do solo, embora a supressão do crescimento de mudas de *A. mangium* possa ocorrer devido à presença de mudas de *E. grandis* (LACLAU et al., 2008). Em adição, a transferência de N das leguminosas para *E. grandis* é baixa ou inexistente até 2,5 anos após o plantio (COELHO et al., 2007). Neste caso, o papel dos micro-organismos do solo é limitado ao C e os ciclos de nutrientes através da decomposição da serapilheira e/ou do húmus, porque a fixação biológica de N ainda não promove melhorias nas condições de *E. grandis*.

Assim, a maior diversidade metabólica e funcional pode ser importante para a sustentabilidade dos plantios consorciados. Devido ao alto dinamismo dos plantios florestais, a idade dos plantios, o efeito rizosférico, a deposição foliar e o histórico das áreas são aspectos importantes para entender as mudanças na atividade microbiana do solo. O sinergismo entre as duas espécies arbóreas estabeleceu um novo equilíbrio na microbiota do solo, com manutenção e estímulo à ciclagem biogeoquímica. A alta correlação entre os conteúdos de C, P e N da serapilheira e os atributos microbianos do solo mostram a importância da manutenção e da qualidade da serapilheira na regulação da biomassa e atividade microbiana do solo, fato este melhor alcançado com a mistura das espécies. Esses resultados referentes ao início dos plantios, especialmente no plantio misto, sugerem que a mistura de *E. grandis* e *A. mangium* pode ser benéfica para alguns atributos químicos e biológicos, mesmo com alta variação dentro dos tratamentos em todos os períodos. No entanto, um monitoramento dessas plantações deve ser realizado durante vários anos para documentar outras diferenças não aparentes nas fases iniciais.

Referências

ALEF, K. Soil respiration. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Ed.). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. London: Academic Press, 1995. p. 214-219.

ALLISON, S.D.; NIELSEN, C.; HUGHES, R.F. Elevated enzyme activities in soils under the invasive nitrogen-fixing tree *Falcataria moluccana*. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 3, p. 1537–1544, 2006.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 21, p. 471-479, 1989.

ANDERSSON, M.; KJOLLER, A.; STRUWE, S. Microbial enzyme activities in leaf litter, humus and mineral soil layers of European forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 1527-1537, 2004.

ARAUJO, A.S.F.; SILVA, E.F.L.; NUNES, L.A.P. L.; CARNEIRO, R.F.V. The effect of converting tropical native savanna to eucalyptus. **Land Degradation & Development**, West Sussex, v. 21, p. 540-545, 2010

BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; FERREIRA, L.V.; PERES, C.A. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 247, p. 91-97, 2007.

BARETTA, D.; BROWN, G.G.; CARDOSO, E.J.B.N. Potencial da Macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Acta Zoológica Mexicana**, Xalapa, n. 2, p. 135-150, 2010.

BARRETO, P.A.B.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F.; FONSECA, S. Atividade microbiana, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em sequência de idades. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 611-619, 2008.

BASTIDA, F.; MORENO, J.L.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. Microbiological activity in a soil 15 years after its revegetation. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 2503-2507, 2006.

BINKLEY, D.; DUNKIN, K.A.; DEBELL, D.; RYAN, M.G. Production and nutrient cycling in mixed plantations of *Eucalyptus* and *Albizia* in Hawaii. **Forest Science**, Bethesda, v. 38, p. 393-408, 1992.

BONANOMI, G.; INCERTI, G.; MAZZOLENI, S. Decomposition and nutrient dynamics in mixed litter of Mediterranean species. **Plant & Soil**, Dordrecht, v. 331, p. 481-496, 2010.

BOUILLET, J.P.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; MOREIRA, M.Z.; TRIVELIN, P.; JOURDAN, C.; GALIANA, A. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil. 2. Nitrogen accumulation in the stands and N₂ biological fixation. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3918-393, 2008.

BREMNER, J.M.; MULVANEY, C.S. Nitrogen-total. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 2: Chemical and biological properties. New York: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.

CASIDA, J.R.L.E.; KLEIN, D.A.; SANTORO, T. Soil dehydrogenase activity. **Soil Science**, Philadelphia, v. 98, p. 371-376, 1964.

CHABRERIE, O.; LAVAL, K.; PUGET, P.; DESAIRE, S.; ALARD, D. Relationship between plant and soil microbial communities along a successional gradient in a chalk grassland in north-western France. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 24, p. 43-56. 2003

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

COELHO, S.R.D.F.; GONÇALVES, J.L.D.M.; MELLO, S.L.D.M.; MOREIRA, R.M.; SILVA, E.V.D.; LACLAU, J.P. Crescimento, nutrição e fixação biológica de nitrogênio em plantios consorciados de eucalipto e leguminosas arbóreas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 759-768, 2007.

DENNIS, P.G.; MILLER, A.J.; HIRSCH, P.R. Are root exudates more important than other sources of rhizodeposits in structuring rhizosphere bacterial communities? **FEMS Microbiology Ecology**, Oxford, v. 72, p. 313–327, 2010.

DICK, W.A.; TABATABAI, M.A. Significance and potential uses of soil enzymes. In: BLAIN, F.J. (Ed.). **Soil microbial ecology application in agricultural and environmental management**. New York: Marcel Dekker, 1993. v. 1, p. 95–127.

FAO. **World reference base for soil resources 2006**: world soil resources. Rome, 2006. 145 p.

FIERER, N.; SCHIMEL, J.P.; HOLDEN, P.A. Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 167-176, 2003.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; COWIE, A.L. On the success and failure of mixed-species tree plantations: lessons learned from a model system of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 209, p. 147–155, 2005a.

_____. Nutrient cycling in a mixed-species plantation of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 35, p. 2942-2950, 2005b.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; KHANNA, P.K. Growth dynamics in a mixed-species plantation of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 193, p. 81-95, 2004.

FORRESTER, D.I.; COWIE, A.L.; VANCLAY, J.K. Mixed-species plantations of *Eucalyptus* with nitrogen-fixing trees: a review. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 233, p. 211-230, 2006.

GARCIA, C.; ROLDAN, A.; HERNANDEZ, T. Ability of different plant species to promote microbiological processes in semiarid soil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, p. 193-202, 2005.

GEISSELER, D.; HORWATH, W.R.; SCOW, K.M. Soil moisture and plant residue addition interact in their effect on extracellular enzyme activity. **Pedobiologia**, Munich, v. 54, p. 71-78, 2011.

GONÇALVES, J.L.M.; BARROS, N.F.; NAMBIAR, E.K.S.; NOVAIS, R.F. Soil and stand management for short-rotation plantations. In: NAMBIAR, E.K.S.; BROWN, A.G. (Ed.). **Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests**. Canberra: ACIAR, 1997. p. 379-418.

INSAM, H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 525-532, 1990.

ISAAC, M.E.; HARMAAND, J.M.; LESUEUR, D.; LELON, J. Tree age and soil phosphorus conditions influence N₂-fixation rates and soil N dynamics in natural populations of *Acacia senegal*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 261, p. 582-588, 2011.

JOURDAN, C.; SILVA, E.; GONÇALVES, J.L.; RANGER J.; MOREIRA M.R.; LACLAU J.P. Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 256, p. 396-404, 2008.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 42, p. 1-13, 2010.

KHANNA, P.K. Comparison of growth and nutrition of young monocultures and mixed stand of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 94, p. 105-113, 1997.

_____. Nutrient cycling under mixed-species tree systems in Southeast Asia. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 38, p. 99-120, 1998.

KNORR, M.; FREY, S.D.; CURTIO, P.S. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. **Ecology**, Ithaca, v. 86, p. 3252-3253, 2005.

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. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil: biomass allocation and net primary production. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3905-3917, 2008.

MADRITCH, M.D.; HUNTER, M.D. Intraspecific litter diversity and nitrogen deposition affect nutrient dynamics and soil respiration. **Oecologia**, Heidelberg, v. 136, p. 124-128, 2003.

MAY, B.M.; ATTIWILL, P.M. Nitrogen-fixation by *Acacia dealbata* and changes in soil properties 5 years after mechanical disturbance or slash- burning following timber harvest. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 181, p. 339-355, 2003.

MCGRADY-STEED, J.; HARRIS, P.M.; MORIN, P.J. Biodiversity regulates ecosystem predictability. **Nature**, London, v. 390, p. 162-165, 1997.

MENDES FILHO, P.F.; VASCONCELLOS, R.L.F.; PAULA, A.M.; CARDOSO, E.J.B. N. Evaluating the potential of forest species under “microbial management” for the restoration of degraded mining areas. **Water, Air & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 208, p. 79-89, 2009.

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

NOGUEIRA, M.A.; ALBINO, U.B.; BRANDÃO-JÚNIOR, O.; BRAUN, G.; CRUZ, M.F.; DIAS, B.A.; DUARTE, R.T.D.; GIOPIO, N.M.R.; MENNA, P.; ORLANDI, J.M.; RAIMAN, M.P.; RAMPAZO, L.G.L.; SANTOS, M.A.; SILVA, M.E.Z.; VIEIRA, F.P.; TOREZAN, J.M.D.; HUNGRIA, M.; ANDRADE, G. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 115, p. 237-247, 2006.

PARROTA, J.A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* and *Leucena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 124, p. 45-77, 1999.

PRESCOTT, C.E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 101, p. 133-149, 2010.

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

ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M.; MENDES, I.C.; REIS-JUNIOR, F.B.; SANTOS, J.C.F.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M.; SALTON, J.C. (Ed.). **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006. p. 163-200.

SANBORN, P.T.; BROCKLEY, R.P. Decomposition of pure and mixed foliage litter in a young lodgepole pine-Sitka alder stand in the central interior of British Columbia. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 39, p. 2257-2262, 2009.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT: user's guide statistics**; version 9.2. Cary, 1999.

SINHA, S.; MASTO, R.E.; RAM, L.C.; SELVI, V.A.; SRIVASTAVA, N.K.; TRIPATHI, R.C.; GEORGE, J. Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 41, p. 1824-1832, 2009.

TILMAN, D.; REICH, P.B.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; MIELKE, T.; LEHMAN, C. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science**, Washington, v. 294, p. 843-845, 2001.

TRAORÉ, S.; THIOMBIANO, L.; RASOLODIMBY, J.M.; GUINKO, S. Carbon and nitrogen enhancement in Cambisols and Vertisols by *Acacia* spp. in eastern Burkina Faso: Relation to soil respiration and microbial biomass. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 35, p. 660-669, 2007.

VANCE, C.P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D.L. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytologist**, Oxford, v. 157, p. 423-447, 2003.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 703-707, 1987.

VARENNE, A.; TORRES, M.O. Post-fallow tillage and crop effects on soil enzymes and other indicators. **Soil Use & Management**, Oxford, v. 27, p. 18-27, 2011.

VOIGTLAENDER, M.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; PICCOLO, M.D.C.; MOREIRA, M.Z.; NOUVELLON, Y.; RANGER, J.; BOUILLET, J.P. Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil organic matter stocks and nitrogen mineralization. **Plant & Soil**, Dordrecht, v. 352, p. 99-111, 2012.

WANG, C.; FENG, X.; GUO, P.; HAN, G.; TIAN, X. Response of degradative enzymes to N fertilization during litter decomposition in a subtropical forest through a microcosm experiment. **Ecological Research**, Tokyo, v. 25, p. 1121-1128, 2010.

WANG, Q.; WANG, S.; LIU, Y. Responses to N and P fertilization in a young *Eucalyptus dunnii* plantation: microbial properties, enzyme activities and dissolved organic matter. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 40, p. 484-490, 2008.

WARDLE, D.A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soils. **Biological Reviews**, West Sussex, v. 67, p. 321-358, 1992.

WEDDERBURN, M.E.; CARTER, J. Litter decomposition by four functional tree types for use in silvopastoral systems. **Soil Use & Management**, Oxford, v. 31, p. 455-461, 1999.

XIE, D.; HONG, Y. *Agrobacterium*-mediated genetic transformation of *Acacia mangium*. **Plant Cell Reports**, Heidelberg, v. 20, p. 917-922, 2002.

XIONG, Y.; XIA, H.; LI, Z. Impacts of litter and understory removal on soil properties in a subtropical *Acacia mangium* plantation in China. **Plant & Soil**, Dordrecht, v. 304, p. 179-188, 2008.

YAMASHITA, N.; OHTA, S.; HARDJONO, A. Soil changes induced by *Acacia mangium* plantation establishment: comparison with secondary forest and *Imperata cylindrica* grassland soils in South Sumatra, Indonesia. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 254, p. 362-370, 2008.

ZHANG, W.; WANG, S. Effects of NH_4^+ and NO_3^- on litter and soil organic carbon decomposition in a Chinese fir plantation forest in South China. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 47, p. 116-122, 2012.

ZHAO, J.; WANG, X.; SHAO, Y.; XU, G.; FU, S. Effects of vegetation removal on soil properties and decomposer organisms. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 954-960, 2011.

3 SERAPILHEIRA MODULANDO A ATIVIDADE ENZIMÁTICA DO SOLO NOS PRIMEIROS 20 MESES DE PLANTIOS PUROS E MISTOS DE *EUCALYPTUS GRANDIS* E *ACACIA MANGIUM*

Resumo

A rizodeposição e a qualidade e quantidade de resíduos vegetais depositados podem modular processos microbianos com implicações na ciclagem de C, N e P nos sistemas florestais, muito importantes para o estabelecimento florestal. O principal objetivo deste trabalho foi monitorar no solo a atividade das enzimas desidrogenase, celulase, urease, fosfatase ácida e fosfatase alcalina no desenvolvimento inicial (até 20 meses) de plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium*. Além disso, foi proposto relacionar a atividade dessas enzimas com alguns atributos microbiológicos e químicos do solo e serapilheira, a fim observar quais fatores são mais responsáveis por modular os atributos bioquímicos nos diferentes plantios. Os tratamentos utilizados foram: plantio puro de *A. mangium* e *E. grandis* sem fertilização nitrogenada; plantio puro de *E. grandis* fertilizado com nitrogênio; plantio consorciado entre *A. mangium* e *E. grandis*, sendo que neste tratamento foram coletadas amostras de solo na base de cada espécie de árvore a fim verificar o efeito rizosférico de cada espécie dentro do consórcio. *A. mangium* favoreceu maior atividade das enzimas desidrogenase aos 2 e 7 meses após o plantio mas, após a deposição de folhas senescentes (14 e 20 meses após o plantio) houve maior estímulo no plantio consorciado. A celulase teve maior atividade no plantio puro de *E. grandis*, certamente por causa do tipo de resíduo rico em celulose neste sistema. A enzima urease apresentou atividade muito variável nos plantios, com altos valores nos plantios misto e puros de *E. grandis* e *A. mangium*, evidenciando a dinâmica do nitrogênio nestes sistemas. A atividade da fosfatase alcalina foi maior no plantio puro de *E. grandis* fertilizado com nitrogênio. Em contrapartida, a fosfatase ácida foi maior na presença de *A. mangium* no plantio puro e misto. Dentre as enzimas avaliadas, a atividade das fosfatases apresentou grande variabilidade nos primeiros 20 meses dos plantios, conforme verificado através da análise PRC. Todas as enzimas correlacionaram-se com a relação C/N e C/P da serapilheira e os teores de C, N e P da serapilheira em todos os períodos de amostragem, demonstrando que a serapilheira apresenta grande influência na modulação da atividade dessas enzimas nestes plantios. Além disso, o plantio consorciado apresentou-se como um sistema com características próximas ao de *E. grandis* fertilizado com nitrogênio, evidenciando-se como potencial sistema preferencial de plantio, com favorecimento de maior ciclagem de P e com estímulo à atividade microbiana do solo.

Palavras-chave: Plantio consorciado; Florestal; Atividade microbiana; Enzimas; Fosfateses; Biogeoquímico

Abstract

Pure and intercropped tree plantations affect soil microorganisms differently, since rhizodeposition and the quality and quantity of deposited plant wastes can modify the microbial processes that play important roles in C, N, and P cycling. The primary objective of this study was to monitor dehydrogenase, cellulase, urease, acid phosphatase, and alkaline phosphatase enzyme activity in soils over the first 20 months of pure and intercropped plantations of *E. grandis* and *A. mangium*. The study also tested for correlations between the activity of these enzymes and various microbiological and chemical attributes of soils and litter, in order to determine which factors were most responsible for regulating biochemical

attributes in the different plantations. The treatments were: pure stands of *A. mangium* and *E. grandis* without nitrogen fertilizer; pure stands of *E. grandis* fertilized with nitrogen; and intercropped plantations including both *A. mangium* and *E. grandis*. In this last treatment, soil samples were collected at the base of trees of each species in order to determine the effects of their respective rhizospheres. Two and seven months after planting, *A. mangium* showed the highest dehydrogenase enzyme activity, but after leaf senescence (14 and 20 months after planting) activity of that enzyme was highest in the intercropped plantation. Cellulase activity was highest in pure stands of *E. grandis* due to the cellulose-rich waste in that system. Urease activity varied strongly between treatments, with high values in the intercropped plantation and in pure stands of *E. grandis* and *A. mangium*, reflecting nitrogen dynamics in these systems. Alkaline phosphatase activity was highest in pure stands of *E. grandis* fertilized with nitrogen. By contrast, acid phosphatase was most active near *A. mangium* in the intercropped plantation and in the *A. mangium* monoculture. Of the studied enzymes, phosphatases showed high variability in the first 20 months of plantations. All enzymes were strongly correlated with C/N and C/P ratios of litter and with C, N, and P content of litter in all the sampling periods, demonstrating the important role litter plays in regulating enzyme activity in these plantations. The intercropped plantations resembled nitrogen-fertilized *E. grandis* monocultures, a fact that reflects their potential as a planting system that improves P cycling and stimulates soil microbial activity, without the addition of chemical N fertilizer.

Keywords: Mixed stands; Forestry; Microbial activity; Enzymes; Phosphatase activity; Biogeochemistry

3.1 Introdução

Em plantios iniciais de espécies de rápido crescimento o teor de N contido na matéria orgânica pode suprir as exigências das árvores por meio do processo de mineralização do N (GONÇALVES et al., 2004). Contudo, com o intensivo uso do solo por rotações subsequentes, há perda da capacidade do solo em sustentar as árvores em função apenas da mineralização da matéria orgânica, ocorrendo muitas vezes depleção de N, sendo assim necessária a intervenção com uso de fertilizantes (GONÇALVES, 2002), a qual nem sempre apresenta boa resposta nestas culturas. Neste sentido, formas de manejo que visem à entrada e/ou manutenção dos teores de matéria orgânica e de nutrientes e proporcionem maior sustentabilidade dos ecossistemas vem sendo amplamente pesquisadas. Neste contexto, vem sendo testados plantios de eucaliptos consorciados com espécies leguminosas (*A. mangium*) para contornar os problemas de depleção de N e fixação de P, sobretudo em solos tropicais com cargas variáveis. Alguns autores já apresentaram resultados referentes a plantios consorciados sobre o crescimento das árvores, biomassa vegetal, teor de nutrientes, desenvolvimento de raízes, eficiência de fixação biológica de N, conteúdo de água no solo e mineralização de nitrogênio (COELHO et al., 2007; BOUILLET et al., 2008; JOURDAN et al., 2008; LACLAU et al., 2008; VOIGTLAENDER et al., 2012), indicando a potencialidade

de tal associação bem como o interesse para obter maiores informações sobre o funcionamento de plantios consorciados, sobretudo relacionados com fatores que direcionam a ciclagem biogeoquímica nestes sistemas, como a atividade microbiana do solo relacionada ao ciclos do N e P.

O intuito do uso de plantios consorciados com leguminosas é propiciar maiores teores de matéria orgânica e consequentemente de N e P em decorrência à maior qualidade e diversidade vegetal com a diminuição ou ausência do uso de fertilizantes nitrogenados. Alguns autores já avaliaram a capacidade desse sistema de consórcio em aumentar o estoque de matéria orgânica do solo e disponibilizar N mineral nas camadas superficiais (FORRESTER; BAUHUS; KHANNA, 2004; GARAY et al., 2004), apresentando grande potencial em melhorar a disponibilidade de N em solos com plantio de eucalipto (VOIGTLAENDER et al., 2012). Tal fato pode promover maior sustentabilidade e menor impacto ambiental com favorecimento da ciclagem biogeoquímica, da qual a microbiota do solo é a maior protagonista (BASTIDA et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2006).

A importância da microbiota na ciclagem do N e P é conhecida, sendo que os processos envolvidos podem ser monitorados e gerenciados (SALAZAR et al., 2011). A ciclagem de nutrientes no solo engloba reações químicas, físico-químicas e bioquímicas, sendo estas últimas realizadas por enzimas responsáveis pela degradação de macromoléculas e de compostos orgânicos insolúveis para compostos mais simples. Em virtude disso, há grande interesse no conhecimento da atividade de algumas enzimas para o entendimento da decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (BADIANE et al., 2001; WANG; WANG, 2008; WANG et al., 2010; SALAZAR et al., 2011). As enzimas do solo são reguladas por fatores ambientais como umidade, pH e temperatura, assim como pela qualidade do substrato orgânico (WANG et al., 2010). Muitos autores consideram a atividade de endo (desidrogenase) e exoenzimas (fosfatases, celulasas, uréases, etc.) como um sensor em estudos de distúrbios ou alterações nos sistemas, que podem explicar mudanças na ciclagem biogeoquímica e qualidade do solo (BADIANE et al., 2001, 2008; NOGUEIRA et al., 2006; WANG et al., 2010).

A avaliação individual de uma propriedade bioquímica específica nem sempre é de fácil interpretação (SALAZAR et al., 2010), principalmente em ambientes heterogêneos e complexos como o solo. Para tanto, os atributos químicos do solo são utilizados devido à sua alta correlação com atributos bioquímicos do solo (MADEJON et al., 2007; SALAZAR et al., 2011). Além disso, a composição química da serapilheira representa um compartimento fundamental para a modulação da atividade microbiana do solo (ANDERSSON; KJOLLER;

STRUWE, 2004; ALLISON; NIELSEN; HUGHES, 2006), embora poucos trabalhos relacionem a atividade microbiana do solo com os atributos químicos da serapilheira (ANDERSSON; KJOLLER; STRUWE, 2004; WANG et al., 2010; PRESCOTT, 2010), sendo mais considerados os atributos químicos do solo (BASTIDA et al., 2006; MADEJON et al., 2007; SALAZAR et al., 2011). O plantio consorciado pode representar uma grande fonte de C e nutrientes provenientes da serapilheira e também da região rizosférica de duas espécies distintas, sendo o *E. grandis* de grande interesse econômico e *A. mangium* apresentando-se como alternativa à fertilização nitrogenada devido à capacidade de se associar com bactérias fixadoras de N. Esses fatores podem impor diversos efeitos sobre a comunidade e atividade microbiana do solo (BADIANE et al., 2008; SALAZAR et al., 2011; SINHA et al., 2011) e disponibilidade de nutrientes para as plantas.

O objetivo deste trabalho foi monitorar a atividade de cinco enzimas do solo, envolvidos com o ciclo do C, N e P, no desenvolvimento inicial (até 20 meses) de plantio consorciado e monoculturas de *E. grandis* e *A. mangium*. Além disso, foi proposto relacionar a atividade dessas enzimas com alguns atributos microbiológicos e químicos do solo e serapilheira, a fim observar quais fatores são mais responsáveis por modular a atividade dessas enzimas nos diferentes plantios.

3.2 Material e Métodos

O estudo foi conduzido na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, (Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz- Universidade de São Paulo), localizada no município de Itatinga, SP (23° 02'01" Sul e 48° 37'30" Oeste). A altitude média nesta região é de 830 m com meses frios e de baixa pluviosidade (média de 16 °C e 45mm, respectivamente) em junho e julho e maior temperatura e pluviosidade (em média 24°C e 360 mm, respectivamente) em dezembro e janeiro. O solo da área experimental é classificado como um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico. O experimento foi implantado em área de antigo plantio de *E. saligna* sem aplicação de fertilizantes, de 1940 até 1998. Para maiores detalhes ver a sessão material e métodos do capítulo 2.

Nosso estudo avaliou a segunda rotação desses plantios, instalada em novembro de 2009, mantendo o sistema de cultivo mínimo e o delineamento experimental dispostos em três blocos casualizados com quatro tratamentos: (E) monoculturas de *E. grandis* e (A) *A. mangium* sem fertilização nitrogenada; (EN) monocultura de *E. grandis* com fertilização nitrogenada (120 kg ha⁻¹ de N); e um plantio consorciado entre de *E. grandis* e *A. mangium*

(50A:50E) sem fertilização nitrogenada. A área de consórcio foi subdividida em amostragens de solo na base de *A. mangüim* (A(A+E)) e de *E. grandis* (E(A+E)), para comparação dos efeitos rizosféricos de cada espécie de árvore dentro deste tratamento. Cada parcela teve uma área total de 30 x 30 m, mas foi utilizada apenas 18 x 18 m devido ao não uso das duas bordas das parcelas.

Foram coletadas amostras de solo (profundidade de 0-10 cm) em quatro épocas: duas na estação seca (julho 2010/junho 2011) e duas na estação úmida (janeiro 2010/dezembro 2010). Essas épocas de coleta correspondem a 2, 7, 14 e 20 meses após o plantio das árvores. Todos os procedimentos de amostragem e metodologia de análise química do solo e da serapilheira e da biomassa e atividade (respirometria) microbiana do solo estão detalhados no capítulo 2 (sessão material e métodos).

A avaliação da atividade da desidrogenase seguiu as informações de Casida, Klein e Santoro (1964), sendo determinada a formação de cloreto de trifênil formazan por espectrometria (485 nm). A atividade da enzima celulase foi realizada conforme descrito por Schinner e von Mersi (1990), e a carboximetilcelulose foi utilizada como substrato, sendo os açúcares redutores formados quantificados por espectrofotômetro (690 nm) pelo método do Azul da Prússia. A atividade da urease foi feita conforme descrito por Tabatabai e Bremner, (1972), baseada na quantificação por destilação do amônio formado (MULVANEY, 1996). As enzimas fosfatase ácida e alcalina foram avaliadas pela leitura em espectrofotômetro (420 nm) do extrato filtrado após incubação da amostra, baseada na hidrólise do *p*-nitrofenil e determinação do *p*-nitrofenol formado (TABATABAI; BREMNER, 1969). Todos os dados microbiológicos e bioquímicos são apresentados em relação a 1g de solo seco.

Os dados foram submetidos à análise de variância e teste de médias (Duncan $p \leq 0,05$) e análise de correlação de Pearson no programa SAS (SAS INSTITUTE, 1999). Foi utilizada a análise multivariada de curva de resposta principal (PRC) (BRINK; TER BRAAK, 1999) para testar as mudanças temporais dos atributos microbiológicos dos tratamentos em comparação com o sistema comumente utilizado em plantios comerciais (tratamento EN). Os valores de Bk representaram o peso de cada atributo microbiológico/bioquímico na PRC. Para tanto, os valores mais distantes de 0 são os mais afetados pelas mudanças observadas entre os tratamentos ao longo do tempo. Para cada período, diferenças entre o controle e tratamentos foram analisados pelo teste de Dunnett $p \leq 0,05$, baseado nas coordenadas do eixo 1 da PRC. Foi utilizado o programa Canoco 4.5 (TER BRAAK; SMILAUER, 1998) para os testes multivariados.

3.3 Resultados

Houve alterações no comportamento e magnitude das enzimas em função dos tratamentos e épocas de amostragem (Figura 3.1). As enzimas fosfatase ácida e alcalina apresentaram menor atividade durante a estação seca aos 7 e 20 meses após o plantio em todos os tratamentos. A atividade da enzima urease foi maior em todos os tratamentos aos 7 meses, seguindo um gradiente de diminuição da sua atividade aos 14 e 20 meses em todos os plantios (Figura 3.1).

Aos 2 e 7 meses os maiores valores da desidrogenase foram encontrados em A (2,7 e 4,4 $\mu\text{g TFF g}^{-1}$ respectivamente). Nestas épocas os demais tratamentos não apresentaram diferença significativa entre si para a desidrogenase. No entanto, após 20 meses, A(A+E) e E(A+E) apresentaram os maiores valores de desidrogenase (11,2 e 7,7 $\mu\text{g TFF g}^{-1}$, respectivamente) (Figura 3.1), os quais foram distintos dos demais tratamentos. A urease teve um comportamento variado entre períodos de amostragem e plantios, sendo que aos 14 meses do plantio maiores atividades foram observadas em E e E(A+E) (86,5 e 96,8 $\mu\text{g NH}_4^+ \text{g}^{-1}$, respectivamente), fato este alterado após 20 meses, com maiores valores encontrados em A e A(A+E) (53,1 e 50,5 $\mu\text{g NH}_4 \text{g}^{-1}$, respectivamente) (Figura 3.1).

A fosfatase alcalina teve maior atividade em EN aos 2, 14 e 20 meses após o plantio (1036,4, 5766,7 e 1570,1 $\mu\text{g g}^{-1}$ de PNP, respectivamente). Nestes períodos formou-se um gradiente entre os tratamentos, sendo $\text{EN} > \text{A(A+E)}$ e $\text{E(A+E)} > \text{E} > \text{A}$ (Figura 3.2). Em contrapartida, a fosfatase ácida apresentou maior atividade quando da presença de *A. mangium* (A e A(A+E)) em todas as coletas (Figura 3.2). A atividade da enzima celulase teve os maiores e distintos valores encontrados em E para todos os períodos de amostragem, sendo que os demais tratamentos apresentaram poucas mudanças no decorrer dos 20 meses de plantio (Figura 3.2).

Houve maiores correlações entre a atividade enzimática do solo com os atributos químicos da serapilheira (Tabela 3.1), sobretudo aos 20 meses do plantio. Houve correlações entre os teores de N, P, relação C/N e C/P da serapilheira com as enzimas urease, fosfatase ácida e celulase, visto que essa última também apresentou correlação positiva com o C da serapilheira. Houve também boas correlações quando observada a atividade enzimática do solo e outros atributos microbiológicos (respirometria e C_{mic}), principalmente aos 2 e 7 meses do plantio. Em contrapartida, poucas correlações foram observadas entre a atividade enzimática e os atributos químicos do solo (C, N, C/N, P disponível) em todas as épocas (Tabela 3.1).

Figura 3.1 - Atividade da desidrogenase, urease e celulase em solo sob plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium* aos 2, 7, 14 e 20 meses de plantio. Atividade enzimática da desidrogenase = $\mu\text{g TFF g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$; da urease = $\mu\text{g NH}_4 \text{ g}^{-1}$; da celulase = $\mu\text{g glucose g}^{-1}$

Figura 3.2 - Atividade da fosfatases ácida e alcalina em solo sob plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium*. A (*A. mangium*), E (*E. grandis*), EN (*E. grandis* fertilizado com N), A(A+E) (consórcio - rizosfera de *A. mangium*) e E(A+E) (consórcio - rizosfera de *E. grandis*). PNF (*p*-nitrofenol)

A PRC mostrou que os atributos bioquímicos foram alterados pelos sistemas de cultivo misto e puro aos 7, 14 e 20 meses após os plantios, os quais foram diferentes entre si e de EN (plantio referência) (Tabela 3.2). Aos 14 meses houve um maior distanciamento entre os tratamentos em relação ao controle (Figura 3.3). Após 20 meses todos os tratamentos apresentaram a tendência de se aproximarem de EN, embora sendo diferentes entre si. Neste caso, A(A+E) e E(E+A) foram os tratamentos que mais se aproximaram de EN (Figura 3.3 e Tabela 3.1). O teste de Permutação de Monte Carlo (499 permutações) mostrou que houve influência significativa do tempo nos plantios durante os 20 meses de estudo (F ratio = 94, $P = 0,002$), sendo isto explicado pelo primeiro eixo canônico, o qual contribuiu com 50% da variabilidade total. A atividade das fosfatases (alcalina e ácida) apresentaram altos valores de Bk, sendo as variáveis que mais variaram ao longo dos 20 meses. No caso, o valor positivo da fosfatase alcalina demonstra que esta variável está mais relacionada com EN em relação aos demais tratamento. Contrariamente, o valor negativo de Bk para a fosfatase ácida representa menor atividade desta enzima em EN, e neste caso distribuiu os tratamentos A, E, A(A+E) e E(A+E) no eixo negativo do gráfico, os quais são altamente relacionados com a atividade da fosfatase ácida.

Tabela 3.1 - Correlação de Pearson de atributos químicos e microbianos do solo e serapilheira relacionados com atividade enzimática do solo. D-ase(desidrogenase); Al-Pase (fosfatase alcalina); Ac-Pase (fosfatase ácida); RASo (respiração acumulada do solo); C_{mic} (Biomassa microbiana de C)

	RASo	C _{mic}	pH	C solo	N solo	C/N solo	P disponível	C serapilheira	N serapilheira	C/N serapilheira	P serapilheira	C/P serapilheira
-----Dois meses após o plantio-----												
D-ase	0,30*	-	-	-	-	-	-	-	0,44*	-	-	-
Urease	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,34*	-
Al -Pase	0,51***	0,35*	-	-	-	-	-	-	0,47*	-0,36*	-	-
Ac-Pase	0,34*	0,49**	-	-	-	-	-	-	-	-0,51***	-	-
Celulase	-	-0,47**	-	-	-	-	-	-	-	0,47**	-	0,43*
-----Sete meses apos o plantio-----												
D-ase	0,44**	-	0,47**	-	-	-	-	-0,31*	0,30*	-0,63***	-	-
Urease	0,61***	-	-	-	-	0,34*	-	0,31*	0,45**	-	-	-
Al -Pase	-	-	-	-	-	0,31*	-	0,39*	-	0,40*	-	-
Ac-Pase	-0,62***	0,74***	-	0,33*	-	-	-	-0,69***	-0,40*	-0,43*	-	-
Celulase	-	-	-	-	-	-	-	0,35*	-	0,44*	-	-
-----Catorze meses apos o plantio-----												
D-ase	-	-0,31*	-	0,32*	-	-	-	-	-	-	-	-
Urease	-	-0,55***	0,69***	-	-	-	-	-	-0,48**	0,45**	-	-
Al -Pase	-	-	0,30*	-	-	-	-	0,40*	-	-	-	-
Ac-Pase	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,41*	-	-
Celulase	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,46**	0,54***	-	-
-----Vinte meses apos o plantio-----												
D-ase	-	-	-	-	-	-	-	-0,38*	-0,41*	-	-	-
Urease	-	-	-	-	-	-0,40*	-	-	0,51**	-0,49**	0,55***	-0,44*
Al -Pase	0,57***	-	-	-	-	-	0,36*	-	-0,33*	0,34*	-0,37*	0,35*
Ac-Pase	-	-	-0,32*	-	0,34*	-	-	-	0,73***	-0,60***	0,63***	-0,48**
Celulase	-0,30***	-	-	-	-	0,51**	-	0,41*	-0,28*	0,60***	-0,45**	0,55***

Considerar que: * $p < 0,01$; ** $p < 0,001$; *** $p < 0,0001$; - não significativo.

Figura 3.3 - Curva de resposta principal (PRC) dos atributos microbianos do solo aos 2, 7, 14 e 20 meses após o plantio. Valores de Bk indicam o peso dos parâmetros microbiológicos mensurados: C_{mic} (C da biomassa microbiana); N_{mic} (N da biomassa microbiana). A (*A. mangium*), E (*E. grandis*), EN (*E. grandis* fertilizado com N), A(A+E) (consórcio - rizosfera de *A. mangium*) e E(A+E) (consórcio - rizosfera de *E. grandis*)

Tabela 3.2 - Resultados do teste Dunnett baseados nos atributos microbiológicos nos quatro períodos de amostragens dos plantios. A (*A. mangium*), E (*E. grandis*), EN (*E. grandis* fertilizado com N), A(A+E) (consórcio - rizosfera de *A. mangium*) e E(A+E) (consórcio - rizosfera de *E. grandis*)

	2 meses	7 meses	14 meses	20 meses
EN, A	-	*	*	*
EN, E	-	*	*	*
EN, A(A+E)	-	*	*	*
EN, E(A+E)	-	*	*	*

Considerar que: * $p < 0,05$; - diferença não significativa

3.4 Discussão

3.4.1 Atividade enzimática do solo, tempo de plantio e serapilheira.

O comportamento da atividade enzimática nos plantios foi mudando conforme o crescimento da planta, o que representa a influência do crescimento vegetal nos atributos bioquímicos do solo. Os resultados obtidos aos dois meses após o plantio das culturas revelam que a atividade enzimática mensurada nas áreas reflete a atividade bioquímica do solo em função da rotação anterior, estimulada pela manutenção dos restos culturais (galhos, gravetos e folhas) e do sistema radicular das plantas recém-cortadas. Neste aspecto é possível inferir que houve um efeito cumulativo que interferiu especificamente nos atributos bioquímicos do solo em cada tipo de plantio, mesmo após o período de pousio. Portanto, o histórico das áreas é de vital importância para compreensão das alterações ocorridas na microbiota do solo em sistemas agroflorestais (VARENNES; TORRES, 2011), sobretudo no início do estabelecimento de uma nova rotação. Aos 7 e, principalmente, aos 14 e 20 meses torna-se mais evidente o efeito do desenvolvimento radicular das plantas devido ao maior estabelecimento e desenvolvimento das árvores.

Além disso, pode-se acrescentar aos dois últimos períodos de amostragem a deposição de folhas senescentes, a qual representou um incremento de C, N e P na serapilheira e, conseqüentemente, mudanças na biomassa e atividade bioquímica do solo, com implicações em atributos químicos e na ciclagem e disponibilidade de nutrientes. Outro fator importante para alterar a atividade microbiana e enzimática no solo é o efeito da sazonalidade (RIGOBELLO; NAHAS, 2004). Neste caso, aos 2 e, principalmente, aos 14 meses (épocas chuvosas) houve maior estímulo à atividade enzimática. O maior desenvolvimento das árvores e a maior entrada de matéria orgânica no solo pode favorecer o metabolismo microbiano, principalmente quando complementados com temperaturas mais elevadas e maior acesso à água. Períodos de seca ou chuva são fatores que interferem na atividade microbiana, como ocorreu na atividade da desidrogenase, uma vez que houve redução do metabolismo microbiano em épocas de baixa temperatura e reduzida precipitação. Esses fatores podem também ser extrapolados para as enzimas extracelulares fosfatase ácida e fosfatase alcalina, uma vez que suas atividades foram maiores em estações chuvosas e com temperaturas mais altas.

Considerando a serapilheira como compartimento de entrada de C e nutrientes ao solo e que sua decomposição é função da biota do solo, sobretudo dos micro-organismos, sugere-se que a composição química dos resíduos orgânicos (C, N e P) seja importante para melhor entender a atividade decompositora no solo. Porém, são poucos os trabalhos que consideram estas informações (WANG et al., 2010; PRESCOTT, 2010), sendo mais utilizados os atributos químicos do solo

(DICK; TABATABAI, 1993). No entanto, poucas alterações nos teores do solo foram verificadas nos plantios avaliados até 20 meses e, desta forma, houve pouca relação com os atributos bioquímicos e microbiológicos do solo. Contrariamente, os teores de C, N e P e relação C/N e C/P da serapilheira apresentaram maiores relações com a atividade enzimática do solo, sobretudo com as fosfatases e celulase. Desta forma, a alta variabilidade na atividade das enzimas pode ser decorrente da alta dinâmica da serapilheira, a qual foi sendo alterada em função do tempo de crescimento das árvores e das condições climáticas. Além disso, essa alta dinâmica entre esses atributos pode ser uma explicação para encontrar correlações positivas em um período e negativas em outro, analisando a mesma dupla de variáveis. O tipo, quantidade e atividade das principais enzimas envolvidas na degradação da serapilheira podem diferir em decorrência do sistema de manejo do solo utilizado, muitas vezes devido às propriedades físico-químicas do solo e químicas inerentes à serapilheira (WANG et al., 2010).

3.4.2 Atividade da desidrogenase, celulase e urease

A atividade da enzima desidrogenase, que representa a capacidade oxidativa de micro-organismos viáveis do solo, apresentou, logo no início dos plantios (2 e 7 meses), maior atividade em A, demonstrando que nesse área, mesmo com o tempo de pousio, houve maior manutenção da atividade microbiológica. Além disso, nestes períodos essa enzima teve correlações positivas principalmente com o teor de N da liteira e a respiração basal do solo, fato este que representa um maior estímulo à atividade microbiana e decompositora em função do maior conteúdo de N da serapilheira. Com o desenvolvimento do sistema radicular das plantas e deposição de folhas senescentes outros fatores afetaram a atividade dessa enzima no solo, como o pH, conteúdo de C, N e relação C/N da serapilheira. De acordo com Quilchano e Marañón (2002) a atividade da desidrogenase é mais relacionada com as espécies vegetais do que com os teores de C e N do solo. Lee et al. (2006) relatam que plantações com *A. mangium* favorecem a atividade da desidrogenase muito em função da maior quantidade e diversidade dos resíduos orgânicos depositados no solo. Sendo assim, aos 20 meses, os maiores valores da atividade dessa enzima em A(A+E) e E(A+E) demonstram que, ao longo do desenvolvimento das árvores, a mistura de espécies favorece maior atividade microbiana do solo que aqueles encontrados nos cultivos puros de cada espécie de árvore, sobretudo as monoculturas de *E. grandis*.

A celulase é uma enzima envolvida na degradação de compostos de celulose, sendo estes recalcitrantes e de difícil degradação. Neste caso, espécies vegetais, como os de eucalipto, que proporcionam resíduos com maior conteúdo de celulose e alta relação C/N no solo e na serapilheira

podem favorecer sua maior expressão e atividade. Em todas as épocas avaliadas a atividade da celulase foi correlacionada positivamente com os maiores teores de C da serapilheira e alta relação C/N e C/P, as quais foram mais evidentes em E. Em contrapartida, a menor atividade dessa enzima nas áreas de plantio consorciado e em EN pode sugerir que nestes locais havia materiais orgânicos mais lábeis para decomposição microbiana, uma vez que o consórcio e/ou fertilização nitrogenada favorecem menores relações C/N e C/P da serapilheira. Andersson, Kjoller e Struwe (2004) verificaram que a fertilização nitrogenada diminui a atividade da celulase em experimento *in situ*. Contrariamente, em estudos com microcosmos, Wang et al. (2010) verificaram maior atividade da celulase em resíduos de coníferas e plantas de folhas largas fertilizadas com N, devido ao aumento na taxa de decomposição, muitas vezes em decorrência da diminuição da relação C/N do resíduo e ao maior conteúdo de N (SINSABAUGH; CARREIRO; REPERT, 2002). Em nossos experimentos em campo a fertilização nitrogenada e/ou mistura de espécies pode ter suprimido a atividade da celulase na região rizosférica de *E. grandis* (E(A+E) e EN), embora a respiração basal da microbiota tenha sido maior nessas áreas. Alterações nos níveis de competição da comunidade microbiana em decorrência da fertilização nitrogenada pode resultar em um aumento nas populações de bactérias e diminuição da comunidade de fungos (ZHAO et al., 2011), os quais são os principais produtores de celulase (DOYLE et al., 2006). Neste caso, a presença de *A. mangium* no plantio consorciado com *E. grandis* pode favorecer uma mistura de resíduos vegetais menos recalcitrante, com maior conteúdo de N, proporcionando a supressão da atividade de celulase principalmente na região rizosférica de *E. grandis*.

Diferentemente das demais enzimas, a atividade da urease teve um aumento aos 7 meses e depois decaiu em todos os tratamentos. Além desse comportamento em função do tempo, essa enzima apresentou alta variação entre os tratamentos em cada período de amostragem, apresentando maior atividade quando havia maior relação C/N e C/P do resíduo. O dinamismo da atividade da urease acompanhou as alterações do N nos plantios, os quais foram positivamente relacionados nos períodos secos (7 e 20 meses), demonstrando que essa enzima pode apresentar a mesma dinâmica que a deste elemento (ALLISON; NIELSEN; HUGHES, 2006; WANG et al., 2010), e assim, a atividade da urease pode ser utilizada para inferir sobre a ciclagem de N (NAYAK; BABU; ADHYA, 2007). Allison, Nielsen e Hughes (2006) comentam que o teor de N da serapilheira é tão importante quanto o N mineral do solo para a modulação da atividade enzimática do solo. De fato, neste estudo, essas afirmações puderam ser confirmadas, uma vez que maiores conteúdos de N da serapilheira, tanto por fertilização quanto pela presença de *A. mangium*, alteraram de maneira negativa e/ou positiva a atividade enzimática.

3.4.3 Atividade das fosfatases ácida e alcalina

A atividade das enzimas fosfatases (ácida e alcalina) foi alta em todos os tratamentos em todos os períodos de amostragem, sendo os valores considerados altos quando comparados com dados da literatura (KRAMER; GREEN, 2000, PEIXOTO et al., 2010, KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010, WANG et al., 2012). Em especial, aos 14 meses, foi verificado que a atividade da fosfatase alcalina foi superior à atividade da fosfatase ácida. Neste caso, considerando que a fosfatase alcalina é somente liberada por micro-organismos, era de se esperar, como ocorreu nas demais épocas de amostragem, uma menor atividade dessa enzima em relação à fosfatase ácida, que é de ocorrência microbiana e vegetal (KRAMER; GREEN, 2000; DAKORA; PHILLIPS, 2002). De modo geral, esses resultados sugerem um grande estímulo na atividade microbiana em produzir fosfatase alcalina.

Outro ponto importante foi que a necessidade de adquirir P tanto por plantas quanto por micro-organismos foi alta, o que aumenta a produção de fosfatases. Solos tropicais de carga variável, como o deste experimento, são comumente conhecidos como fixadores de P através de seus minerais de argila (HINSINGER, 2001; VANCE; UHDE-STONE; ALLAN, 2003), sendo as fontes orgânicas uma alternativa para aquisição de P lábil através das enzimas fosfatases. Estes fatores, aliados às alterações na disponibilidade de substrato foram importantes para alterar a atividade das fosfatases no solo. De modo geral, a atividade enzimática tem sido usada como um importante sensor da qualidade do solo e de mudanças na atividade microbiana em função do tipo de manejo do solo (NOGUEIRA et al., 2006; BASTIDA et al., 2006). As enzimas fosfatase ácida e alcalina foram as mais afetadas pelo sistema de plantios ao longo do tempo, sendo importantes para diferenciar os tratamentos após 7, 14 e 20 meses em relação à EN (plantio referência).

Obviamente, houve oscilações na atividade das fosfatases ao longo dos vinte meses, mas, de modo geral, a atividade dessas enzimas pode ser relacionada à região rizosférica de cada planta. Neste sentido, houve maior estímulo à fosfatase alcalina em EN. Isso é um fator importante, pois sugere que maiores atividades desta enzima podem ser relacionadas com a presença de eucalipto e a fertilização nitrogenada. Como houve a tendência da área de consórcio se assemelhar à EN, conforme visto na PRC aos 20 meses após o plantio, a mistura entre espécies pode, em longo prazo, favorecer a atividade da fosfatase alcalina em condições semelhantes às encontradas em EN, sugerindo assim maior ciclagem de P por méritos microbianos.

Se por um lado a presença de *E. grandis* favoreceu a atividade da fosfatase alcalina, a presença de *A. mangium* favoreceu a atividade da fosfatase ácida. Aos 2 e 7 meses após o plantio, os plantios com maior biomassa microbiana (A, EN, A(A+E) e E(A+E)) tiveram alta correlação com a

atividade da fosfatase ácida (tabela 4), evidenciando a importância na manutenção da biomassa microbiana no solo para a ciclagem de P, principalmente nos primeiros meses dos plantios. Isso sugere que grande parte da atividade dessa enzima no início dos plantios seja de origem microbiana, uma vez que a planta ainda não apresentava desenvolvimento radicular pronunciado. Além disso, a maior relação da atividade da fosfatase ácida com *A. mangium* pode ser devido ao fato de que essa árvore, assim como muitas outras leguminosas, apresenta alta capacidade de diminuir o valor do pH do solo na região rizosférica (HINSINGER, 2001; YAMASHITA; OHTA; HARDJONO, 2008), muitas vezes decorrente da extrusão de H^+ pelas raízes. O pH é um dos fatores que pode direcionar a atividade das fosfatases, uma vez que a acidificação da região rizosférica pode aumentar a atividade da fosfatase ácida e diminuir a atividade da fosfatase alcalina (WANG et al. 2006). No entanto, de acordo com Dick, Cheng e Wang (2000), a atividade das fosfatases ácida e alcalina pode responder com maior rapidez a alterações no pH do solo que os métodos químicos, e desta forma, mesmo o pH sendo baixo nos plantios, a região rizosférica das raízes pode ter sítios que condicionem maiores valores de pH, assim favorecendo a atividade da fosfatase alcalina.

Decorrente das alterações no comportamento das fosfatases e suas maiores relações com o C, N e P da serapilheira até 20 meses dos plantios, é possível inferir que a mistura de espécies pode proporcionar maior ciclagem de P orgânico, uma vez que cada espécie pode favorecer uma maior expressão e atividade dessas enzimas no solo. No entanto, é importante destacar que nenhuma das fosfatases avaliadas demonstrou relação com maiores ou menores disponibilidades de P no solo. Muitos autores relacionam a atividade dessa enzima com os atributos do solo, sobretudo com o conteúdo de P prontamente disponível (OLANDER; VITOUSEK, 2000, KRAMER; GREEN, 2000). Entretanto, outras variáveis podem estar relacionadas com o estímulo ou supressão da atividade da fosfatase, como o teor de P e N orgânico e o pH do solo (RENELLA et al., 2006; WANG et al., 2012) e a necessidade da planta em adquirir P (VANCE; UHDE-STONE; ALLAN, 2003).

O fato é que, nestes sítios florestais, a composição da serapilheira (conteúdo de C, N e P) e o desenvolvimento vegetal apresentaram-se mais determinantes para regular a maior ou menor atividade das fosfatases no solo. Os maiores valores de N e P da serapilheira e a menor relação C/N e C/P da serapilheira sugerem que houve favorecimento da ciclagem bioquímica de P nas plantas no plantio consorciado, diferentemente do que ocorreu nas monoculturas com *E. grandis*. Assim, os resíduos vegetais depositados foram estimulantes da atividade das enzimas avaliadas, assim como a região rizosférica de cada planta. Isso pode servir como indício da importância dessas enzimas na ciclagem de C, N e P orgânico nestes sistemas e de como o plantio misto pode favorecer a atividade enzimática decorrente da maior diversidade e qualidade da matéria orgânica nos primeiros 20 meses dos plantios. A dependência da matéria orgânica e a maior influência da sua degradação na ciclagem

do P são de extrema importância nos solos tropicais. Sistemas de plantio que favoreçam a manutenção e diversidade de resíduos no solo, como o consórcio entre *E. grandis* e *A. mangium*, podem reduzir, em longo prazo, a adsorção de P a partir da competição dos sítios de adsorção com os ácidos orgânicos liberados na degradação deste material (via microbiota do solo) e através de recobrimentos pelo húmus (HUNT et al., 2007).

Referências

- ALLISON, S.D.; NIELSEN, C.; HUGHES, R.F. Elevated enzyme activities in soils under the invasive nitrogen-fixing tree *Falcataria moluccana*. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 3, p. 1537–1544, 2006.
- ANDERSSON, M.; KJOLLER, A.; STRUWE, S. Microbial enzyme activities in leaf litter, humus and mineral soil layers of European forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 1527–1537, 2004.
- BADIANE, N.N.Y.; ACHOUAK, W.; CHRISTEN, R.; HEULIN T.; BRAUMAN, A.; CHOTTE, J. Characteristics of microbial habitats in a tropical soil subject to different fallow management. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 38, p. 51–61, 2008.
- BADIANE, N.N.Y.; CHOTTE, J.L.; PATE, E.; MASSE, D.; ROULAND, C. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 18, p. 229–238, 2001.
- BASTIDA, F.; MORENO, J.L.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. Microbiological activity in a soil 15 years after its revegetation. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 2503–2507, 2006.
- BOUILLET, J.P.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; MOREIRA, M.Z.; TRIVELIN, P.; JOURDAN, C.; GALIANA, A. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil. 2. Nitrogen accumulation in the stands and N₂ biological fixation. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3918–393, 2008.
- BRINK Van den, P.J.; TER BRAAK, C.J.F. Principal response curves: analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Hoboken, v. 18, p. 138–148, 1999.
- CASIDA, J.R.L.E.; KLEIN, D.A.; SANTORO, T. Soil dehydrogenase activity. **Soil Science**, Philadelphia, v. 98, p. 371–376, 1964.
- COELHO, S.R.D.F.; GONÇALVES, J.L.D.M.; MELLO, S.L.D.M.; MOREIRA, R.M.; SILVA, E.V.D.; LACLAU, J.P. Crescimento, nutrição e fixação biológica de nitrogênio em plantios consorciados de eucalipto e leguminosas arbóreas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 759–768, 2007.
- DAKORA, F.D.; PHILLIPS, D.A. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. **Plant & Soil**, Dordrecht, v. 245, p. 35–47, 2002.

DICK, W.; CHENG, L.; WANG, P. Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 1915-1919, 2000.

DICK, W.A.; TABATABAI, M.A. Significance and potential uses of soil enzymes. In: BLAIN, F.J. (Ed.). **Soil microbial ecology application in agricultural and environmental management**. New York: Marcel Dekker, 1993. v. 1, p. 95-127.

DOYLE, J.; PAVEL, R.; BARNES, G.; STEINBERGER, Y. Cellulase dynamics in a desert soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 371-376, 2006.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; KHANNA, P.K. Growth dynamics in a mixed-species plantation of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 193, p. 81-95, 2004.

GARAY, I.; PELLENS, R.; KINDEL, A.; BARROS, E.; FRANCO, A.A. Evaluation of soil conditions in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in Brazil: a contribution to the study of sustainable land use. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 27, p. 177-187, 2004.

GONÇALVES, J.L.M. Conservação do solo. In: GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. (Ed.). **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. p. 47-130.

GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L.; LACLAU, J.P.; SMETHURST, P.; GAVA, J.L. Silvicultural effects on the productivity and wood quality of Eucalyptus plantations. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 193, p. 45-61, 2004.

HINSINGER, P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant & Soil**, Dordrecht, v. 237, p. 173-195, 2001.

HUNT, J.F.; OHNO, T.; HE, Z.; HONEYCUTT, W.; DAIL, D. B. Inhibition of phosphorus sorption to goethite, gibbsite, and kaolin by fresh and decomposed organic matter. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 44, p. 277-288, 2007.

JOURDAN, C.; SILVA, E.; GONÇALVES, J.; RANGER, J.; MOREIRA, R.; LACLAU, J. Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 256, p. 396-404, 2008.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 42, p. 1-13, 2010.

KRAMER, S.; GREEN, D.M. Acid and alkaline phosphatase dynamics and their relationship to soil microclimate in a semiarid woodland. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 179-188, 2000.

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. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil: biomass allocation and net primary production. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3905-3917, 2008.

LEE, Y.K.; LEE, D.K.; WOO, S.Y.; PARK, P.S.; JANG, Y.H.; ABRAHAM, E.R.G. Effect of Acacia plantations on net photosynthesis, tree species composition, soil enzyme activities, and microclimate on Mt. Makiling. **Photosynthetica**, Prague, v. 44, p. 299-308, 2006.

MADEJON, E.; MORENO, F.; MURILLO, J.; PELEGRIN, F. Soil biochemical response to long-term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, p. 346-352, 2007.

MULVANEY, R.L. Nitrogen-inorganic forms. In: BIGHAM, J.M. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. pt. 3: p. 1123-1184.

NAYAK, D.R.; BABU, Y.J.; ADHYA, T.K. Long-term application of compost influences microbial biomass and enzyme activities in a tropical Aerobic Endoaquept planted to rice under flooded condition. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1897-1906, 2007.

NOGUEIRA, M.A.; ALBINO, U.B.; BRANDÃO-JÚNIOR, O.; BRAUN, G.; CRUZ, M.F.; DIAS, B.A.; DUARTE, R.T.D.; GIOPIO, N.M.R.; MENNA, P.; ORLANDI, J.M.; RAIMAN, M.P.; RAMPAZO, L.G.L.; SANTOS, M.A.; SILVA, M.E.Z.; VIEIRA, F.P.; TOREZAN, J.M.D.; HUNGRIA, M.; ANDRADE, G. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 115, p. 237-247, 2006.

OLANDER, L.P.; VITOUSEK, P.M. Regulation of soil phosphatase and chitinase activity by N and P availability. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 49, p. 175-190, 2000.

PEIXOTO, R.S.; CHAER, G.M.; FRANCO, N.; REIS JUNIOR, F.B.; MENDES, I.C.; ROSADO, A.S. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. **Antonie van Leeuwenhoek**, Dordrecht, v. 98, p. 403-413, 2010.

PRESCOTT, C.E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 101, p. 133-149, 2010.

QUILCHANO, C.; MARANÓN, T. Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, p. 102-107, 2002.

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

RENELLA, G.; LANDI, L.; ASCHER, J.; CECCHERINI, M.T.; PIETARMELLAAR, G.; NANNIPIERI, P. Phosphomonoesterase production and persistence and composition of bacterial communities during plant material decomposition in soils with different pH values. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 795-802, 2006.

RIGOBELLO, E.C.; NAHAS, E. Seasonal fluctuations of bacterial population and microbial activity in soils cultivated with Eucalyptus and Pinus. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 61, p. 88-93, 2004.

SALAZAR, S.; SÁNCHEZ, L.E.; ALVAREZ, J.; VALVERDE, A.; GALINDO, P.; IGUAL, J.M.; PEIX, A.; SANTA-REGINA, I. Correlation among soil enzyme activities under different forest system management practices. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 37, p. 1123-1131, 2011.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT**: user's guide statistics; version 9.2. Cary, 1999.

SCHINNER, F.; VON MERSI, W. Xylanase-, CM-cellulase and invertase activity in soil: an improved method. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 511-515, 1990.

SINHA, S.; MASTO, R.E.; RAM, L.C.; SELVI, V.A.; SRIVASTAVA, N.K.; TRIPATHI, R.C.; GEORGE, J. Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 41, p. 1824-1832, 2009.

SINSABAUGH, R.L.; CARREIRO, M.M.; REPERT, D.A. Allocation of extracellular enzymatic activity in relation to litter composition, N deposition, and mass loss. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 60, p. 1-24, 2002.

TABATABAI, M.A.; BREMNER, J.M. Use of r-nitrophenol phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 1, p. 301-307. 1969.

_____. Assay of urease activity in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 4, p. 479-487, 1972.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows**: software for canonical community ordination (Version 4). New York: Microcomputer Power, 1998.

VANCE, C.P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D.L. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytologist**, Oxford, v. 157, p. 423-447, 2003.

VARENNES, A.; TORRES, M.O. Post-fallow tillage and crop effects on soil enzymes and other indicators. **Soil Use & Management**, Oxford, v. 27, p. 18-27, 2011.

VOIGTLAENDER, M.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; PICCOLO, M.D.C.; MOREIRA, M.Z.; NOUVELLON, Y.; RANGER, J.; BOUILLET, J.P. Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil organic matter stocks and nitrogen mineralization. **Plant & Soil**, Dordrecht, v. 352, p. 99-111, 2012.

WANG, A.S.; ANGLE, J.S.; CHANEY, R.L.; DELORME, T.A.; MCINTOSH, M. Changes in soil biological activities under reduced soil pH during *Thlaspi caerulescens* phytoextraction. **Soil Use & Management**, Oxford, v. 38, p. 1451-1461, 2006.

WANG, C.; FENG, X.; GUO, P.; HAN, G.; TIAN, X. Response of degradative enzymes to N fertilization during litter decomposition in a subtropical forest through a microcosm experiment. **Ecological Research**, Tokyo, v. 25, p. 1121-1128, 2010.

WANG, Q.; WANG, S.; LIU, Y. Responses to N and P fertilization in a young *Eucalyptus dunnii* plantation: microbial properties, enzyme activities and dissolved organic matter. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 40, p. 484-490, 2008.

WANG, Q.; XIAO, F.; WANG, S.; XU, G. Response of selected soil biological properties to stump presence and age in a managed subtropical forest ecosystem. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 57, p. 59-64, 2012.

YAMASHITA, N.; OHTA, S.; HARDJONO, A. Soil changes induced by *Acacia mangium* plantation establishment: Comparison with secondary forest and *Imperata cylindrica* grassland soils in South Sumatra, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 254, p. 362-370, 2008.

ZHAO, J.; WANG, X.; SHAO, Y.; XU, G.; FU, S. Effects of vegetation removal on soil properties and decomposer organisms. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 954-960, 2011.

4 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES, ATIVIDADE DA FOSFATASE ÁCIDA E ESTÍMULO À CICLAGEM DO P NOS PRIMEIROS 20 MESES DOS PLANTIOS PUROS E MISTOS DE *EUCALYPTUS GRANDIS* E *ACACIA MANGIUM*

Resumo

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) são muito importantes para a nutrição mineral das plantas, sobretudo para a aquisição de N e P do solo. *A. mangium* é uma espécie que apresenta grande capacidade de se associar com FMA e os eucaliptos também se associam com estes fungos durante o estágio de muda e planta jovem. Neste estudo foi avaliada a diversidade de esporos de FMA e a taxa de colonização micorrízica de raízes por FMA em plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium* nos primeiros 20 meses de plantio. Além disso, foi verificado se há relação entre os FMA e a ciclagem de N e P nestes plantios. Os tratamentos utilizados foram: plantio puro de *A. mangium* e *E. grandis* sem fertilização nitrogenada; plantio puro de *E. grandis* fertilizado com nitrogênio; plantio consorciado com *A. mangium* e *E. grandis*, sendo que, neste tratamento, foram coletadas amostras de solo e raízes na base de cada espécie de árvore a fim verificar o efeito rizosférico de cada espécie dentro do consórcio. Verificou-se um aumento na colonização de raízes de *E. grandis* por FMA quando estes foram plantados em consórcio com *A. mangium*. *A. mangium* foi a grande responsável pelas melhorias na ciclagem de P nesse tratamento. Neste caso, o plantio consorciado parece favorecer a ciclagem de N e P, uma vez que a maior taxa de colonização por FMA apresentou correlações negativas com as relações C/N e C/P da serapilheira, mas correlação positiva com a atividade da fosfatase ácida, evidenciando a capacidade desse sistema de plantio em adquirir N e P através de duas estratégias distintas, ou seja, pela aquisição de P orgânico (fosfatases) ou pelos FMA. Além disso, ao longo do crescimento vegetal, ocorreram períodos de germinação e/ou reprodução de esporos de FMA, fato este que alterou a estrutura da comunidade dos esporos de FMA do solo, demonstrando a dinâmica desses micro-organismos no início dos sistemas florestais.

Palavras-chave: Micorrizas; Solo; Ciclagem de nutrientes; Leguminosas; Eucalipto

Abstract

The arbuscular mycorrhizal fungi (FMA) are important to plant mineral nutrition, mainly to taken soil N and P. *Acacia mangium* have greater capacity to association with FMA than *E. grandis*. The objective of this work was evaluate the spore diversity and density and root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in the early stages of the second rotation of mixed and pure plantations of *E. grandis* and *A. mangium*. In addition, In addition, we try correlate FMA and P cycles those plantations. Soil and roots samples at 0-10 cm depth were collected two, seven, 14, and 20 months after planting in the following treatments: monocultures of *A. mangium* and *E. grandis*, a monoculture of *E. grandis* with N-fertilizer, and an intercropped plantation with *E. grandis* and *A. mangium*. There was an increase in root colonization of *E. grandis* by FMA when planted in association with *A. mangium*. *A. mangium* also was the greater responsible for improvements on cycle N and P at mixed-species. Thus, the mixed- species (between *E. grandis* and *A. mangium*) may help the nutrient cycling, because the positive correlation between acid phosphatase and FMA and negative correlation between FMA and ratios C/N and C/P litter. These might suggest two strategies of P acquisition: organic P (phosphatase) and/or via FMA. Furthermore, there were periods of FMA spores germination and/or production. This fact altered the FMA communities, showed the dynamic of this microorganisms in early forestry systems.

Keywords: Mycorrhizal; Soil; Nutrient cycle; Leguminous; Eucalyptus

4.1 Introdução

Recentemente, muitos estudos vêm sendo realizados em plantios mistos entre eucaliptos e leguminosas arbóreas com intuito de verificar e validar as interações ecológicas e sustentabilidade destes sistemas. Em geral, estes apresentaram resultados positivos sobre esses plantios, avaliando aspectos relacionados à ciclagem biogeoquímica, produtividade, atributos químicos, etc (BINKLEY et al., 1992; KHANNA, 1997; FORRESTER; BAUHUS; COWIE, 2005; LACLAU et al., 2008; BOUILLET et al., 2008; VOIGTLAENDER et al., 2012). Entre os principais resultados apresentados por estes autores, o estímulo à ciclagem de N e P em plantios mistos é mais proeminente, sendo maior que aquele observado em plantios puros (BINKLEY et al., 1992; KHANNA, 1997; PARROTA, 1999; FORRESTER; BAUHUS; COWIE, 2005). Estes mesmos autores sugerem que o maior estímulo à ciclagem de N e P pode ser decorrente dos processos relacionados com a fixação biológica de N, a presença de fungos micorrízicos e a atividade das enzimas fosfatases no solo. No entanto, ainda não há relatos que mostrem conclusivamente que os fungos micorrízicos e a atividade das fosfatases colaboram para maximizar a ciclagem de N e P em sistemas de plantio consorciado.

A. mangium é uma espécie arbórea que apresenta boa competitividade e estabilidade em plantios mistos com *E. grandis* (COELHO et al., 2007) e espécie alvo de pesquisas de plantio consorciado com *E. grandis* no Brasil, uma vez que apresenta alta capacidade de colonização por FMA (MENDES-FILHO et al., 2009). Os eucaliptos são comumente associados com endo e ectomicorrizas (ADAMS et al., 2006), fato este que pode viabilizar seu crescimento rápido, sendo uma alternativa para produção de madeira e para a reabilitação de áreas degradadas. As ectomicorrizas são majoritárias em eucaliptos em estádios sucessionais mais avançados (ADAMS et al., 2006; CHILVERS, 2000; PAGANO; SCOTTI, 2008; CHEN; LIU; DELL, 2007). A associação de eucaliptos com FMA é mais observada em mudas ou plântulas, embora estas endomicorrizas sejam frequentemente suprimidas pelas ectomicorrizas com o decorrer do crescimento vegetal (ADAMS et al., 2006; PAGANO; SCOTTI, 2008). No entanto, mesmo com o eucalipto apresentando essa capacidade de se associar com fungos micorrízicos em plantios para fins comerciais, a fertilidade e disponibilidade de nutrientes do solo costuma diminuir com as sucessivas rotações (GONÇALVES et al., 1997). De fato, muitos trabalhos relatam a dependência dos eucaliptos das ectomicorrizas, mas pouco se sabe a respeito da micorrização por FMA no início de plantios, com plantas em estágio inicial de crescimento em campo, sejam eles puros ou consorciados com outras espécies. De acordo com Zangaro et al., 2007 os FMA apresentam alta taxa de colonização em estádios sucessionais prematuros, com decréscimo em estádios sucessionais mais avançados. São inúmeras as vantagens da planta na associação com FMA. A micorrização pode

ajudar no estabelecimento das mudas no campo, contribuindo para a absorção de nutrientes e água, além de atuar na proteção contra os patógenos radiculares (NEWSHAM; FITTER; WATKINSON, 1995). Além disso, estes fungos apresentam grande importância em solos pobres ou pouco férteis, uma vez que estão relacionados à captação de nutrientes do solo, sobretudo o fósforo (CARDOSO et al., 2010; HISINGER, 2001) através do aumento da superfície de absorção das raízes, devido à presença das hifas fúngicas. Ao mesmo tempo, há produção de enzimas que aumentam a mineralização da matéria orgânica, o que pode, consequentemente, aumentar a disponibilização de fósforo. Sendo assim, os FMA tem a capacidade de tornar o cultivo bem sucedido mesmo em solo com baixa quantidade de fósforo, através de uma exploração mais eficaz das fontes de P do solo (JAKOBSEN et al., 2005; MA; RENGEL, 2008).

Neste estudo foi avaliada a diversidade de esporos de FMA e a capacidade de micorrização de raízes por FMA em plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium* nos primeiros 20 meses de plantio. Além disso, foi verificado se há relação entre os FMA e a ciclagem de N e P nestes plantios.

4.2 Material e Métodos

A condução do experimento foi na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, (Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz- Universidade de São Paulo), localizada no município de Itatinga, SP (23° 02'01" Sul e 48° 37'30" Oeste). A altitude média nesta região é de 830 m com meses frios e de baixa pluviosidade (média de 16 °C e 45mm, respectivamente) em junho e julho e maior temperatura e pluviosidade (em média 24°C e 360 mm, respectivamente) em dezembro e janeiro. O solo da área experimental é classificado como um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico. O experimento foi implantado em área de antigo plantio de *E. saligna* sem aplicação de fertilizantes, de 1940 até 1998. O histórico completo das áreas é informado no capítulo 2 (sessão material e métodos).

Nosso estudo avaliou a segunda rotação desses plantios, instalada em novembro de 2009, mantendo o mesmo sistema de cultivo mínimo e o delineamento experimental da primeira rotação, dispostos em três blocos casualizados com quatro tratamentos: (E) monoculturas de *E. grandis* e (A) *A. mangium* sem fertilização nitrogenada; (EN) monocultura de *E. grandis* com fertilização nitrogenada (120 kg ha⁻¹ de N); e um plantio consorciado entre de *E. grandis* e *A. mangium* (50A:50E) sem fertilização nitrogenada. A área de consórcio foi subdividida em amostragens de solo na base de *A. mangium* (A(A+E)) e de *E. grandis* (E(A+E)), para comparação dos efeitos rizosféricos de cada espécie de árvore dentro deste tratamento.

Foram coletadas amostras de solo, raízes (profundidade de 0-10 cm) e serapilheira em três épocas do desenvolvimento inicial dos plantios, correspondentes aos 7, 14 e 20 meses após o plantio das árvores. Para análise da diversidade e contagem de esporos de FMA foi acrescentada uma coleta de solo aos 2 meses após o plantio, sendo que ainda não havia desenvolvimento radicular das plântulas neste período.

Cada bloco (três blocos) era composto por quatro parcelas, sendo que em cada uma das monoculturas foram selecionadas nove árvores representativas e no consórcio foram selecionadas dezoito, sendo nove de *A. mangium* e nove de *E. grandis*. Em cada árvore três amostras simples de solo foram coletadas (ao redor das árvores numa distância de até 1,5 m da base da árvore na entrelinha), totalizando 27 amostras na parcela. A partir de nove amostras simples (uma de cada árvore) foi formada uma amostra composta independente. Assim, foram formadas três amostras independentes e compostas de solo, de serapilheira e de raízes por parcela. Ao final de cada período havia nove amostras compostas nas monoculturas e dezoito amostras no plantio consorciado, nove pertencentes a *A. mangium* (A(A+E)) e nove a *E. grandis* (E(A+E)). Essas amostras foram peneiradas (2 mm) e armazenadas a 4°C até o momento das análises microbiológicas (após 5 dias no máximo). Para as análises químicas foi utilizado solo seco ao ar. As mesmas árvores utilizadas na coleta de solo foram selecionadas para a amostragem de raízes finas e serapilheira. Amostras da serapilheira foram feitas utilizando um quadrado de 0,25 m². O material consistia de gravetos, galhos e folhas, que foram secas a 45°C.

Após secagem e moagem, os teores de C e N totais da serapilheira e do solo foram avaliados em analisador elementar. A análise de P total da serapilheira foi realizada segundo Murphy e Riley (1962). Os teores de C, N e P da serapilheira foram ajustados para eliminar interferências de partículas de solo através da análise do teor de cinzas por 4h a 450°C. O P disponível do solo foi avaliado pelo método de extração com resina trocadora de íons segundo Raij et al. (2001) e o pH determinado em suspensão de solo com CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ na proporção 1:2,5 solo-solução. As enzimas fosfatase ácida e alcalina foram avaliadas pela leitura em espectrofotômetro (420 nm) do extrato filtrado após incubação da amostra, baseada na hidrólise do *p*-nitrofenil e determinação do *p*-nitrofenol formado (TABATABAI; BREMNER, 1969). Todos os dados microbiológicos e bioquímicos são apresentados em unidades por grama de solo seco. Os atributos químicos e microbianos do solo e serapilheira foram apresentados e discutidos com maiores detalhes nos capítulos 2 e 3.

Os esporos foram extraídos de uma amostra de 50 g de solo de acordo com Gerdemann e Nicolson (1963). As amostras de solo foram peneiradas em uma sequência de malhas (primeiro uma

malha de 0,71 mm e depois uma malha de 0,045 mm). Posteriormente realizaram-se centrifugações sequenciais das amostras em água e solução de sacarose 70% a fim de separar os esporos do solo.

Os esporos extraídos foram contados e separados por grupos de morfologia semelhante com o uso de microscópio estereoscópico (40x). Os grupos de esporos de FMA foram transferidos e montados em lâminas semi-permanentes, com resina de álcool polivinílico e glicerol (PVLG) e em reagente de Melzer. A identificação foi feita ao nível de espécie utilizando um microscópio óptico (100 a 400X), com o auxílio do manual de Schenck e Pérez (1990) e descrições fornecidas pela Coleção Internacional de Fungos Micorrízicos Arbusculares e Vesiculares (INVAM <http://caf.wvu.edu>). Após a identificação das espécies de FMA foram determinados: o índice de dominância de Simpson (Is) [$Is = 1/L$], onde: $L = \sum ni (ni - 1) / N (N-1)$, ni = número de esporos de cada espécie de FMA "i", N = número total de espécies de fungos micorrízicos, e o índice de diversidade de Shannon (H) [$H = - \sum (pi \log pi)$], onde: $pi = ni / N$; ni = número de esporos de cada espécie de FMA, N = número total de espécies.

Os dados foram submetidos à análise de variância e teste de médias (Duncan $p < 0,05$) e análise de correlação de Pearson utilizando o programa SAS 9.2 (SAS Institute, 1999).

4.3 Resultados

De modo geral, houve alta taxa de colonização de raízes por FMA em todos os tratamentos e períodos, principalmente aos 14 meses, época na qual a colonização foi maior (Tabela 4.1). A monocultura de *A. mangium* (A) teve a maior taxa de colonização por FMA em todos os períodos, embora aos 14 e 20 meses não houvesse diferença entre esta e o plantio consorciado (A(A+E) e E(A+E)). Nos plantios puros de *E. grandis* (E e EN), de maneira geral, houve menor taxa de colonização por FMA (Tabela 4.1).

Aos sete meses a taxa de colonização por FMA foi positivamente correlacionada com o conteúdo de C total do solo e a atividade da fosfatase ácida. Neste mesmo período houve correlação negativa entre a taxa de colonização e conteúdo de C ou relação C/N da serapilheira (Tabela 4.2), sendo que esta última correlação se manteve nos períodos de 14 e 20 meses após o plantio. Correlações negativas também foram observadas aos 20 meses entre a taxa de colonização e a relação C/P da serapilheira e o pH do solo e positivas entre taxa de colonização por FMA e os teores de N e P da serapilheira e atividade da fosfatase ácida (Tabela 4.2).

Tabela 4.1 - Porcentagem de colonização por FMA em raízes de *A. mangium* e *E. grandis*. A (*A. mangium*); E (*E. grandis*); EN (*E. grandis* fertilizado com N); A(A+E) (*A. mangium* consórcio); E(A+E) (*E. grandis* consórcio). Dados de tratamentos seguidos por letras minúsculas diferentes apresentam diferenças entre si (colunas) e por letras maiúsculas diferentes mostram diferenças nas épocas (linhas) pelo teste Duncan $p>0,05$

	7 meses	14 meses	20 meses
	% colonização FMA		
A	51 (2,8) aA	53 (1,9) aA	45 (6,0) aB
E	35 (2,1) cB	45 (3,4) bA	38 (3,1) bB
EN	42 (1,5) bB	47 (4,4) bA	40 (2,9) bB
A(A+E)	42 (1,7) bB	52 (6,2) aA	44 (4,5) aB
E(A+E)	43 (2,9) bB	50 (3,2) abA	42 (4,8) abB

Em todos os períodos de amostragem houve baixa abundância de esporos de FMA em todos os tratamentos (Tabela 4.3). De modo geral, aos dois meses após o plantio houve maior abundância de FMA em todos os tratamentos, com decréscimos aos 7 e 14 meses e subsequente aumento aos 20 meses (Tabela 4.3). Em relação aos tratamentos, maior abundância de esporos de FMA pôde ser visualizado em A, a partir dos 7 meses, sendo superior aos demais tratamentos.

Tabela 4.2 - Correlação entre atributos químicos do solo e serapilheira e a colonização de raízes por FMA aos 7, 14 e 20 meses após os plantios

	7 meses	14 meses	20 meses
	% colonização FMA		
% de água solo	-	-	-
pH	-	-	-0,36*
C serapilheira	- 0,48 **	-	-
N serapilheira	-	-	0,43 *
C/N serapilheira	-0,62 ***	-0,45***	-0,52***
P serapilheira	-	-	0,47 **
C/P serapilheira	-	-	-0,32*
C total solo	0,40 *	-	-
N total solo	-	-	-
C/N solo	-	-	-
P disponível solo	-	-	-
Fosfatase alcalina	-	-	-
Fosfatase ácida	0,61 ***	-	0,39 *

Considerar que: * $p>0,01$; ** $p>0,001$; *** $p>0,0001$; - não significativo.

Ao todo foram encontradas 17 espécies de esporos de FMA em toda a área. Essas são pertencentes aos gêneros *Acaulospora* (5), *Ambispora* (1), *Gigaspora* (3), *Glomus* (3), *Racocetra* (2), *Scutellospora* (2) e 1 espécie não identificada. Dentre as espécies, destaque para *Gigaspora decipiens* e *Racocetra intraornata*, que estiverem presentes em todos os períodos de amostragem e em praticamente todos os tratamentos. Há também destaque para *Acaulospora mellea*, que apresentou considerável número de esporos aos 2 e 20 meses após o plantio.

Houve maior diversidade de esporos em E e EA aos 2 meses após o plantio (índice de Shannon - Tabela 4.3). Já aos 14 meses o índice foi maior para os tratamentos A, AE e EA. Aos 20 meses do plantio todos os tratamentos apresentaram aumento no índice de Shannon. O índice de dominância de Simpson revelou que aos 14 meses houve uma menor dominância de espécies nos plantios puros de eucalipto, enquanto que aos 20 meses houve menor dominância de espécies nas áreas de plantio consorciado (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 - Número de esporos (50 g de solo) e índices de diversidade de FMA aos 2, 7, 14 e 20 meses dos plantios. A (*A. mangium*); E (*E. grandis*); EN (*E. grandis* fertilizado com N); AE (*A. mangium* consórcio); EA (*E. grandis* consórcio)

	2 meses					7 meses					14 meses					20 meses				
	A	E	EN	AE	EA	A	E	EN	AE	EA	A	E	EN	AE	EA	A	E	EN	AE	EA
<i>Acaulospora mellea</i> (Spain; Schenck)	3	-	8	24	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	5	4	5
<i>Ac. foveata</i> (Trappe; Janos)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Ac. Morrowiae</i> (Spain; Schenck)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Ac. scrobiculata</i> (Trappe)	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ac. sp1</i>	-	-	-	2	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Ambispora leptoticha</i> (Spain, Sieverd & N.C. Schenck)	-	-	1	-	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	3
<i>Gigaspora decipiens</i> (Hall; Abbott)	3	3	3	-	3	5	-	7	4	4	2	-	-	1	1	11	9	2	5	7
<i>Gigaspora sp1</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
<i>Gigaspora sp2</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Glomus clarum</i> (Nicol.; Schenck)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Glomus sp1</i>	-	2	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glomus sp2</i>	-	3	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Racocetra intraornata</i> (Goto, Maia & Oehl)	-	1	3	-	-	-	-	2	1	1	1	2	-	2	2	2	3	-	1	-
<i>R. verrucosa</i> (Koske; Walker)	-	2	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	4
<i>Scutellospora biornata</i> (Spain, Sieverding & Toro)	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	6	-	-	3	1	-	3	1	-	-
<i>S. pelúcida</i> (Nicol.; Schenck)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	1
Não identificado	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	2
Abundância	6	13	15	31	22	12	3	9	5	6	9	2	1	6	5	24	18	11	19	23
Riqueza	2	7	4	6	5	3	2	2	2	3	3	1	1	3	4	7	5	5	5	7
Shannon	0,3	0,8	0,5	0,4	0,6	0,4	0,3	0,2	0,2	0,4	0,4	0,0	0,0	0,4	0,6	0,7	0,6	0,6	0,5	0,8
Simpson	0,5	0,2	0,4	0,6	0,4	0,4	0,6	0,7	0,7	0,5	0,5	0,0	0,0	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1	0,2

4.4 Discussão

4.4.1 Colonização radicular por FMA e tempo de crescimento vegetal.

A relação entre planta e FMA em estádios sucessionais iniciais é de grande importância para a sustentação vegetal e ciclagem de nutrientes (ZANGARO et al., 2003, 2007). Os valores elevados da taxa de colonização de raízes por FMA nos plantio puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium* podem estar relacionados ao fato de se tratar de um início de desenvolvimento das culturas, sendo que a dependência da planta por FMA costuma ser maior do que em estádios mais avançados de plantio (ZANGARO et al., 2003). Portanto, é comum que as plantas que se encontram em florestas mais maduras (clímax) apresentem menor dependência de fungos micorrízicos (AIDAR; CARRENHO; JOLY, 2004; STÜRMER et al., 2006; ZANGARO et al., 2007).

Além da idade do plantio, a capacidade de colonização por FMA é dependente de muitos outros fatores como, por exemplo, a especificidade do hospedeiro, o pH e a textura, além de outras características físico-químicas do solo e a disponibilidade de P (CARDOSO et al., 2010). As maiores taxas de colonização por FMA não apresentaram correlação com a disponibilidade de P no solo, talvez por causa da pequena diferença dos teores de P inorgânico entre os tratamentos. Neste caso, o P não foi capaz de modular a taxa de colonização micorrízica entre os tratamentos, sendo que outros fatores como espécie vegetal e tipo de manejo podem estar relacionados. Por outro lado, sua baixa disponibilidade no solo, independentemente dos tratamentos, pode ter sido responsável por estimular a colonização micorrízica nas plantas. De modo geral, plantas deficientes em P exsudam mais promotores de proliferação de hifas e consequentemente aumentam a colonização por FMA (SMITH; READ, 1997).

4.4.2 Colonização por FMA em *E. grandis* e *A. mangium*

A espécie vegetal e/ou o tipo de manejo parecem ser mais preponderantes nas diferenças entre os plantios do que o teor de P disponível do solo. A monocultura de *A. mangium* apresentou maiores valores de colonização por FMA, o que corrobora tratar-se de uma espécie com grande associação com FMA (CAPRONI; FRANCO; BERBARA, 2005; MENDES-FILHO et al., 2009). Um incremento de até 21,5% na altura e de 50% na matéria seca da parte aérea foi obtido em mudas de acácia aos 75 dias após a semeadura, quando

inoculadas com FMA, em relação às não-inoculadas (SCHIAVO; MARTINS; RODRIGUES, 2009).

Os tratamentos contendo monoculturas de *E. grandis* apresentaram alta colonização radicular por FMA, embora estes sejam menores que no plantio de *A. mangium* e nas árvores do plantio consorciado. Alguns autores relatam que *E. grandis* é comumente relacionado com FMA apenas no início do seu desenvolvimento, principalmente na fase de mudas ou plântulas (CHEN; BRUNDRETT; DELL, 2000; ADAMS et al., 2006), sendo que, com o desenvolvimento vegetal, há maior associação com fungos ectomicorrizicos (SANTOS et al., 2001; ADAMS et al., 2006; WANG; QIU, 2006), embora ainda não se saiba se esse fenômeno é sempre recorrente (CAMPOS et al., 2011). De acordo com Pagano e Scotti (2008), *E. grandis* é, entre as espécies de eucaliptos, a que apresenta a menor capacidade de se associar com FMA, enquanto que *E. cloeziana* é altamente susceptível a esta associação (ARAÚJO et al., 2004). Segundo Campos et al. (2011), uma média de 26% de colonização radicular por FMA foi encontrada em *E. grandis* com 2 e 4 anos de idade. Os comentários e resultados desses autores são distintos dos encontrados neste trabalho, uma vez que houve alta colonização radicular por FMA em *E. grandis*, embora se trate de experimento em estágio inicial de desenvolvimento. Adams et al. (2006) comentam que a presença de sub-bosque é um dos fatores que pode aumentar a colonização por FMA em *E. grandis* em sistemas de plantio em estádios sucessionais mais avançados. No entanto, isso também não foi evidenciado neste trabalho, e não explica a maior taxa de colonização por FMA em *E. grandis*.

De acordo com Araujo et al. (2004) e Campos et al. (2011), o manejo do solo pode ter papel importante na manutenção da associação de *E. grandis* com FMA. Como nosso estudo foi realizado no início da segunda rotação com *E. grandis*, isso pode ter contribuído para a maior colonização, talvez por uma seleção anterior de espécies mais adaptadas a este hospedeiro e/ou por seu enriquecimento nas áreas com eucalipto. Devido ao preparo do solo para a atual rotação ter sido realizado com cultivo mínimo, pode ter ocorrido a manutenção de parte das raízes das plantas e hifas de fungos da primeira rotação, o que pode servir como um inóculo considerável para estabelecimento da associação com FMA nesta segunda rotação, fato este que pode ser extrapolado para os demais tratamentos. Neste caso, o manejo que não rompeu a teia de hifas subterrâneas, aliado ao baixo teor de P do solo, pode ter sido um aspecto importante para a maior intensidade da colonização por FMA, tanto em *E. grandis* quanto em *A. mangium*. O fato que as mesmas parcelas serviram para os mesmos tratamentos nas diferentes rotações também deve ser considerado.

4.4.3 Colonização de raízes por FMA e ciclagem de nutrientes no plantio consorciado.

Independentemente dos efeitos relacionados aos períodos de amostragem, a colonização por FMA foi maior na monocultura de *A. mangium* e no plantio consorciado (A(A+E) e E(A+E)). A maior capacidade de micorrização por FMA de *A. mangium*, talvez pela manutenção de maior potencial de inóculo nessas áreas, pode ter sido a principal razão da alta taxa de micorrização de *E. grandis* no plantio consorciado (E(A+E)) até os 20 meses do crescimento vegetal. Neste aspecto, a maior capacidade de associação com FMA em *E. grandis*, na presença de *A. mangium*, é um fator relevante, uma vez que os FMA são comumente relacionados com a ciclagem de nutrientes como N e P (VANCE; UHDE-STONE; ALLAN, 2003; ZANGARO et al., 2007). Existe também a possibilidade de estar ocorrendo transferência direta de nutrientes entre as espécies vegetais envolvidas, via hifas do fungo micorrízicos, como foi observado por Rodrigues, Martins e Salomão (2003) em plantas de sesbânia e eucalipto. O fato é que muitos autores já relataram que o plantio de eucalipto em consórcio com leguminosas arbóreas favorece a ciclagem de N e P (KHANNA, 1997; FORRESTER; BAUHUS; COWIE, 2005). Estes mesmo autores apontam que essa maior capacidade de ciclar esses nutrientes pode estar associada à presença de fungos micorrízicos e à atividade das fosfatases no solo, o que, no entanto, ainda não havia sido demonstrado.

Agora é possível afirmar que houve incremento na ciclagem de N e P decorrente da presença de FMA no início dos plantios. Isso pode ser verificado pelas correlações entre FMA e relação C/N e C/P da serapilheira, teores de P e N da serapilheira e atividade das fosfatases no solo. O maior conteúdo de N e P da serapilheira em A(A+E), E(A+E) e A são provavelmente decorrentes da maior taxa de colonização por FMA, que auxiliam na aquisição desses elementos no solo. Somam-se a isso as correlações negativas entre taxa de colonização por FMA e relação C/N (em todos os períodos de amostragem) e C/P (aos 20 meses) da serapilheira, que podem indicar a ciclagem de N e P pela planta e consequente deposição na liteira de um material orgânico menos recalcitrante e mais rico em nutrientes, fatores estes maximizados pela micorrização com FMA. Esses resultados estão de acordo com os relatados por Rodrigues, Martins e Salomão (2003) que demonstraram que a inoculação de FMA auxiliaram na diminuição da relação C/N no eucalipto e na sesbânia.

Em especial, aos 7 e 14 meses, houve apenas correlações negativas entre taxa de colonização por FMA e a relação C/N da serapilheira (material mais lábil). Posteriormente, aos 20 meses, essa correlação se manteve, no entanto, houve também correlação entre P

(positiva) e a taxa C/P (negativa). Isso pode indicar que o P apresenta uma ciclagem mais lenta que o N ou que esta foi maximizada pela ciclagem do N, e que os FMA possivelmente estão envolvidos nesses fenômenos. Essa observação também é consistente com os relatos de Forrester, Bausch e Cowie (2005), que comentam que a ciclagem de P é muitas vezes estimulada a partir da ciclagem de N.

O fato é que a maior capacidade de micorrização por FMA no plantio consorciado, aliado à menor relação C/N e C/P da serapilheira, sobretudo em *E. grandis*, deve-se à presença de *A. mangium*, uma vez que o plantio puro desta árvore também apresentou elevados valores de colonização radicular. Essa capacidade pode ser um dos grandes contribuintes de melhorias na ciclagem de nutrientes no sítio consorciado.

4.4.4 Fosfatase ácida e colonização por FMA

Como se trata de um ensaio florestal conduzido em um solo pobre em P, a dependência dos plantios para com a atividade das fosfatases e consumo de P orgânico pode ser crucial para melhorar a saúde do solo e o desenvolvimento das plantas (HINSINGER, 2001; VANCE; UHDE-STONE; ALLAN, 2003). O plantio consorciado e a monocultura de *A. mangium* apresentaram capacidade de maximizar a ciclagem de P e N com estímulo à microbiota do solo. De fato, a existência desse estímulo na atividade microbiana pode ser inferido através da verificação da correlação positiva entre FMA e fosfatase ácida aos 7 e 20 meses. De modo geral, a produção das fosfatases ácidas é atribuída a raízes e fungos (DAKORA; PHILLIPS, 2002). Isso indica que pode haver um estímulo à aquisição de P orgânico através da liberação de fosfatases por fungos MA, principalmente em A(A+E), E(A+E) e A. Neste caso, presume-se que nessas áreas ocorre uma estratégia dupla de aquisição de P no solo, utilizando-se de altas taxas de colonização micorrízica para captar mais P do solo e também para estimular a atividade da fosfatase ácida.

4.4.5 Abundância, diversidade e riqueza de esporos de FMA

A estrutura da comunidade de FMA pode ser observada através da avaliação da diversidade, riqueza e abundância dos seus esporos no solo. Neste caso, a maior diversidade e abundância de esporos de FMA no plantio consorciado aos 2 meses após o plantio pode ser devido à rotação anterior com essas mesmas espécies. Neste caso, pode-se presumir que a primeira rotação do plantio consorciado entre *E. grandis* e *A. mangium* proporcionou

melhores condições para o desenvolvimento de FMA, o que, após o corte das árvores, se manteve mais pronunciado que nas monoculturas. Este é um efeito positivo desse sistema de plantio, pois pode favorecer o estabelecimento da segunda rotação, com maior possibilidade de germinação de esporos e colonização radicular por FMA em ambas as espécies vegetais.

De fato, a diminuição na diversidade, abundância e riqueza de espécies observadas aos 7 e 14 meses dos plantios, sobretudo no consórcio, sugere que houve germinação dos esporos observados aos 2 meses, em resposta à presença das raízes das árvores e à liberação de precursores que estimulam essa germinação, pré-requisito da micorrização (SMITH; READ, 1997). Segundo Stürmer e Siqueira (2011) há fases de desenvolvimento dos FMA em que o crescimento, e não a reprodução é priorizada.

Aos 20 meses houve aumento na diversidade, abundância e riqueza de esporos de FMA em todos os plantios, fato que pode estar relacionado à mudança de estratégia dos FMA, com maior reprodução, mesmo com alta taxa de micorrização. Uma hipótese para esse processo seria a produção de esporos por FMA associados às árvores, uma vez que os esporos são primeiramente estruturas de reprodução desses micro-organismos. Nos FMA é comum que fases de colonização sejam seguidas por fases de reprodução, com influência de diversos fatores, entre outros as mudanças climáticas sazonais ou mesmo a fase de desenvolvimento dos hospedeiros florestais (MOREIRA-SOUZA et al., 2003; CARDOSO et al., 2010). Situações de estresse normalmente induzem a produção de esporos como estratégia de perpetuação da espécie (SMITH; READ, 1997).

Houve grande variação na estrutura da comunidade de FMA ao longo dos primeiros 20 meses de crescimento das árvores. Neste caso, nenhuma espécie fúngica foi específica para apenas um tratamento. *Racocetra intraornata* e *Gigaspora decipiens* foram as únicas espécies presentes em todas as épocas avaliadas, embora sua frequência fosse aleatória nos tratamentos. Alguns autores relataram a presença de espécies do gênero *Acaulospora*, *Gigaspora* e, principalmente, *Glomus* em plantios de *E. grandis* (PAGANO; SCOTTI, 2008). No entanto, são escassos os trabalhos de identificação de FMA em plantios de *E. grandis* e, quando existem, são avaliados na fase de muda ou plântula ou então em estádios sucessionais mais elevados (a partir de 2 anos de plantio). Em nosso estudo o gênero *Gigaspora* foi mais comumente encontrado, confirmando relatos de que esse gênero é mais comuns em solos tropicais de textura arenosa (PEÑA-VENEGAS et al., 2007), principalmente em espécies arbóreas.

O plantio misto de *E. grandis* e *A. mangium* pode favorecer a ciclagem do P e N e que, uma vez que duas estratégias são usadas para aquisição de P e N nesses sítios: a colonização

por FMA e a atividade da fosfatase ácida. Neste caso, o plantio misto entre essas duas espécies arbóreas tem indicativos positivos de sustentabilidade devido ao estímulo na ciclagem de nutrientes.

Referências

- ADAMS, F.; REDDELL, P.; WEBB, M.; SHIPTON, W. Arbuscular mycorrhizas and ectomycorrhizas on *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) trees and seedlings in native forests of tropical north-eastern Australia. **Australian Journal of Botany**, Collingwood, v. 54, p. 271–281, 2006.
- AIDAR, M.P.M.; CARRENHO, R.; JOLY, C.A. Aspects of arbuscular mycorrhizal fungi in an Atlantic Forest chronosequence in Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 4, p. 1-15, 2004.
- ARAÚJO, C.V.M.; ALVES, L.D.J.; SANTOS, O.M.; ALVES, J.M. Micorriza arbuscular em plantações de *Eucalyptus cloeziana* F. Muell no litoral norte da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 18, p. 513–520, 2004.
- BINKLEY, D.; DUNKIN, K.A.; DEBELL, D.; RYAN, M.G. Production and nutrient cycling in mixed plantations of *Eucalyptus* and *Albizia* in Hawaii. **Forestry Science**, Dordrecht, v. 38, p. 393-408, 1992.
- BOUILLET, J.P.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; MOREIRA, M.Z.; TRIVELIN, P.; JOURDAN, C.; GALIANA, A. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil. 2. Nitrogen accumulation in the stands and N₂ biological fixation. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3918-393, 2008.
- CAMPOS, D.T.D.S.; SILVA, M.D.C.S.D.; LUZ, J.M.R.D.; TELESFORA, R.J.; KASUYA, M.C.M. Colonização micorrízica em plantios de eucalipto. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, p. 965-974, 2011.
- CAPRONI, A.; FRANCO, A.; BERBARA, R. Fungos micorrízicos arbusculares em estéril revegetado com *Acacia mangium*, após mineração de bauxita. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, p. 373-381, 2005.
- CARDOSO, E.J.B.N.; CARDOSO, I.M.; NOGUEIRA, M.A.; MALUCHE BARETTA, C.R.D.; DE PAULA, A.M. Micorrizas arbusculares na aquisição de nutrientes pelas plantas. In: SIQUEIRA, J.O.; DE SOUZA, F.A.; CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M. **Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil**. Lavras: Editora UFLA, 2010. v. 1, p. 153-215.
- CHEN, Y.L.; BRUNDRETT, M.C.; DELL, B. Effects of ectomycorrhizas and vesicular-arbuscular mycorrhizas, alone or in competition, on root colonization and growth of *Eucalyptus globulus* and *E. urophylla*. **New Phytologist**, Oxford, v. 146, p. 545-556, 2000.
- CHEN, Y.L.; LIU, S.; DELL, B. Mycorrhizal status of *Eucalyptus* plantations in south China and implications for management. **Mycorrhiza**, New York, v. 17, p. 527-35, 2007.

CHILVERS, G.A. Mycorrhizas of eucalypts. In: KEANE, P.J.; KILE, G.A.; PODGER F.D.; BROWN, B.N. (Ed.). **Diseases and pathogens of eucalypts**. Melbourne: CSIRO, 2000. p. 71-94.

COELHO, S.R.D.F.; GONÇALVES, J.L.D.M.; MELLO, S.L.D.M.; MOREIRA, R.M.; SILVA, E.V.D.; LACLAU, J.P. Crescimento, nutrição e fixação biológica de nitrogênio em plantios consorciados de eucalipto e leguminosas arbóreas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 759-768, 2007.

DAKORA, F.D.; PHILLIPS, D.A. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. **Plant & Soil**, Dordrecht, v. 245, p. 35-47, 2002.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; COWIE, A.L. On the success and failure of mixed-species tree plantations: lessons learned from a model system of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 209, p. 147–155, 2005.

GERDEMANN, J.W.; NICOLSON, T.H. Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, London, v. 46, p. 235-244, 1963.

GONÇALVES, J.L.M.; BARROS, N.F.; NAMBIAR, E.K.S.; NOVAIS, R.F. Soil and stand management for short-rotation plantations In: NAMBIAR, E.K.S.; BROWN, A.G. (Ed.). **Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests**. Canberra: ACIAR, 1997. p. 379-418.

HINSINGER, P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant & Soil**, Dordrecht, v. 237, p. 173-195, 2001.

JAKOBSEN, I.; CHEN, B.D.; MUNKVOLD, L.; LUNDSGAARD, T.; ZHU, Y.G. Contrasting phosphate acquisition of mycorrhizal fungi with that of root hairs using the root hairless barley mutant. **Plant Cell Environment**, West Sussex, v. 28, p. 928–938, 2005.

KHANNA, P.K. Comparison of growth and nutrition of young monocultures and mixed stand of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 94, p. 105-113, 1997.

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. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil. Biomass allocation and net primary production. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3905-3917, 2008.

MA, Q.; RENGEL, Z. Phosphorus acquisition and wheat growth are influenced by shoot phosphorus status and soil phosphorus distribution in a split-root system. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 171, p. 266-271, 2008.

MENDES FILHO, P.F.; VASCONCELLOS, R.L.F.; PAULA, A.M.; CARDOSO, E.J.B. N. Evaluating the potential of forest species under “microbial management” for the restoration of degraded mining areas. **Water, Air & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 208, p. 79-89, 2009.

MOREIRA-SOUZA, M.; TRUFEM, S. F. B.; GOMES-DA-COSTA, S.M.; CARDOSO, E.J.B.N. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Mycorrhiza**, New York, v. 13, p. 211–215, 2003.

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

NEWSHAM, K.K.; FITTER, A.H.; WATKINSON, A.R. Multifunctionality and biodiversity in arbuscular mycorrhizae. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 10, p. 407-411, 1995.

PAGANO, M.C.; SCOTTI, M.R. Arbuscular and ectomycorrhizal colonization of two Eucalyptus species in semiarid Brazil. **Mycoscience**, Ibaraki, v. 49, p. 379-384, 2008.

PARROTA, J.A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta* and *Leucena leucoaphala* in Puerto Rico. **Forest Ecology & Management**, Amsterdam, v. 124, p. 45-77, 1999.

PEÑA-VENEGAS, C.P.; CARDONA, G.I.; ARGUELLES, J.H.; ARCOS, A.L. Micorrizas Arbusculares del Sur de la Amazonia Colombiana y su relación con algunos factores fisicoquímicos y biológicos del suelo. **Acta Amazônia**, Manaus, v. 37, p. 327-336, 2007, RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. 285 p.

RODRIGUES, L.A.; MARTINS, M.A.; SALOMÃO, M.S.M.B. Uso de micorrizas e rizóbio em cultivo consorciado de eucalipto e sesbânia. I. Crescimento, absorção e transferência de nitrogênio entre plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 583-591, 2003.

SANTOS, V.L.; MUCHOVEJ, R.M.; BORGES, A.C.; NEVES, J.C.L.; KASUYA, M.C.M. Vesicular-arbuscular-ectomycorrhiza succession in seedlings of *Eucalyptus* spp. Brazilian Journal of Microbiology, São Paulo, v. 32, p. 81-86, 2001.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT**: user's guide statistics; version 9.2. Cary, 1999.

SCHENCK, N.C.; PÉREZ, Y. **Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi**. 3rd ed. Gainesville: Synergistic, 1990. 250 p.

SCHIAVO, J.A.; MARTINS, M.A.; RODRIGUES, L.A. Avaliação nutricional de mudas de *Acacia mangium*, *Sesbania virgata* e *Eucalyptus camaldulensis* inoculadas com fungos micorrízicos, em casa-de-vegetação e em cava de extração de argila. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 31, p. 701-707, 2009.

SMITH, S.E.; READ, D.J. **Mycorrhizal symbiosis**. 2nd ed. New York: Academic Press, 1997. 605 p.

STÜRMER, S.L.; KLAUBERG FILHO, O.; QUEIROZ, M.H.D.; MENDONÇA, M.M.D. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of early stages of a secondary succession

of Atlantic Forest in South Brazil. **Acta Botanica Brasílica**, Feira de Santana, v. 20, p. 513-521, 2006.

STÜRMER, S.L.; SIQUEIRA, J.O. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. **Mycorrhiza**, New York, v. 21, p. 255-267, 2011.

TABATABAI, M.A.; BREMNER, J.M. Use of r-nitrofenol phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 1, p. 301-307. 1969.

VANCE, C.P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D.L. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytologist**, Oxford, v. 157, p. 423-447, 2003.

VOIGTLAENDER, M.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; PICCOLO, M.D.C.; MOREIRA, M.Z.; NOUVELLON, Y.; RANGER, J.; BOUILLET, J.P. Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil organic matter stocks and nitrogen mineralization. **Plant & Soil**, Dordrecht, v. 352, p. 99-111, 2012.

WANG, B.; QIU, Y. L. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. **Mycorrhiza**, New York, p. 16, v. 299-363, 2006.

ZANGARO, W.; NISIZAKI, S.M.A.; DOMINGOS, J.C.B. NAKANO, E.M. Mycorrhizal response and successional status in 80 woody species from south Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, p. 315-324, 2003.

ZANGARO, W.; NISHIDATE, F.; VANDRESEN J.; ANDRADE, A.; NOGUEIRA, M. A. Root mycorrhizal colonization and plant responsiveness are related to root plasticity, soil fertility and successional status of native woody species in southern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, p. 53-62, 2007.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As informações obtidas nos primeiros 20 meses de uma segunda rotação de plantios puros e mistos de *E. grandis* e *A. mangium* revelaram que:

1. *E. grandis* apresentou diminuição da relação C/N e C/P quando plantado com *A. mangium* no plantio misto;
2. A biomassa microbiana de C e N do solo serviram como dreno nos primeiros 14 meses de plantio, tornando-se fontes destes elementos aos 20 meses;
3. Os atributos químicos da serapilheira (C, N e P) são mais relacionados com a biomassa e atividade microbiana do solo que os atributos químicos do solo (C e N total e P disponível);
4. A atividade da desidrogenase foi maior no plantio misto de *E. grandis* e *A. mangium* aos 20 meses;
5. A atividade da fosfatase ácida é mais relacionada com a *A. mangium*, e a atividade da fosfatase alcalina com *E. grandis* fertilizado com N;
6. Alta taxa de colonização por FMA foram estimadas em ambas as árvores do plantio misto e no plantio puro de *A. mangium*;
7. Com alta taxa de colonização por FMA e maior atividade da fosfatase ácida os sítios florestais podem apresentar capacidade de diminuir a relação C/N e C/P da serapilheira.

Estes resultados são importantes informações não apenas sobre a sustentabilidade e a capacidade do plantio misto entre *E. grandis* e *A. mangium* em estimular a microbiota do solo e maximizar a ciclagem de N e P, mas também sobre o conhecimento da dinâmica da microbiota do solo no início dos plantios florestais, fato este pouco abordado pela literatura.

APÊNDICE

7 meses

14 meses

20 meses

Apêndice A - Áreas de coletas de amostras aos 7, 17 e 20 meses do plantio puro de *E. grandis* e plantio misto