

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

**Produção de biomassa aérea e ciclagem de nitrogênio em
consórcio de genótipos de *Eucalyptus* com *Acacia mangium***

Maureen Voigtlaender

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Silvicultura e Manejo Florestal

**Piracicaba
2012**

**Maureen Voigtlaender
Engenheiro Florestal**

**Produção de biomassa aérea e ciclagem de nitrogênio em consórcio de
genótipos de *Eucalyptus* com *Acacia mangium***

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **JOSÉ LEONARDO DE MORAES GONÇALVES**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Silvicultura e Manejo Florestal

**Piracicaba
2012**

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

Voigtlaender, Maureen

Produção de biomassa aérea e ciclagem de nitrogênio em consórcio de genótipos de *Eucalyptus* com *Acacia mangium* / Maureen Voigtlaender.- - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2012.
95 p: il.

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

1. Acácia 2. Biomassa 3. Competição de plantas 4. Consorciação de culturas
4. Eucalipto 5. Nitrogênio I. Título

CDD 634.9734
V889e

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

Aos meus pais **Irenêu** e **Sônia Lúcia**, meus exemplos de vida.

Ao meu irmão **Christoph**, pela amizade e pelo companheirismo.

Ao meu esposo **Fabiano**, pela paciência, pela compreensão, pelo carinho e pela grande ajuda nos momentos de “imersão”.

OFEREÇO

Ao meu grande irmão, **Bernard** (*in memoriam*) que, em seus 29 anos de vida, nos trouxe muita alegria, força e vontade de viver. Jamais esqueceremos teus sorrisos e ensinamentos.

«Sê fiel até a morte, e dar-te-ei a coroa da vida».

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer aos meus orientadores, Prof. Dr. José Leonardo de Moraes Gonçalves, pela orientação, pelos ensinamentos, pela amizade e pela confiança. Ao Dr. Jean-Paul Laclau, que tem sido um grande mestre, não só neste doutorado, mas desde o meu mestrado. Nesse tempo em que trabalhamos juntos, aprendi e cresci muito, como pessoa e pesquisadora. Jean-Paul sempre esteve disposto a discutir os detalhes sobre o projeto experimental, com discussões sempre construtivas e que proporcionaram uma oportunidade de estágio na França. Entre todos os erros e os acertos, levarei os valiosos conselhos e incentivos para toda minha vida. Ao Dr. Jean-Pierre Bouillet, também pela amizade, pelas sugestões e pelos ensinamentos durante todo o doutorado; também ao Prof. Dr. Walter de Paula Lima, pela amizade, pelo incentivo e pela orientação no início do doutorado.

À gloriosa Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Departamento de Ciências Florestais, pela formação profissional e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos. Às secretárias do Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais da ESALQ/USP, Catarina Germuts e Giovana Maria de Oliveira, por todo empenho e dedicação prestados durante o doutorado.

Às empresas florestais que concederam suas áreas para o trabalho experimental, Cenibra (Celulose Nipo-Brasileira S/A), em especial ao Eng. Florestal Fernando Palha Leite, ao técnico florestal Gilson dos Santos Gaudereto, a todos os técnicos de laboratório da GGF-P da Cenibra, em especial à Jackeline Figueiredo Motta e ao Carlinhos, bem como à secretária Maria Nascimento Silva de Assis, que sempre gentilmente providenciou minhas estadas na Cenibra. Também gostaria de agradecer à International Paper do Brasil Ltda, em especial ao Eng. Florestal Rodrigo Hakamada, aos técnicos florestais José Teixeira e Jair Gabriel e aos auxiliares, Benedito Luis Brandão, Reinaldo Luis Correa Matheus, Gilberto Donizete da Silva, Marco Antonio Fernandes, Leandro Aparecido Ribeiro, Élcio Carlos Reis e Airton Luis Guilherme que sempre auxiliaram nas coletas de campo. À empresa Suzano Papel e Celulose S/A, em especial ao Eng. Florestal José Luiz Gava e ao técnico florestal Fernando Márcio da Silva e aos ajudantes de campo.

À Estação Experimental de Ciências Florestais da ESALQ/USP, pelo apoio nas coletas, em especial ao Eng. Florestal Rildo Moreira e Moreira e à Floragro e ao Eng. Agrônomo Eder Araújo da Silva.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), em especial à Prof^a. Dr^a. Marisa de Cassia Piccolo, pela ajuda nas análises de laboratório; aos técnicos do laboratório de Ecologia Aplicada, Fabiana Cristina Fracassi e Guilherme Furlan, pela ajuda, e aos estagiários, Lucas de Camargo Reis e Luis Otávio Granço Correa, pela realização das análises no FIA. Também agradeço ao Laboratório de Ecologia Aplicada (LEA/ESALQ), em especial a Alba Valéria Masetto, a Daieli Longato e a Luis Henrique João, pelas análises e pelo empréstimo de material.

Ao Centre de *Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement* (CIRAD - Département Persyst UPR 80), pelo auxílio à pesquisa, em especial aos pesquisadores Dr. Didier Brunet, Dr. Philippe Deleporte e Hélène Guillemain, do *Institut de Recherche pour le Développement* – IRD (UMR Eco&Sols - Ecologie Fonctionnelle & Biogéochimie des Sols & Agroécosystèmes), pelo acolhimento e pela ajuda nos trabalhos realizados na França.

Ao Programa Temático de Silvicultura e Manejo (PTSM), em especial aos coordenadores Ana Paula Pulito Silva e José Carlos Arthur Júnior, pela amizade e pelo apoio, e aos estagiários, Fabrício Sebok e Leonardo Isamu Saito, que, incontestavelmente, sempre me acompanharam nas coletas de campo.

Aos amigos, em especial a Carolina B. Rodrigues, ao Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz, a Eduardo Vinícius da Silva, a Júlio César Raposo de Almeida, a Juan Sinforiano Delgado Rojas, a Vânia Korman e a todos os colegas e estagiários do LHF. A todos que, direta ou indiretamente, colaboraram para a realização deste trabalho, meus agradecimentos.

A viagem não acaba nunca.

Só os viajantes acabam.

E mesmo estes podem prolongar-se em memória, em lembrança, em narrativa.

Quando o visitante sentou na areia da praia e disse: “Não há mais o que ver”, saiba que não era assim.

O fim de uma viagem é apenas o começo de outra. É preciso ver o que não foi visto, ver outra vez o que se viu já, ver na primavera o que se vira no verão, ver de dia o que se viu de noite, com o sol onde primeiramente a chuva caía, ver a seara verde, o fruto maduro, a pedra que mudou de lugar, a sombra que aqui não estava. É preciso voltar aos passos que foram dados, para repetir e para traçar caminhos novos ao lado deles.

É preciso recomeçar a viagem. Sempre.

José Saramago

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	21
1 INTRODUÇÃO	23
2 DESENVOLVIMENTO	27
2.1 Ciclo do nitrogênio.....	27
2.2 <i>Acacia mangium</i>	30
2.3 Interações ecológicas.....	33
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	37
3.1 Localização e caracterização das áreas experimentais do estudo.....	37
3.2 Delineamento experimental.....	42
3.3 Determinação da biomassa aérea e mineralomassa de N	42
3.4 Deposição de serapilheira	43
3.5 Amostragem de serapilheira acumulada e solo.....	44
3.6 Mineralização de nitrogênio.....	48
3.7 Fixação simbiótica de N ₂ pelo método de adição	50
3.8 Balanço simplificado do nitrogênio no solo.....	52
3.9 Análise estatística	52
4 RESULTADOS	53
4.1 Crescimento e biomassa de lenho	53
4.2 Nitrogênio na biomassa aérea.....	58
4.3 Estoques de C e de N no solo.....	58
4.4 Mineralização de nitrogênio.....	3
4.5 Fixação simbiótica de nitrogênio	72
5.1 Adaptação climática das espécies e interações ecológicas	75
5.2 Estoques de carbono e nitrogênio no solo	77
5.3 Ciclagem de nitrogênio.....	79
5.4 Implicações práticas no manejo florestal.....	81
6 CONCLUSÕES	83
REFERÊNCIAS.....	85

RESUMO

Produção de biomassa aérea e ciclagem de nitrogênio em consórcio de genótipos de *Eucalyptus* com *Acacia mangium*

As plantações de eucalipto ocupam 20 milhões de hectares em solos altamente intemperizados. Plantações consorciadas de eucalipto com acácia têm potencial de melhorar a produtividade do povoamento, em relação às respectivas plantações homogêneas, através do efeito facilitador da fixação biológica de N pelas árvores de acácia. O objetivo foi avaliar o efeito do consórcio de genótipos de *Eucalyptus* com *Acacia mangium* sobre a produção da biomassa aérea de cada espécie e sobre a ciclagem de N. Quatro experimentos foram estabelecidos em áreas manejadas com eucalipto durante várias rotações, em blocos casualizados, contendo três tratamentos: plantação homogênea de acácia (100A), de eucalipto (100E) e plantação consorciada na proporção 1:1 (50A:50E). As áreas experimentais localizam-se em condições ecológicas diferentes na região sudeste do Brasil, nos Estados de São Paulo e de Minas Gerais. O crescimento das árvores foi medido durante toda a rotação de cultivo e equações alométricas de biomassa e de mineralomassa de N foram estabelecidas em cada área, no final da rotação, para os compartimentos aéreos das árvores. A deposição de serapilheira e a mineralização de N *in situ* foram avaliadas durante dois anos, no final da rotação. As concentrações de C e N no solo foram avaliadas no final da rotação e estimadas por meio do método NIRS (espectrometria de reflectância no infravermelho próximo) e calculados seus estoques no solo. A fixação simbiótica de N₂ foi estimada pela diferença do estoque total de N entre os tratamentos. A produção de biomassa de lenho foi maior em 100E que em 50A:50E, devido ao menor crescimento da acácia, em comparação ao eucalipto, nas condições climáticas estudadas. A matéria seca de serapilheira depositada foi maior em 100E, mas o retorno médio de N ao solo, via deposição, em 100A foi 1,7 vez maior que em 100E. Os estoques de C e N no solo foram iguais nos diferentes tratamentos. Os estoques totais de C e N, na área com o maior crescimento de eucalipto, localizada em Santana do Paraíso, foram 30% e 50% maiores do que na área com menor crescimento, localizada em Itatinga. A mineralização de N no solo foi duas vezes maior em 100A que em 100E, e intermediária em 50A:50E, resultante de uma rápida ciclagem de N, da serapilheira acumulada, abaixo de árvores de acácia. O fluxo de N retornado ao solo com a deposição de serapilheira, no final da rotação, foi um bom indicador da disponibilidade de N no solo, em plantações tropicais de rápido crescimento. Nesse contexto, em termos de manejo florestal, os resultados sugerem que uma rotação com plantação homogênea com espécie arbórea fixadora de N (AFN) após várias rotações com plantios de eucaliptos, pode ajudar a manter a fertilidade de N do solo, com um manejo compatível com as práticas adotadas pelas empresas florestais. Outra opção de manejo em larga escala, seria a introdução de um sub-bosque com espécie AFN em plantações comerciais de eucalipto. No entanto o sucesso destas plantações consorciadas, em grande parte, depende das espécies selecionadas.

Palavras-chave: Competição; Facilitação; Fixação biológica de N; Plantação

ABSTRACT

Biomass production and nitrogen cycling in mixed plantation with *Eucalyptus* genotypes and *Acacia mangium*

Eucalyptus plantations cover 20 million hectares on highly weathered soils. *Eucalyptus* plantations intercropped with *Acacia* have the potential to improve the productivity of the stand, in relation to their mono-specific plantations, through the facilitatory effect of N fixation by acacia trees. The objective was to evaluate the effect of the consortium of genotypes of *Eucalyptus* with *Acacia mangium* on the production of biomass of each species and N cycling. Four experiments were established in areas managed with eucalypts for several rotations in a randomized block design with three treatments: mono-specific acacia plantation (100A), eucalyptus (100E) and mixed plantation at 1:1 (50A:50E). The experimental areas located in different ecological conditions in the southeastern region of Brazil, in the states of São Paulo and Minas Gerais. Tree growth was measured throughout the rotation of cultivation and allometric equations of biomass and mineral mass of N have been set for each area at the end of the rotation to the compartments of the trees. Litterfall and N mineralization *in situ* were assessed for two years, at the end of the rotation. Concentrations of C and N in the soil were evaluated at the end of the rotation and estimated by the NIRS method (near infrared reflectance spectrometry) and calculated stocks in the soil. The symbiotic N₂ fixation was estimated by the difference of the total stock of N among treatments. The wood biomass production was higher in 100E than in 50A:50E, due to lower acacia growth compared to eucalyptus climatic conditions studied. The litterfall dry mass was higher in 100E, but the average return of N from litterfall to the soil was 1.7 times higher in 100A than in 100E. The stocks of C and N in the soil were similar in the different treatments. The total stocks of C and N, with more eucalypts growth, located in Santana do Paraíso, were 30% and 50% higher relative, by less growth, located in Itatinga. The mineralization of N in the soil in 100A was twice that at 100E, and intermediate in 50A:50E, resulting from faster turnover of N in the forest floor under acacia trees. Annual N flux from litterfall at the end of the rotation was a good indicator of soil N availability in fast-growing tropical plantations. In this context, in terms of forest management, results suggest that one rotation of mono-specific N-fixing tree species (NFT) after a certain number of eucalypt rotations could help to maintain plantation soil fertility, with a management compatible with forest company practices. Other large scale management option for management is the introduction of NFT undergrowth by commercial eucalypts. However, the success of these mixed-species plantations is largely dependt on the selected species.

Keywords: Competition; Facilitation; Biological fixation of N; Planting

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Localização geográfica das quatro áreas experimentais do estudo 37
- Figura 2 – Precipitação mensal, temperatura média mensal e precipitação menor que 30 mm nas áreas experimentais a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso, no período de 2010 a 2011. As barras indicam o desvio-padrão da temperatura mensal 39
- Figura 3 – Posições amostradas de serapilheira acumulada e solo em 50A:50E. Dezoito posições foram amostradas em cada parcela, nove pontos próximos de diferentes árvores de acácia e nove pontos próximos a diferentes árvores de eucalipto. As mesmas nove posições foram coletadas em 100A e 100E 46
- Figura 4 – Evolução temporal da altura média das árvores de acácia e eucaliptos em 100A, 50A:50E e 100E durante uma rotação de cultivo nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre os eucaliptos, em 100E e 50A:50E ($P < 0,05$), são representadas por \neq e entre as acácias, em 100A e 50A:50E, por β 54
- Figura 5 – Evolução temporal da CAP média das árvores de acácia e de eucalipto em 100A, 50A:50E e 100E, durante uma rotação de cultivo, nas áreas experimentais a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre os eucaliptos em 100E e 50A:50E ($P < 0,05$), são representadas por \neq e entre as acácias, em 100A e 50A:50E, por β 55
- Figura 6 – Incremento médio anual de lenho de acácia e de eucalipto em 100A, 50A:50E e 100E, nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. O erro-padrão entre os blocos é indicado, para cada

tratamento, nas barras verticais com ($n = 3$) na área a e ($n = 4$) para as demais áreas experimentais. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)..... 57

Figura 7 – Acúmulo anual de N na biomassa aérea por compartimento em 100A, 50A:50E e 100E nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. O erro-padrão entre os blocos é indicado, para cada tratamento, nas barras verticais com ($n = 3$) nas áreas a, b ($n = 2$) nas áreas c, d. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$) 60

Figura 8 – Deposição anual de serapilheira (a) e deposição anual de N (b) em 100A, 50A:50E e 100E nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. O erro-padrão entre os blocos é indicado, para cada tratamento, nas barras verticais ($n = 3$). Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$) 61

Figura 9 – Umidade na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E na área a) Município de Itatinga e 100A, 50A:50E e 100E nas áreas b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por * na área a, e por barras verticais nas áreas b, c e d entre 100A, 50A:50E e 100E 64

Figura 10 – Umidade na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E e, nos primeiros dois anos pós-plantio, em 100A, 50A:50E e 100E na área a) Município de Itatinga. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$), no final do ciclo, foram representadas por * e por barras verticais entre 100A, 50A:50E e 100E, nos primeiros dois anos pós-plantio 65

- Figura 11 – Quantidade do N mineral na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E na área a) Município de Itatinga e 100A, 50A:50E e 100E nas áreas b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por * na área a e por barras verticais nas áreas b, c e d entre 100A, 50A:50E e 100E 66
- Figura 12 – Quantidade do N mineral na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E e nos primeiros dois anos pós-plantio em 100A, 50A:50E e 100E na área a) Município de Itatinga. As diferenças significativas entre os tratamentos 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por *, no final do ciclo, e por barras verticais entre 100A, 50A:50E e 100E, nos primeiros dois anos pós-plantio..... 67
- Figura 13 – Taxa de mineralização de N na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por * na área a, e por barras verticais nas áreas b, c e d entre 100A, 50A:50E e 100E 68
- Figura 14 – Taxa de mineralização de N na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E e nos primeiros dois anos pós-plantio na área a) Município de Itatinga. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por * no final do ciclo, e por barras verticais entre 100A, 50A:50E e 100E, nos primeiros dois anos pós-plantio 69
- Figura 15 – Mineralização de N, no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio, d) Município de Santana do Paraíso. O erro-padrão entre os blocos foi indicado, para cada tratamento nas barras verticais com ($n = 4$). Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)..... 70

Figura 16 – Mineralização anual de N, no final da rotação de cultivo (C-2 = 2 anos antes da colheita; C-1 = 1 ano antes da colheita) e nos primeiros dois anos pós-plantio (P+1 = 1 ano de plantio; P+2 = 2 anos de plantio) em 100A e 100E. Em 50A:50E, somente mensurado nos dois anos pós-plantio. O erro-padrão entre os blocos foi indicado, para cada tratamento, nas barras verticais com ($n = 4$) 71

Figura 17 – Correlação entre a mineralização de N e a deposição de N em 100A, 50A:50E e 100E nas quatro áreas experimentais..... 72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características do genótipo e geográfica; histórico de uso do solo das quatro áreas experimentais do estudo	40
Tabela 2 – Principais características do solo e da adubação aplicada nas áreas experimentais do estudo	41
Tabela 3 – Resultados da calibração e validação do conteúdo de C e de N pelo método NIRS.....	47
Tabela 4 – Validação da estimativa da mineralização anual de N para a área experimental a.....	50
Tabela 5 – Biomassa de lenho em 100A, 50A:50E e 100E nas quatro áreas experimentais	56
Tabela 6 – Efeito do tratamento (T), área (A) e da interação entre o tratamento e a área (T x A), apresentado nas Figuras 4 a 9, 11, 13 e 15 e Tabelas 5, 7 e 9. Áreas a) Município de Itatinga, b) Bofete, c) Luiz Antônio, d) Santana do Paraíso: altura árvore (H), circunferência à altura do peito (CAP), biomassa de lenho (B_L), produção de lenho (P_L), N na biomassa aérea (N_B), massa seca da serapilheira depositada (M_{SS}), N na serapilheira depositada (N_S), estoque de C no solo (E_C), estoque de N no solo (E_N), N mineral na camada 0-20 cm do solo (N_{MS}), mineralização de N (M_N) e N total no ecossistema (árvores + serapilheira acumulada + solo) (N_T)	59
Tabela 7 – Estoques de C e de N na serapilheira acumulada e na superfície do solo em 100A, 50A:50E e 100E, nas áreas experimentais, ao final da rotação de cultivo	62
Tabela 8 – Estimativa da fixação simbiótica anual de N_2 , baseada na quantidade de N nos compartimentos de biomassa total, na serapilheira acumulada e no solo, em 100A e 50A:50E nas áreas experimentais, por meio do	

método de adição. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$) 73

Tabela 9 – Balanço de nitrogênio no solo após uma rotação de cultivo de acácia, na plantação homogênea e consorciada, após sucessivas plantações de eucalipto 74

Tabela 10 – Principais fluxos de N, no final da rotação de cultivo, nas quatro áreas experimentais 81

1 INTRODUÇÃO

Em termos mundiais, as plantações florestais têm aumentado significativamente, durante a última década: aproximadamente 5 milhões de hectares por ano, em especial com espécies exóticas de rápido crescimento (FAO, 2010). Nas regiões tropicais, principalmente no Brasil, o gênero mais plantado é o *Eucalyptus*, ocupando 4,7 milhões de hectares (IGLESIAS-TRABADO; WILSTERMANN, 2008; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS - ABRAF, 2011).

Geralmente, as plantações de *Eucalyptus* são homogêneas, com alta produtividade (IMA 40 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) e utilizadas para a produção de papel e celulose, painéis de madeira e siderurgia a carvão vegetal (ABRAF, 2011). Plantações homogêneas apresentam uma estrutura muito mais simples que florestas naturais, em termos de árvores equiâneas, maximização da concentração de recursos para o crescimento, manejo simplificado e otimização da colheita de árvores uniformes (EVANS; TURNBULL, 2004; BAUHUS et al., 2010). No Brasil, essas plantações vêm apresentando bons rendimentos produtivos, como resultado de pesquisas e da tecnologia iniciada há mais de 50 anos (GONÇALVES et al., 2008a).

As plantações de *Eucalyptus* apresentam condição limitada de crescimento quando a disponibilidade de N é baixa (BOUILLET et al., 2008), obtendo-se, em geral, o suprimento de N, para as árvores de rápido crescimento, pela mineralização do N orgânico contido na matéria orgânica do solo (O'CONNELL et al., 1999). Estudos de ciclagem biogeoquímica e a aplicação da modelagem têm mostrado uma tendência geral de maiores perdas que entradas de N no ecossistema, devido a sucessivas rotações de plantações comerciais de *Eucalyptus* (CORBEELS et al., 2005; LACLAU et al., 2005). Elevadas quantidades de N, exportado durante a colheita florestal a cada rotação de cultivo, também tem gerado preocupações sobre a sua sustentabilidade. Nessa direção, a alta demanda sucessiva de N também pode resultar na rápida diminuição dos estoques de N no solo (O'CONNELL et al., 1999) e no esgotamento das reservas de N orgânico potencialmente mineralizável.

A introdução de espécies arbóreas leguminosas de rápido crescimento pode constituir uma alternativa viável para a sustentabilidade dessas plantações altamente produtivas. Plantações consorciadas podem aumentar a produção de biomassa (BINKLEY et al., 2003; FORRESTER et al., 2010; RICHARDS et al., 2010), melhorar a ciclagem de nutrientes (BINKLEY et al., 1992; FORRESTER et al., 2005), aumentar a fertilidade do solo (GARAY et al., 2004), aumentar o sequestro de C (RESH et al., 2002; FORRESTER et al., 2006) e melhorar a disponibilidade de N mineral (VOIGTLAENDER et al., 2012). Já outros estudos não apresentaram resultados diferentes entre povoamentos consorciados e monoespecíficos (PARROTA, 1999; LACLAU et al., 2007), ou até efeitos desfavoráveis sobre a produtividade (FORRESTER et al., 2006; FIRN et al., 2007).

A fertilização de N é utilizada, frequentemente, para manter a fertilidade do solo e para aumentar as taxas de crescimento das plantações florestais (FÖLSTER; KHANNA, 1997). O aumento da quantidade de N, na ciclagem bioquímica de N, por meio de espécies arbóreas fixadoras, pode ser um importante fator, responsável pela resposta de crescimento favorável dos plantios consorciados com *Eucalyptus* (FORRESTER et al., 2005). Nessa direção, entender as interações ecológicas e os aspectos silviculturais das plantações consorciadas é importante para obter interações positivas entre as espécies (FORRESTER et al., 2004, 2011).

As plantações consorciadas dependem do balanço entre os processos de competição e facilitação (VANDERMEER, 1989; FORRESTER et al., 2011). A competição entre espécies acontece por luz (HUNT et al., 2006) água e nutrientes (SILVA et al., 2009; LACLAU et al., 2012). A competição, na plantação consorciada, pode reduzir-se quando a interespecífica, para um recurso limitante, é menor que a intraespecífica, em uma plantação monoespecífica (KELTY; CAMERON, 1995). A facilitação já proporciona um efeito positivo de uma espécie sobre a outra, por exemplo, quando uma espécie fixadora de N₂ aumenta a produtividade da outra pelo aumento da disponibilidade de N (VANDERMEER, 1989).

Os processos de facilitação e competição podem depender da disponibilidade dos recursos; assim, aumenta a competição em ambientes férteis e a facilitação, em condições adversas (PAQUETTE; MESSIER, 2011). Por outro lado,

esse equilíbrio entre os processos também pode variar em função do desenvolvimento das árvores (FORRESTER et al., 2011).

As hipóteses do estudo foram:

- i. O balanço entre os processos de facilitação e de competição muda com a idade, sendo mais favorável à produção de madeira em áreas menos produtivas;
- ii. Os estoques de C e N no solo e a mineralização de N são maiores em plantações homogêneas de *Acacia mangium* e em plantações consorciadas de eucalipto e acácia do que em plantações homogêneas de *Eucalyptus*;
- iii. A deposição de N via serapilheira funciona como indicador da disponibilidade de N no solo.

Os objetivos específicos foram avaliar:

- i. O efeito da plantação consorciada de genótipos de *Eucalyptus* com *A. mangium* sobre o crescimento das árvores;
- ii. Os estoques de C e N na plantação consorciada e nas plantações homogêneas e a mineralização de N após seis anos de plantação com *A. mangium*;
- iii. A correlação entre a mineralização de N no solo e a deposição de N via serapilheira como indicativa da produção de N no solo.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Ciclo do nitrogênio

O nitrogênio (N) constitui 76% da massa da atmosfera terrestre e encontra-se na forma orgânica (aminoácidos e proteínas), cujas funções são essenciais na constituição do DNA, formação de tecidos, composição de enzimas e hormônios (JACKSON; JACKSON, 1996). Diferentemente do hidrogênio (H), oxigênio (O₂) e carbono (C), o N é uma molécula comparativamente pouco reativa, encontrada em pequenos compostos inorgânicos. O N na atmosfera encontra-se em diferentes formas, como nitrogênio molecular (N₂), óxidos de nitrogênio (N₂O, NO, NO₂) e compostos de hidrogênio-nitrogênio (NH, NH₃, HNO₂ e HNO₃) (BOTKIN; KELLER, 1995).

A maior reserva de N é na atmosfera (3,9 E21 g N) e quantidades relativamente pequenas na biomassa terrestre (3,5 E15 g N) e na matéria orgânica do solo (95 a 140 E15 g N). Nos solos, a reserva de N inorgânico (NO₃⁻ e NH₄⁺) é muito pequena, em virtude da rápida absorção pelos microrganismos destas formas, devido ao elevado fluxo que circula anualmente por este compartimento (SCHLESINGER, 2000).

As principais entradas de N, no ecossistema terrestre podem ocorrer por meio da fixação biológica de nitrogênio (FBN), pela deposição atmosférica (seca e úmida) que incluem a precipitação, as deposições de poeira, oculta e orográfica, bem como a intemperização de rochas minerais e a fertilização (BRUIJNZEEL, 1991; RANGER; TURPAULT, 1999).

A maioria dos organismos não possui a capacidade de utilizar o N₂ diretamente da atmosfera, uma vez que necessitam de uma energia significativa para a quebra da tripla ligação entre os átomos de N (BOTKIN; KELLER, 1995). Todo o N disponível para os seres vivos depende do processo denominado de fixação. Exceções são para as cianofíceas (presentes nas águas doces) com outras bactérias que realizam o processo de nitrificação. Neste processo há conversão da amônia em uma forma assimilável pelas plantas, moléculas de nitrito (NO₂⁻) que são sintetizadas pelas *Nitrosomonas* spp. e, seguidamente, em nitrato (NO₃⁻) pelo

gênero *Nitrobacter* spp. (MORGANTE, 2006), as quais fixam N diretamente da atmosfera, denominada como fixação não-simbiótica. Já em ambiente terrestre, as bactérias do gênero *Rhizobium* sp., vivem em nódulos ou raízes de leguminosas, representando um exemplo de mutualismo e/ou simbiose, com benefícios para ambas as espécies, denominado de fixação simbiótica (VANDERMEER, 1989).

O benefício desta associação para a planta é fundamental para o seu desenvolvimento, uma vez que a interação propicia a conversão de N_2 atmosférico em fontes de N mineral (nitrato e amônio) essenciais à nutrição da planta. Na simbiose, a bactéria utiliza os carboidratos produzidos pelas plantas como fonte de energia, e a planta, se beneficia do N para a produção de seus aminoácidos e proteínas (BINKLEY; GIARDINA, 1997). Quando absorvido pelas plantas, o N é transformado metabolicamente em aminoácidos e proteínas, os quais são estocados nos tecidos vegetais e consumidos ao longo da cadeia trófica. Ao morrerem, os microrganismos decompositores convertem o N orgânico em nitrato, amônia ou N molecular, que retorna à atmosfera. A denitrificação é o processo pelo qual o nitrato (NO_3^-) é convertido em gases (N_2O , N_2), por meio de processos químicos e biológicos. As *Pseudomonas* sp. são bactérias denitrificantes que utilizam os nitratos, nitritos e compostos orgânicos para retirar o N.

Globalmente, são fixados biologicamente cerca de $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N na superfície terrestre (SCHLESINGER, 2000). Estudos sobre a fixação biológica de N (FBN) assimbiótica verificaram valores de 1 a $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N. Em ecossistemas florestais, o potencial de fixação de N pode variar de $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em florestas com líquens e bactérias heterotróficas, até $300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em florestas com grande densidade de árvores noduladas (SILVESTER, 1983). A grande maioria das leguminosas arbóreas, principalmente pertencentes à subfamília Mimosoideae e Papilionoideae são capazes de formar nódulos. Mais de 600 espécies arbóreas possuem a capacidade de fixar N atmosférico, porém, as mais estudadas são dos gêneros *Casuarina*, *Albizia*, *Leucaena* e *Acacia* (MACDICKEN, 1994).

O ciclo de N no solo é movido pela matéria orgânica do solo, que contém aproximadamente 50% de C e 5% de N, estando menores de 5% na forma lábil (JACKSON et al., 2008). A mineralização e a nitrificação de N constituem dois

dos mais importantes processos internos do ecossistema e que afetam a disponibilidade de N inorgânico às plantas e aos microorganismos (OWEN et al., 2010). Os processos de transformação de N do solo, como a mineralização e a imobilização, são de natureza bioquímica, conduzidos pela atividade enzimática da microbiota heterotrófica.

Os dois processos, mineralização e imobilização, funcionam em direções opostas, através do rompimento ou formação de ligações entre compostos orgânicos. Temperatura e umidade são principais fatores ambientais que afetam a mineralização de N no solo (SIERRA, 1997; DEENIK, 2006). A taxa de mineralização é definida pela taxa de N-orgânico convertida a amônio e nitrato, representada pela quantidade de N-inorgânico liberada pela ação da microbiota em um determinado período de tempo (CAMARGO et al., 2008).

A mineralização constitui a transformação do N de origem orgânica em formas inorgânicas, como NH_4^+ (amonificação), conduzida por organismos heterotróficos do solo, que utilizam substâncias orgânicas nitrogenadas como fonte de C, N e energia. Já a imobilização, a transformação de N-inorgânico (NH_4^+ , NH_3 , NO_3^- , NO_2^-) para formas orgânicas microbianas. A microbiota assimila os componentes inorgânicos nitrogenados, incorporando-os nos aminoácidos que participarão da síntese de proteínas de suas células, durante a formação da biomassa no solo (CAMARGO et al., 2008). À medida que o carbono dos resíduos vegetais se reduz, os microorganismos morrem por falta de energia, quando o N acumulado na biomassa microbiana começa a ser reciclado e novamente disponibilizado às plantas (BARTZ, 1998).

Outro processo de fixação de N ocorre por meio de descargas atmosféricas, que produzem condições momentâneas de altas pressões e temperaturas, fazendo com que o oxigênio (O_2) e o nitrogênio gasoso (N_2) se combinem, produzindo aproximadamente $9,8 \text{ E}12 \text{ g}$ na forma de nitritos e nitratos (SCHLESINGER, 2000), que podem ser utilizados pelos vegetais, na síntese de substâncias orgânicas. A utilização de insumos, como fertilizantes minerais ou orgânicos, também caracteriza-se como uma entrada de N no ecossistema terrestre. A produção de adubos nitrogenados, introduzida artificialmente, foi responsável por um aumento de nitrogênio inorgânico ($54 \text{ E}12 \text{ g N ano}^{-1}$) nos ambientes aquáticos. A

partir da síntese de amônia, são utilizados três processos, sendo o Haber-Bosch um dos mais utilizados. No entanto, a maior dificuldade deste processo é a obtenção do gás hidrogênio (H_2) a partir da atmosfera. A forma encontrada para é a partir da reação de outro gás, o metano (CH_4) com a água. Porém, esta reação além de produzir (H_2), produz outro gás, poluente a atmosfera, o dióxido de carbono (CO_2) (SCHLESINGER, 2000), além de ser um processo de elevado custo para a indústria. A fertilização tem sido o maior aporte de N em plantações comerciais de *Eucalyptus* em solos altamente intemperizados, embora sendo que as quantidades de fertilizantes utilizadas são geralmente baixas em comparação à demanda das árvores (GONÇALVES et al., 2004; SMETHURST et al., 2004).

A deposição seca de partículas de aerossóis, contendo nitratos e amônio, é maior devido à ação adicional da força da gravidade. A deposição úmida já é resultado da remoção de constituintes atmosféricos presentes dentro e abaixo das nuvens (TREBS et al., 2005). Em áreas rurais de clima temperado, a taxa de deposição (seca e úmida) pode variar de 1 a 2 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, sendo que em áreas próximas aos centros urbanos, que recebem N de fontes de poluição, a taxa pode variar de 30 a 70 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N (TREBS et al., 2005). Em florestas tropicais, a deposição atmosférica tem variado de 4,1 a 10 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N (LARA et al., 2001; LACLAU et al., 2010).

Em termos de saída de N do ecossistema, a perda pode associar-se aos processos de erosão e lixiviação profunda, ao fogo e principalmente à exportação da biomassa por meio da colheita florestal. A exportação em cada rotação de cultivo, de grande quantidade de nutrientes pela biomassa, principalmente para N e P, geralmente não são repostas por meio da fertilização (LACLAU et al., 2005; GONÇALVES et al., 2008a).

2.2 *Acacia mangium*

A *Acacia mangium* Willd., pertencente à família Mimosaceae, é uma espécie arbórea leguminosa, que forma associações simbióticas com bactérias e fixa nitrogênio atmosférico. Encontra-se em uma área de distribuição natural fragmentada, que abrange o leste da Indonésia, província oeste de Papua Nova Guiné, e o nordeste do Estado de Queensland, na Austrália (KEONG, 1983). O

gênero *Acacia* ocorre naturalmente em todos os continentes, com exceção da Europa. Em seu ambiente natural, são espécies pioneiras, com um bom crescimento e utilizada como produto madeireiro e não madeireiro.

A espécie é perenifólia, com altura superior a 30 metros e diâmetro máximo de 60 cm. O tronco é reto, com tendência à ramificação, casca de cor cinza-claro a marron e galhos finos, formando uma copa densa de forma oval. Suas flores são hermafroditas e, os frutos do tipo vagem, espiralados ou torcidos. Quanto maduros, são marrons, curtos e deiscentes, apresentando sementes pretas, pequenas e pendentes na vagem por um arilo alaranjado (TONINI; HALFELD-VIEIRA, 2010). As árvores florescem, anualmente, no final da estação chuvosa ou início da estação seca. A polinização é realizada por insetos, principalmente abelhas e, a dispersão, por pássaros (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1983).

Esta espécie de rápido crescimento e de vida curta (30 a 50 anos) é largamente utilizada na recuperação de áreas degradadas (MADEDO et al., 2004; WANG et al., 2010), com plantações de aproximadamente 2 milhões de ha no sudeste da Ásia, principalmente para a produção de celulose (YAMASHITA; HARDJONO, 2008). É adaptada a uma larga faixa de solos ácidos (pH de 4,5 a 6,5) nos trópicos úmidos. Apresenta um bom crescimento em uma grande variedade de tipos de solo, geralmente ácidos, de média a baixa fertilidade (VADEZ et al., 1995). Todas as procedências conhecidas encontram-se em áreas com precipitação maiores de 1400 mm ano^{-1} , com melhor crescimento em climas quentes e úmidos e precipitação média anual entre 1500 mm ano^{-1} e 3000 mm ano^{-1} , e temperatura média anual, na área de ocorrência natural, nos verões de 31°C a 34°C , e no inverno variando de 12°C a 25°C (NICHOLSON, 1983).

Como espécie pioneira, ocorre nas margens das florestas em pequenos grupos, estabelecendo-se após a ocorrência de um distúrbio, como incêndios. Tais incêndios são comuns em sua área de ocorrência natural, que desempenha papel vital para a sua regeneração natural. No final da década de 1960, a espécie foi plantada comercialmente, com a introdução de plantios experimentais em Papua Nova Guiné, Bangladesh, Havaí e Costa Rica (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1983).

O alburno da espécie é estreito e leve, de coloração que varia de creme a branca, e o cerne, denso e durável. Facilmente serrada, a madeira pode ser utilizada para construção e movelaria. Também é indicada para a produção de celulose e papel (holocelulose de 69,4%, alpha-celulose de 44,0%, lignina de 19,7%, álcool-benzeno solúvel de 5,6%), apresentando-se similar à produzida a partir de espécies como de *Eucalyptus* e carvão (cinza de 0,68%). O peso específico (0,4 - 0,6 kg m⁻³), a elasticidade (75,3%) e a dureza de sua madeira são similares aos das melhores madeiras para a produção de móveis (ATIPANUMPAI, 1989). Apresenta também um alto valor calorífico, de 4903 kcal kg⁻¹, em contraste, ao de *Eucalyptus camaldulensis*, de 4603 kcal kg⁻¹ (YANTASATH, 1986). A madeira é facilmente processada para celulose, por processos semiquímicos como sulfato ou sulfite neutro, produzindo polpa com excelentes propriedades para papel (UDARBE; HEPBURN, 1986) e, atingindo altos níveis de branqueamento (LOGAN, 1986).

A *Acacia mangium* também apresenta características desejáveis no estabelecimento de sistemas silvopastoris. O rápido crescimento da espécie possibilita o acesso animal às pastagens, embora não possua alto valor nutritivo, pode ser um suplemento à dieta animal em períodos de escassez, e por manter-se sempre verde, garantindo sombra (CARVALHO et al., 2001). Outra utilidade da espécie, é a produção de mel, uma vez que possui um nectário extrafloral na base das folhas, sendo uma enorme fonte de néctar e aproveitado por uma expressiva gama de insetos. A produção de mel em plantios da espécie, em condições favoráveis, tem sido maior do que em colônias situadas na vegetação natural, com estimativas de armazenamento de mais de 100 kg colmeia ano⁻¹ (SILVA, 2010). Por apresentar diversos usos, pode ser uma vantagem para o pequeno produtor, de acordo com suas necessidades.

No Brasil, os primeiros talhões experimentais da espécie, foram introduzidos pela EMBRAPA Florestas em 1979, com instalação de testes de procedências em Belterra (PA) e em Belo Oriente e Coronel Fabriciano (MG). Comercialmente, a espécie foi introduzida em Roraima no final da década de 1990, em uma área de aproximadamente 1000 ha (pela empresa Ouro Verde Agrossilvopastorial Ltda). O objetivo principal foi o de avaliar o seu crescimento em condições edafoclimáticas da savana (TONINI et al., 2010).

A *Acacia mangium* tem apresentado um excelente desempenho em diversas regiões edafoclimáticas brasileiras (MIRANDA; VALENTIN, 2000). Algumas procedências, em experimentos realizados em Belo Oriente e Coronel Fabriciano (MG), mostraram valores superiores a $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No entanto, procedências de altitudes mais elevadas (150 e 400 m) estavam entre as que apresentaram os menores crescimentos em altura (SILVA et al., 1996). Em um plantio experimental em Cantá (RR), a baixa taxa de sobrevivência deveu-se à alta densidade e à mortalidade por competição, provavelmente em decorrência da manutenção de múltiplos troncos e ausência de desrama, causando alta incidência de podridão-do-lenho e ataque de cupins (TONINI, 2010).

2.3 Interações ecológicas

Plantações consorciadas de *Eucalyptus* com espécies arbóreas fixadoras de N podem produzir quantidades significativamente maiores de biomassa aérea que plantios homogêneos, ou seja, somente de eucaliptos (BINKLEY et al., 2003; FORRESTER et al., 2005). Essa maior produtividade foi encontrada onde havia dois tipos de relação ecológica entre as espécies: a primeira, por meio da utilização dos recursos complementares entre as espécies (tanto a estratificação do dossel, quanto a das raízes), e a segunda, da facilitação de melhorias nutricionais, mas articulada à utilização dos recursos complementares (KELTY et al., 2006).

Para melhor entenderem-se essas relações, três principais processos devem ser compreendidos: competição, redução competitiva e facilitação (VANDERMEER, 1989; KELTY, 1992). A competição caracteriza-se, principalmente, por meio da concorrência, entre as espécies, pelo uso dos recursos disponíveis no ecossistema, tanto de forma simétrica quanto assimétrica (WEINER, 1986). As interações intraespecíficas e interespecíficas, geralmente, constituem o efeito líquido de todas as relações entre as espécies, seja negativo, seja positivo. Teoricamente, é possível que essas relações ocasionem uma substituição, uma redução ou um ganho de produtividade nas plantações consorciadas (FORRESTER et al., 2006).

A competição reduzida pode ser caracterizada, basicamente, pela menor concorrência interespecífica, em plantações consorciadas, que a intraespecífica, nas plantações homogêneas (KELTY; CAMERON, 1995). Ocorre

com base na partição entre a busca dos recursos, por meio da estratificação da copa (competição por luz) e da estratificação das raízes (competição por água e nutrientes), não ocorrendo de forma independente (KELTY, 1992). O melhor desempenho da plantação consorciada, acima da camada do solo, decorre da estratificação da copa: produz-se o maior crescimento da espécie intolerante ao sombreamento, a par do menor crescimento da tolerante à sombra (BAUHUS et al., 2000; FORRESTER et al., 2004).

Compreender melhor a absorção e a eficiência do uso da luz em cada espécie é essencial para que se entendam os efeitos das relações intra e interespecíficas sobre a produtividade de plantações consorciadas. Le Maire et al. (2012) observaram um maior índice de área foliar e de absorção de radiação fotossinteticamente ativa na plantação consorciada de *E. grandis* com *A. mangium*, se comparado às plantações homogêneas. Porém a eficiência do uso da luz diminuiu, tanto no eucalipto quanto na acácia, ao final da rotação, na plantação consorciada, com diminuição mais acentuada na acácia. Não se observou aumento da biomassa de lenho na plantação consorciada, em comparação à plantação homogênea de eucalipto. Os resultados, por fim, indicaram que somente um dossel estratificado (com aumento de 20% de absorção de luz durante a rotação) não garante o ganho em produtividade, nas plantações consorciadas. Isso ocorre, uma vez que, se existe a escassez de recursos, impedindo que a radiação interceptada se converta em matéria seca, o consórcio com uma espécie menos produtiva que o eucalipto pode não produzir mais biomassa que as plantações homogêneas de eucalipto. Consequentemente, as plantações consorciadas precisam ser estabelecidas em área com períodos chuvosos suficientes para maximizar a eficiência no uso da luz e sob um regime adequado de fertilização.

No entanto a estratificação do sistema radicular também se faz importante para a coexistência entre as espécies, essencialmente se os recursos disponíveis são limitantes (FORRESTER et al., 2006). Resultados destacam a semelhança nos efeitos entre os recursos direcionados às folhas e a distribuição das raízes finas, na plantação consorciada, com folhas abaixo da copa do *E. grandis* e uma baixa densidade de raízes de *A. mangium*, em uma camada de solo rica em recursos, se comparado ao da plantação homogênea (LACLAU et al., 2012). A competição interespecífica da *A. mangium* foi fraca com as árvores de *E. grandis*,

por exibirem uma forte plasticidade e tornarem possível, com uma densidade de eucalipto 50% menor que nas plantações homogêneas, o desenvolvimento de quase a mesma biomassa de órgãos de absorção (folhas e raízes finas). Por outro lado, o desenvolvimento das árvores de *A. mangium* foi fortemente influenciado pela competição interespecífica: a sua copa abaixo da copa de *E. grandis* para absorver a luz (LE MAIRE et al., 2012) e as raízes finas mais densas nas camadas profundas, como forma de compensar a exclusão parcial, pelas raízes de eucalipto, na camada superficial.

A facilitação já ocorre quando uma das espécies consorciadas produz efeitos positivos sobre a outra, sendo mais evidente em condições limitantes de recursos, como, por exemplo, quando uma espécie fixadora de N disponibiliza o nutriente para a outra (VANDERMEER, 1989; FORRESTER et al., 2005). Nesse sentido, o foco básico do uso de espécies fixadoras de N em plantações consorciadas é o aumento da disponibilidade de N para a outra espécie (KELTY, 1992). O N total no sistema solo-planta pode ser aumentado por meio da fixação atmosférica de N, bem como da aceleração na taxa da ciclagem de N, sem um aumento do nível de N total no sistema solo-planta (KELTY; CAMERON, 1995). Outra possibilidade repousa na transferência de N, através da decomposição da serapilheira e da posterior liberação de N pela mineralização (JACKSON et al., 2008).

A maior dificuldade de entedimento dos efeitos de espécies fixadoras de N em plantações consorciadas é estimar as entradas de N no ecossistema por meio da fixação atmosférica de N_2 (BOUILLET et al., 2008). Os fluxos podem ser avaliados pela análise de redução de acetileno, pela determinação da abundância relativa de ureídos na seiva das plantas e pelo método isotópico de ^{15}N (enriquecimento isotópico e abundância natural) (FISHER; BINKLEY, 2000) e adição de N (FORRESTER et al., 2007).

No processo de fixação biológica de N_2 , basicamente os microrganismos (bactérias) interagem com as raízes, principalmente de espécies arbóreas leguminosas, através da nodulação. Nesse processo interativo, produz-se a conversão do N_2 atmosférico em fontes de N mineral (nitrato e amônio), essenciais à nutrição da planta (BINKLEY; GIARDINA, 1997). A facilitação interespecífica, através da fixação de N_2 , ocorreu durante os primeiros anos após o plantio. A

estimativa de fixação de N_2 foi de 31 kg ha^{-1} de N, para os primeiros 30 meses pós-plantio, em um consórcio com a densidade de acácia 50% menor que a de eucalipto (BOUILLET et al., 2008). No entanto essa possível facilitação não foi observada ao longo da rotação, resultando o ganho inicial do volume de lenho, no plantio de eucalipto homogêneo, do aumento da disponibilidade de N perdido, em grande parte, no final da rotação (GONÇALVES et al., 2008), devido a outros recursos limitantes, como a água. A influência da facilitação de *Falcataria* sobre árvores de eucalipto também foi observada, por meio do aumento da disponibilidade de fósforo no solo, resultante, provavelmente, das altas taxas de fixação de N_2 em solos ricos e com fósforo (BOYDEN et al., 2005).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização das áreas experimentais do estudo

O estudo foi realizado em quatro áreas experimentais, localizadas nos Municípios de Itatinga, Bofete e Luiz Antônio, no Estado de São Paulo, e Santana do Paraíso no de Minas Gerais (Figura 1). As áreas experimentais estão inseridas em condições edafoclimáticas representativas de extensas áreas plantadas com *Eucalyptus* e pertencentes a empresas de reflorestamento da região Sudeste do Brasil e ao Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP (Tabela 1).

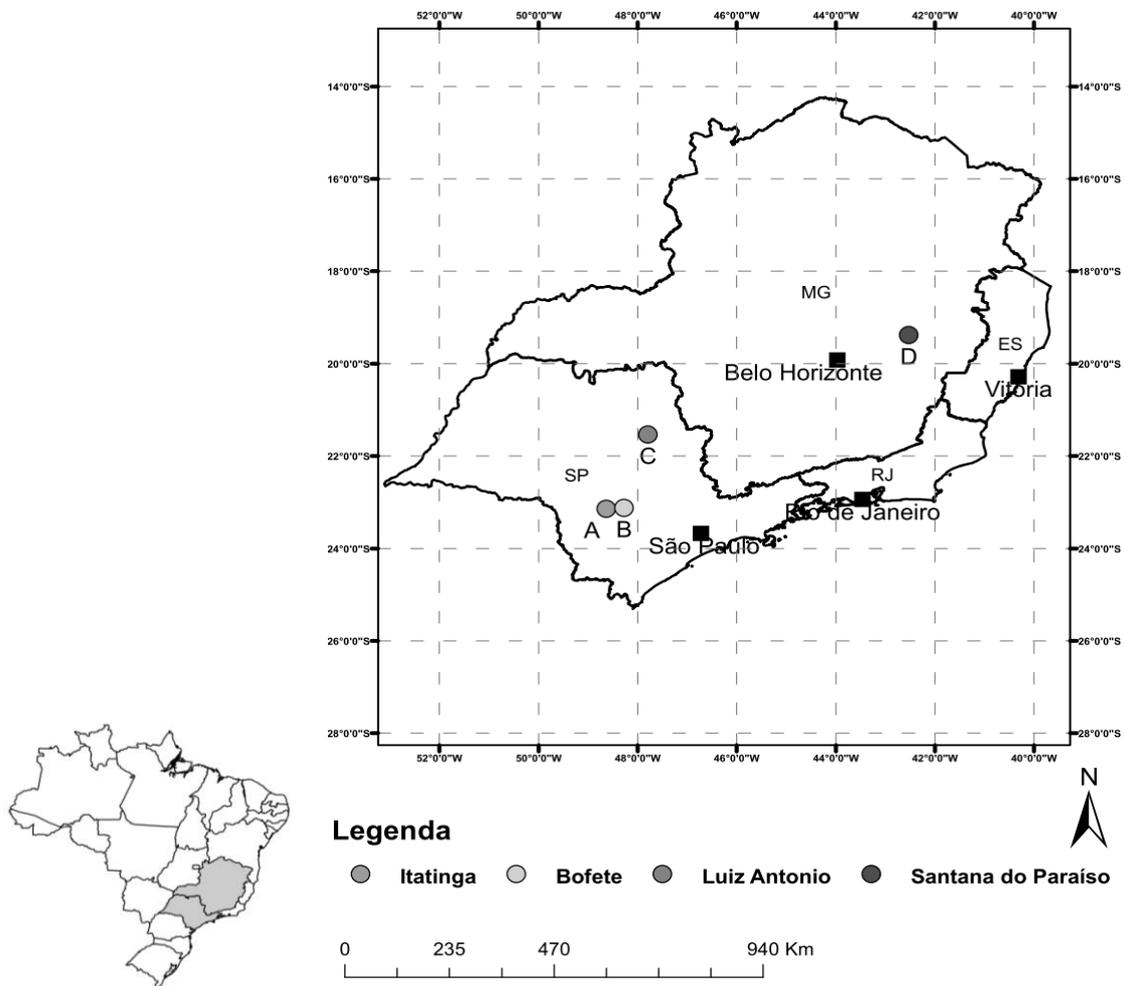


Figura 1 – Localização geográfica das quatro áreas experimentais do estudo

As áreas experimentais de Itatinga (a) e Bofete (b) estão, aproximadamente, 20 km distantes entre si. Segundo a classificação de Köppen, o clima da área a (Itatinga) e da b (Bofete) foi classificado como Cwa, enquanto o das áreas experimentais c (Luiz Antônio) e d (Santana no Paraíso), como Aw (Figura 1). O clima Cwa é mesotérmico úmido, com inverno seco e verão quente. O clima Aw é tropical, com invernos secos e amenos e verões chuvosos, com temperaturas moderadamente altas. A temperatura média anual, durante os dois anos do estudo, foi 19°C, 21,4°C, 23,3°C e 24,4°C, nas áreas experimentais de Itatinga, Bofete, Luiz Antônio e Santana do Paraíso (Figuras 2a, b, c, d), respectivamente. A menor precipitação média anual foi 1240 mm (Figura 2d), 1390 mm (Figura 2a) e 1420 mm (Figuras 2b, c). A estação seca predominou durante 2 meses (jul-ago) nas áreas experimentais a e b e 4 meses (mai-ago) nas áreas experimentais c e d (Figura 2). A região onde se localizam as áreas experimentais a e b não apresenta déficit hídrico, ocorrendo o contrário nas regiões das áreas experimentais c e d, que apresentam um déficit hídrico anual de 110 mm e 429 mm, respectivamente (THORNTHWAITTE; MATTER, 1955). A menor umidade relativa do ar foi verificada na área experimental c, com 65%, em relação às demais áreas experimentais, com 70% (Tabela 1).

Os solos das áreas experimentais a e b foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, de textura média (teor médio de argila 14 a 16%). Já o solo da área experimental c, como Neossolo Quartzarênico (teor médio de argila 12%), enquanto o da área experimental d, como Latossolo Amarelo Distrófico típico, textura muito argilosa (teor médio de argila 63%) (EMBRAPA, 1999). O pH em água, encontrado nos solos das áreas experimentais, foi ácido (entre 4,5 e 5,8) e as quantidades de nutrientes disponíveis foram baixas, em todas as áreas experimentais, diminuindo conforme aumenta a profundidade do solo (Tabela 2).

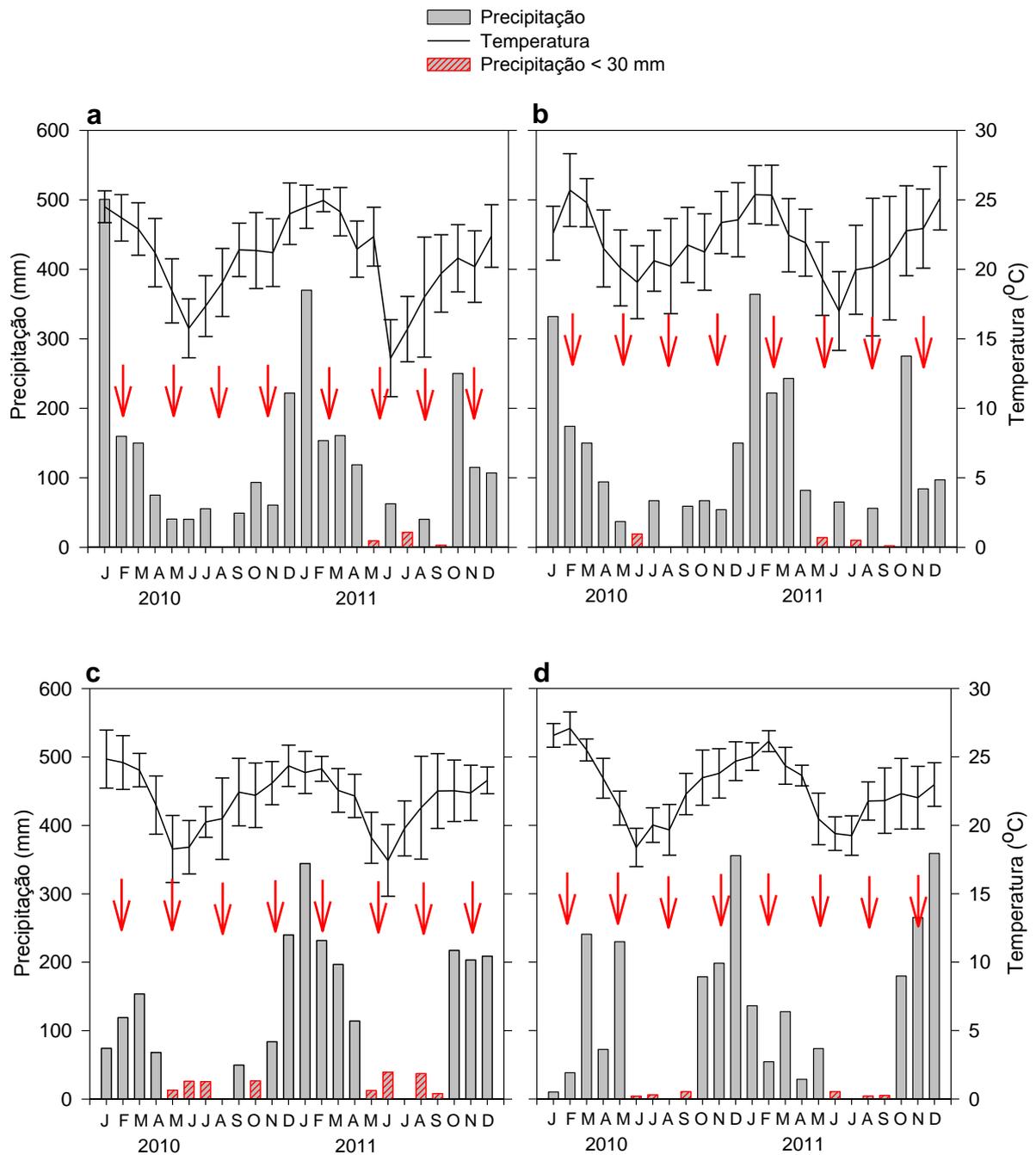


Figura 2 – Precipitação mensal, temperatura média mensal e precipitação menor que 30 mm nas áreas experimentais a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso, no período de 2010 a 2011. As barras indicam o desvio-padrão da temperatura mensal e as setas os períodos determinados da mineralização de N

Tabela 1 – Características do genótipo e geográfica; histórico de uso do solo das quatro áreas experimentais do estudo

Área/ Localização	Genótipo	Espaçamento	Idade	Altitude	Relevo	Umidade relativa média	Histórico de uso solo ¹
		m	anos	n		%	
a Itatinga (SP)	<i>E. grandis</i>	3 x 3	6,00	840	Suave ondulado	70	< 1940: cerrado 1940-1988: <i>E. saligna</i> (talhadia) 1988-2002: <i>E. grandis</i>
b Bofete (SP)	<i>E. grandis</i>	3 x 2	6,25	570	Suave ondulado	71	< 1972: pasto 1972-2004: <i>Eucalyptus</i> sp.
c Luiz Antônio (SP)	<i>E. urophylla</i> x <i>E. grandis</i>	3 x 3	6,08	620	Suave ondulado	65	< 1982 cerrado 1982-2004: <i>E. grandis</i>
d Santana do Paraíso (MG)	<i>E. urophylla</i> x <i>E. grandis</i>	3 x 3	6,33	290	Ondulado	71	< 1960: cerrado 1960-2004: <i>Eucalyptus</i> sp.

¹ Em todas as áreas, as brotações das rotações anteriores foram suprimidas com a aplicação de glifosato. Na colheita, foram retirados somente o lenho e a casca; os demais resíduos, espalhados uniformemente no campo.

Tabela 2 – Principais características do solo e da adubação aplicada nas áreas experimentais do estudo

Área/ Localização	Camada	P resina	Matéria orgânica	pH água	Soma bases	CTC	Adubação convencional ¹ (todos tratamentos)
	cm	mg kg ⁻¹	%		cmol _c kg ⁻¹ solo	cmol _c kg ⁻¹ solo	kg ha ⁻¹
a Itatinga (SP)	0-5	7,3 (1,5)	3,5 (0,8)	5,5 (0,2)	0,96 (0,23)	1,76 (0,27)	P: 44; K: 85 Calcário: 2000 B, Fe, Zn, Mn
	50-100	2,0 (0,0)	0,7 (0,0)	5,8 (0,3)	0,02 (0,00)	0,58 (0,01)	
	200-300	1,0 (0,0)	0,4 (0,0)	5,7 (0,1)	0,02 (0,01)	0,21 (0,04)	
b Bofete (SP)	0-5	11,3 (7,8)	2,4 (0,5)	4,5 (0,2)	0,40 (0,21)	5,87 (0,19)	P:37; K: 186 Cinzas de caldeira: 3000 B, S
	50-100	1,0 (0,0)	0,5 (0,1)	4,6 (0,3)	0,11 (0,00)	1,90 (0,43)	
	200-300	1,0 (0,0)	0,1 (0,1)	5,1 (0,1)	0,11 (0,00)	0,85 (0,22)	
c Luiz Antônio (SP)	0-5	14,0 (4,6)	1,7 (0,3)	4,8 (0,1)	0,84 (0,12)	4,32 (0,08)	N:4 ² ; P:29; K:147 Calcário: 1200 Cu, Zn, B
	50-100	1,7 (0,6)	0,4 (0,1)	4,8 (0,2)	0,13 (0,04)	1,98 (0,27)	
	200-300	1,0 (0,0)	0,2 (0,0)	4,8 (0,2)	0,11 (0,00)	1,02 (0,05)	
d Santana do Paraíso (MG)	0-5	6,4 (2,5)	3,8 (0,8)	5,5 (0,5)	5,78 (4,64)	10,75 (4,96)	N: 6; P: 45; K: 162 Dolomita: 1500 Cu, B, Zn
	50-100	1,3 (0,6)	1,2 (0,2)	4,7 (0,3)	0,14 (0,02)	3,79 (0,43)	
	200-300	1,0 (0,0)	0,1 (0,0)	5,0 (0,3)	0,16 (0,01)	2,15 (0,43)	

¹ Adubação convencional, realizada rotineiramente pelas empresas reflorestadoras de eucalipto, nas respectivas áreas de instalação do experimento

² N incluído no fertilizante NPK, aplicado nas plantações comerciais. A fertilização foi parcelada entre a adubação de plantio e a adubação de cobertura, após 1,5 ano do plantio. Desvio-padrão apresentado entre parênteses ($n = 3$)

3.2 Delineamento experimental

O experimento foi instalado em áreas cultivadas durante 20-60 anos com plantações de eucalipto (Tabela 1), nele, utilizou-se o delineamento em blocos casualizados, com sete tratamentos e quatro blocos. Os tratamentos experimentais foram:

- 100A: plantio homogêneo *Acacia mangium*, adubação convencional sem N;
- 100E: plantio homogêneo *Eucalyptus*, adubação convencional sem N;
- 100E + N: plantio homogêneo *Eucalyptus*, adubação convencional com N;
- 25A:100E: plantio *Eucalyptus*, consorciado com *A. mangium* (25% da densidade do eucalipto), adubação convencional sem N;
- 50A:100E: plantio *Eucalyptus*, consorciado com *A. mangium* (50% da densidade do eucalipto), adubação convencional sem N;
- 100A:100E: plantio *Eucalyptus*, consorciado com *A. mangium* (100% da densidade do eucalipto), adubação convencional sem N;
- 50A:50E: plantio *Eucalyptus*, consorciado com *A. mangium* (50% da densidade total da área para cada espécie), adubação convencional sem N.

Para este estudo, consideraram-se somente os tratamentos 100A, 100E e 50A:50E, entre os sete originais. Cada parcela experimental foi composta de 100 árvores, com uma bordadura dupla, totalizando 36 árvores dentro da parcela útil dos tratamentos. Na área experimental b, cada parcela experimental foi composta de 80 árvores, localizando-se 24 delas na parcela útil dos tratamentos. As mudas de *Acacia mangium* foram inoculadas com bactérias fixadoras BR 3609T e BR 6009, especificamente selecionadas para essa espécie pela EMBRAPA Agrobio (Rio de Janeiro).

3.3 Determinação da biomassa aérea e mineralomassa de N

Realizaram-se os inventários florestais nos três tratamentos até o final da rotação de cultivo. Mediram-se a CAP (circunferência à altura do peito) e a altura das árvores em cada parcela, excluindo-se as árvores da bordadura, em diferentes idades, até a idade de colheita (aproximadamente aos seis anos). Nas parcelas com

acácia, calculou-se uma circunferência equivalente a cada árvore, resultante da soma da área basal de todos os troncos medidos por árvore.

Efetuaram-se amostragens, para determinar a biomassa aérea, em 100A, 100E e 50A:50E, aos 63, 61 e 66 meses pós-plantio, colhendo-se 10 árvores de cada espécie, de acordo com a distribuição de classes de área basal, nas áreas experimentais b, c, d. Na área experimental a, foi realizada a mesma amostragem, aos 30 e 72 meses de idade (LACLAU et al., 2008). A massa fresca total da parte aérea foi subdividida em folhas, galhos vivos e mortos, casca e lenho. O tronco de cada árvore foi cortado em seções de 3 metros. Os comprimentos, as massas e os diâmetros foram mensurados no campo e medida a CAP, com e sem casca, a cada metro. As folhas foram coletadas em três diferentes estratos da copa das árvores (inferior-médio-superior). Secaram-se, a 65°C, subamostras de cada compartimento, até a massa constante, para determinar a umidade e estimar a massa seca.

Equações específicas de biomassa foram estabelecidas para cada compartimento. As relações alométricas, para a idade de 30 meses na área experimental a, foram aplicadas para as áreas experimentais b, c e d aos 27, 22 e 31 meses de idade, respectivamente. Por meio de equações alométricas para cada compartimento, foi estimado o conteúdo de N, em função da CAP e da altura de cada árvore, aos 72, 75, 73 e 76 meses de idade nas áreas experimentais a, b, c e d, respectivamente.

3.4 Deposição de serapilheira

A serapilheira deposta foi recolhida por meio de quatro coletores (50 cm x 50 cm), instalados a diferentes distâncias das árvores, em 100A e 100E e de oito coletores, em 50A:50E. Galhos mortos e cascas foram coletados em uma área de 9 m² (áreas experimentais a, c e d) e 6 m² (área experimental b), delimitada entre quatro árvores de cada parcela (repetição em três blocos). As amostras foram secas e, posteriormente, pesadas. Em 50A:50E, as amostras coletadas das duas espécies foram devidamente separadas.

As coletas de deposição de serapilheira foram realizadas no mesmo período da avaliação das taxas de mineralização líquida de N. Na área experimental a, as coletas de deposição de serapilheira foram realizadas a cada quatro semanas, de 2007 a 2009. Nas demais áreas experimentais, as coletas também se realizaram a cada quatro semanas, porém, na sequência de quatro semanas entre duas coletas, e, posteriormente, somente após oito semanas de material acumulado. A composição das amostras para analisar o N consistiu de quatro amostras por ano e por tratamento (jan-fev; abr-mai; jul-ago; out-nov). As concentrações de N foram determinadas pelo método Kjeldahl (digestão úmida/sulfúrica, TE036/01-Tecnal) (MALAVOLTA et al., 1997).

3.5 Amostragem de serapilheira acumulada e solo

A serapilheira acumulada e o solo das camadas 0-5 cm, 5-15 cm e 15-30 cm foram amostradas em 2008 na área experimental a, e, em 2010, nas áreas experimentais b, c e d (repetição em três blocos). Em 100A e 100E, foram amostrados nove pontos em cada parcela e, em 50A:50E, dezoito pontos. A posição de cada ponto de amostragem estava próxima a diferentes árvores em cada parcela (Figura 3).

A serapilheira acumulada foi recolhida com um coletor circular (raio 15 cm) em cada posição e subdividida em três componentes: Oi (material não-fragmentado), Oe (fragmentos grosseiros) e Oa (material fino fragmentado). As nove amostras por componente foram manualmente homogeneizadas e reduzidas a uma amostra composta, por parcela, em 100A e 100E, e duas amostras compostas por parcela para cada espécie, em 50A:50E. As amostras foram secas a 65°C, moídas e peneiradas em peneira de dois mm. O teor de cinzas das amostras da serapilheira acumulada foi determinado por combustão, durante quatro horas, a 450°C.

As concentrações de C e N, na serapilheira acumulada da área experimental a, foram todas determinadas em 2008, por meio da análise isotópica CF-IRMS (*Continuous Flow Isotope Ratio Mass Spectrometry*), utilizando um Thermo Delta Plus espectrômetro de massa (Bremem, Alemanha) acoplada a um Erba Carlo CHN 1110 elementar analisador (Milão, Itália). Já nas áreas experimentais b, c e d,

as concentrações de N, na serapilheira acumulada, foram determinadas em 2010, pelo método Kjeldahl (digestão úmida/sulfúrica, TE036/01-Tecnal) (MALAVOLTA et al., 1997). No entanto as concentrações de C, na serapilheira acumulada, não foram determinadas para essas áreas experimentais do estudo. Utilizou-se a concentração de C, determinada para os três componentes da área experimental a (Voigtlaender et al., 2012), no intuito de estimar a concentração de C nas áreas experimentais b, c e d.

Amostras de solo das camadas superiores 0-5 cm, 5-15 cm e 15-30 cm foram coletadas com o auxílio de três cilindros metálicos, com diferentes comprimentos, 5 cm, 10 cm e 15 cm, e com diâmetro de 5 cm, em 100A e 100E. Em 50A:50E, recolheram-se somente amostras de solo nas camadas 0-5 cm e 5-15 cm, nas mesmas posições onde foram se coletaram as da serapilheira acumulada (Figura 3).

Todas as amostras foram secas a 40°C, tendo-se removido todas as raízes finas para pesagem e determinado o teor de umidade, por meio de subamostras (secas a 105°C). A densidade do solo de cada amostra foi determinada segundo o método EMBRAPA (1979). Após a secagem, as amostras foram masseradas e peneiradas numa peneira de dois mm, para determinar o conteúdo de C e N. Na área experimental a, o conteúdo de C e N foi determinado em 2008, por meio da análise isotópica CF-IRMS (*Continuous Flow Isotope Ratio Mass Spectrometry*), utilizando um Thermo Delta Plus espectrômetro de massa (Bremem, Alemanha) acoplada a um Erba Carlo CHN 1110 elementar analisador (Milão, Itália). O conteúdo de C e N do solo, nas áreas experimentais b, c e d, foi determinado em 2010, por meio do NIRS (método de espectrometria de reflectância no infravermelho próximo).

A análise no NIRS utiliza modelos empíricos para predizer, a partir de dados espectrais, o C e o N totais. A determinação convencional do conteúdo de C e N, denominado de referência, foi realizada pelo método da combustão a seco, por meio do Analisador Elementar CHN Fisons/Carlo Erba NA 2000 (Milão, Itália). Para essas análises, foram utilizados 2 g de solo peneirado numa peneira de 0,149 mm.

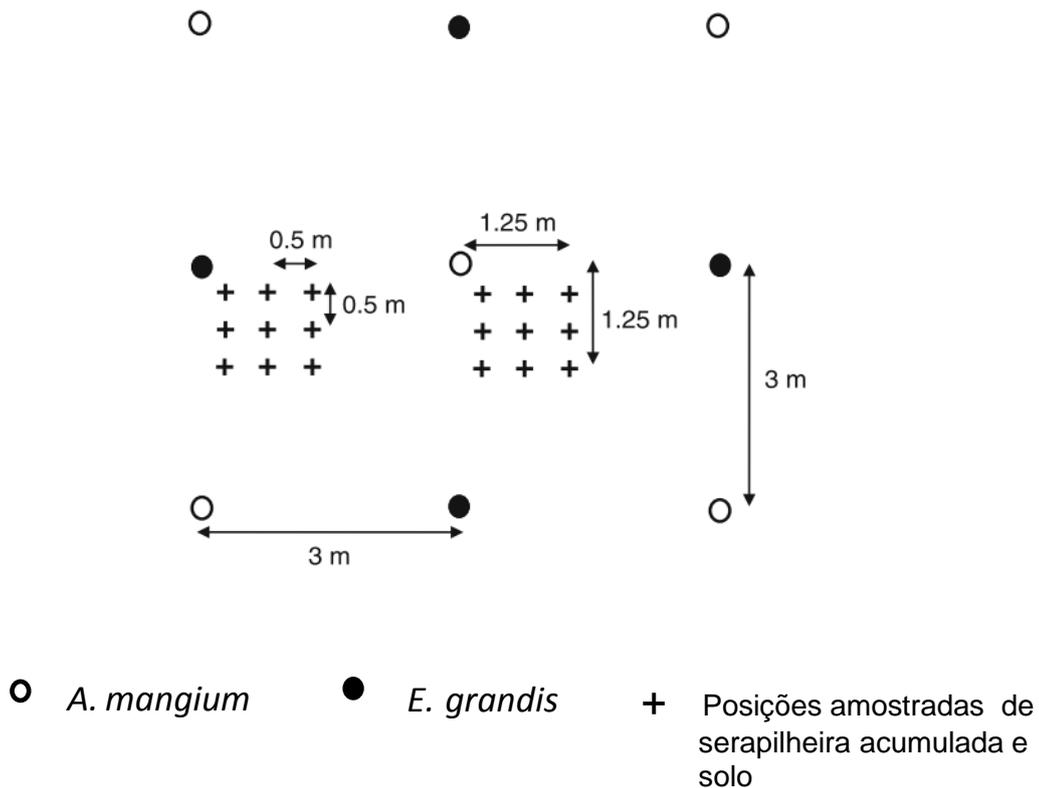


Figura 3 – Posições amostradas de serapilheira acumulada e solo em 50A:50E. Dezoito posições foram amostradas em cada parcela, nove pontos próximos de diferentes árvores de acácia e nove pontos próximos a diferentes árvores de eucalipto. As mesmas nove posições foram coletadas em 100A e 100E

O número total de amostras de solo, que compõem o conjunto de dados, foram 810. A reflectância foi medida entre 1100 e 2500 nm, em intervalos de 10 nm, com um espectrofotômetro Foss NIRSystems 5000 (Silver Spring, MD, EUA), com duas leituras por amostra. No procedimento, utilizou-se um anel estático (cápsula circular de 5 cm de quartzo), contendo, aproximadamente, 5 g de solo. Cada espectro da amostra foi registrado como o logaritmo do inverso da reflectância ($\log [1/R]$). Em seguida, realizaram-se uma ACP (Análise de Componentes Principais) e uma análise de RMMQP (Regressão Modificada dos Mínimos Quadrados Parciais), com o auxílio do programa computacional WinISI III-v.1.63 (Infrasoft International, LLC, Silver Spring, MD, EUA). O método de pré-processamento, incluindo a transformação pelo método VNP (Variação Normal Padrão), com a utilização da primeira derivada (VNP 144), foi aplicado aos dados espectrais (BRUNET et al., 2007).

Os valores espectrais considerados atípicos foram identificados por meio da ACP em todo o espectro definido, calculado pela distância H de Mahalanobis

(MARK; TUNNELL, 1985). Amostras com $H > 3$ foram considerados valores espectrais atípicos e eliminados dos procedimentos subsequentes (SHENK; WESTERHAUS, 1991a). O número de valores espectrais atípicos foram 18 amostras do conjunto total.

Empregou-se a análise de RMMQP para correlacionar os dados espectrais aos valores de referência de C e de N (SHENK; WESTERHAUS, 1991b). Após a eliminação dos valores espectrais atípicos, selecionaram-se 110 amostras, para compor o conjunto de calibração, e 40 outras, para o conjunto de validação (aproximadamente 1/3 de amostra de cada área experimental). No conjunto de validação, realizou-se uma validação cruzada, para determinar o melhor número de termos a incluir nos modelos de predição. O número de termos utilizados para a calibração foi determinado com base no número de fatores com menor EPVC (Erro Padrão de Validação Cruzada) final. Os modelos finais de C e de N foram estimados para as 642 amostras.

A precisão dos modelos de pré-processamento dos espectros do NIRS foi avaliada, nos conjuntos de calibração e validação, por meio de parâmetros de qualidade da calibração e da predição do conteúdo de C e de N (Tabela 3). Os parâmetros da calibração considerados foram o EPVC, o VRDD (Valor de Relação de Desempenho do Desvio) e o R^2 - cal (coeficiente de determinação da calibração). Os parâmetros de qualidade da predição avaliados foram o EPP (Erro Padrão de Predição) e o R^2 - pred (coeficiente de determinação da predição) (MORRA et al., 1991).

Tabela 3 – Resultados da calibração e validação do conteúdo de C e de N pelo método NIRS

Modelo (préprocessamento)	Elemento	Conjunto de calibração			Conjunto de validação			
		EPVC	R^2	VRDD	n_1	n_2	EPP	R^2
Sdt MSC 1441	C	3.00	0.92	3.0	642	18	2.621	0.94
Sdt MSC 0011	N	0.14	0.95	3.9	642	18	0.141	0.95

n_1 : número total de amostras preditas; n_2 : número total de valores espectrais atípicos

Os estoques de C e de N, em cada componente da serapilheira acumulada, foram obtidos pela multiplicação da concentração de C e de N pela massa seca, enquanto os valores, corrigidos pelo teor de cinzas, para eliminar o efeito residual de partículas do solo. Os estoques de C e de N, de cada camada do

solo, foram obtidos pela multiplicação do conteúdo de C e de N pela densidade do solo e pela espessura da camada de solo.

3.6 Mineralização de nitrogênio

As taxas de mineralização líquida de N, na camada superficial do solo (0-20 cm), foram avaliadas pelo método da incubação do solo *in situ* (RAISON et al., 1987). Na área experimental a, realizou-se a mineralização líquida de N em dois períodos distintos: o primeiro, ao final da rotação de cultivo (2007-2009), e o segundo, nos primeiros dois anos pós-plantio da segunda rotação de cultivo (2010-2011), com o mesmo delineamento experimental. As incubações do solo em campo foram realizadas a cada quatro semanas, sem intervalos de coletas, durante dois anos, totalizando vinte e seis medições, no primeiro período da área experimental a. No segundo período da área experimental a e nas áreas experimentais b, c, d, também se realizaram coletas a cada quatro semanas, mas somente oito coletas durante dois anos.

Em cada coleta, instalaram-se, no solo, três tubos de PVC (70 mm de diâmetro), na profundidade de 20 cm em cada parcela, em 100A e 100E. Já em 50A:50E, instalaram-se seis tubos de PVC, três próximos às árvores de acácia e outros três, às árvores de eucalipto (repetição em quatro blocos). Os três tubos de PVC foram instalados, a 35 cm, 105 cm e 175 cm de distância, em diferentes árvores na diagonal, para compor uma amostra representativa (da árvore até a entrelinha).

Amostras compostas de solo foram coletadas no dia (t_0), por meio dos tubos de PVC, e, sequencialmente, instalaram-se, de novo, os pares de tubos, onde permaneceram por quatro semanas, em condições de campo (t_{0+1}). Todos os tubos foram cobertos com tampas de plástico, para evitar a lixiviação do N mineral. Em cada coleta, as amostras foram transportadas para o laboratório, acondicionadas em recipiente resfriado e iniciado o preparo das soluções no mesmo dia da coleta do solo.

De cada amostra de solo representativa, retiraram-se 14 g, como subamostra para a secagem em estufa, à 105°C, durante 72 horas, com o intuito de determinar-se a umidade (EMBRAPA, 1979). Para os extratos, coletaram-se 10 g de solo úmido, posteriormente misturados a 50 ml da solução de KCl (1N), com agitação de 20 segundos, para homogeneizar-se à temperatura ambiente (BREMNER, 1965). Após repouso de 24 horas, os extratos foram filtrados, preservados (0,1 ml – Fenil Acetato de Mercúrio) e armazenados em câmara fria.

Determinaram-se o $N\text{-NO}_3^-$ e $N\text{-NH}_4^+$ por condutivimetria e espectrofotometria, pelo Sistema de Análise de Injeção em Fluxo (RUZICKA; HANSEN, 1975). As quantidades de $N\text{-NO}_3^-$ e $N\text{-NH}_4^+$ mineralizados no solo, durante o período do estudo foram calculadas, por meio das eq. (1, 2 e 3).

$$(1) \quad \Delta N_{NH_3^-} = N_{NH_3^-} - N_{NH_3^- (t_0)}$$

$$(2) \quad \Delta N_{NH_4^+} = N_{NH_4^+ (t_{0+1})} - N_{NH_4^+ (t_0)}$$

$$(3) \quad \Delta N_{\text{mineral}} = \Delta N_{NH_3^-} + \Delta N_{NH_4^+}$$

Em que:

- $N_{NH_4^+ (t_0)}$ e $N_{NO_3^- (t_0)}$: correspondem às concentrações de $N\text{-NH}_4^+$ e $N\text{-NO}_3^-$ no solo no início do período de incubação dos tubos (t_0);
- $N_{NH_4^+ (t_{0+1})}$ e $N_{NO_3^- (t_{0+1})}$: correspondem às concentrações de $N\text{-NH}_4^+$ e $N\text{-NO}_3^-$ no solo após um determinado período (t_{0+1}) de incubação dos tubos;
- $\Delta N_{\text{mineral}}$: mineralização de N.

Com a intenção de a mineralização de N no solo, em todas as áreas experimentais, validaram-se as estimativas das vinte e seis medições realizadas em 2007-2009 (VOIGTLAENDER et al., 2012) e das oito medições realizadas em 2010-2011, na área experimental a. Realizou-se a validação em virtude de se haverem reduzido as avaliações sequenciais a cada quatro semanas. No processo, selecionaram-se os mesmos períodos das coletas, realizadas em 2010-2011 e em 2007-2009. Realizou-se a estimativa para as demais áreas experimentais, com base na validação da estimativa simplificada da área experimental a.

A validação da taxa de mineralização anual de N foi realizada por meio da eq. (4).

$$(4) \quad M_{2\text{anos}} = M_{\text{média}} * x$$

Em que:

$M_{2\text{anos}}$: mineralização anual de N estimada durante 2010-2011;

$M_{\text{média}}$: média de oito medições de quatro semanas da mineralização líquida de N;

x : valor referente a um ano completo, perfazendo treze períodos de quatro semanas.

A validação, realizada para as oito medições, resultou em uma estimativa anual de N 17% maior em 100A e 4% menor em 100E, em comparação às vinte e seis medições contínuas durante dois anos (Tabela 4). A simplificação estimou, corretamente, as ordens de grandeza e possibilitou comparar, satisfatoriamente, a mineralização anual de N nas demais áreas experimentais.

Tabela 4 – Validação da estimativa da mineralização anual de N para a área experimental a

Tratamento	Mineralização anual de N (26 medições)	Mineralização líquida anual de N (8 medições)
100A	123 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	148 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹
100E	63 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	65 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹

3.7 Fixação simbiótica de N₂ pelo método de adição

A quantidade de N na biomassa subterrânea (toco + raízes) foi determinada somente para a área experimental a (Laclau et al., 2012) e estimada para as áreas experimentais b, c, d por meio da eq. (5).

$$(5) \quad Br_{(y)} = br_{(x)} * \frac{ba_{(y)}}{ba_{(x)}}$$

Em que:

$Br_{(y)}$: estimativa da biomassa de raiz;

$br_{(x)}$: valores determinados de biomassa de raiz;

$ba_{(y)}$: biomassa aérea total correspondente à biomassa de raiz estimada;

$ba_{(x)}$: biomassa aérea total correspondente à biomassa de raiz determinada .

A fixação de N_2 , nas áreas experimentais, foi determinada pelo método de adição, (FORRESTER et al.; 2007), por meio da eq. (6).

$$F_N = N_{total1} - N_{total2}$$

(6)

Em que:

F_N : fixação de N_2 ;

N_{total1} : soma de N na biomassa total, na serapilheira acumulada e na camada 0-15 cm do solo em 100A ou 50A:50E;

N_{total2} : soma de N na biomassa total, na serapilheira acumulada e na camada 0-15 cm do solo em 100E.

A taxa média de fixação anual de N, nas áreas experimentais, foi determinada por meio da eq. (7).

$$F_{ma} = F_N * \frac{a}{x}$$

(7)

Em que:

F_{ma} : fixação média anual de 100A ou 50A:50E;

F_N : fixação de N_2 determinada;

a : 12 meses;

x : idade da planta em meses.

3.8 Balanço simplificado do nitrogênio no solo

O balanço simplificado do nitrogênio no solo, foi calculado por meio da eq. (8). Os demais fluxos de entrada de N do ecossistema e de saída dele foram considerados iguais em todos os tratamentos.

$$(8) \quad X = [(F]_N - a) - (0 - b)$$

Em que:

X: incremento de N no solo em relação ao 100E;

F_N : fixação de N_2 ;

a: exportação de N por meio da biomassa de lenho, em 100A ou 50A:50E;

b: exportação de N por meio da biomassa de lenho, em 100E.

3.9 Análise estatística

Realizaram-se, no estudo dois níveis de inferência estatística. O primeiro, para cada área experimental, analisando-se os principais efeitos e interações entre os tratamentos testados para cada área experimental. O segundo nível, utilizou a interação dos resultados médios de cada tratamento e de cada área experimental, como uma resposta global do estudo. Os modelos de mineralomassa de N, para cada compartimento, foram ajustados pelo procedimento NPL do SAS 9.2 (SAS Institute, Cary, NC, EUA), para garantir a máxima verossimilhança. Modelos globais e locais por tratamento foram estabelecidos com até três parâmetros ($y = a + bx^c$). Selecionaram-se os melhores modelos, de acordo com o critério de informação de Akaike e com o critério de informação bayesiano de Schwarz (SICARD et al., 2006). A homogeneidade das variâncias foi avaliada por meio do teste de Levenes. Os valores originais foram transformados, quando as variâncias se mostraram desproporcionais. Diferenças entre os tratamentos foram testadas usando ANAVA, por meio do procedimento GLM do SAS 9.2. O nível de significância foi $P < 0,05$. Quando a ANAVA indicou diferenças significativas, as médias entre os tratamentos foram comparadas pelo teste de Student-Newman-Keuls, ou pelo teste de Tukey, quando verificadas diferentes repetições entre os tratamentos. A análise de correlação foi utilizada para avaliar-se a relação entre a mineralização líquida de N e a deposição de N via serapilheira.

4 RESULTADOS

4.1 Crescimento e biomassa de lenho

O crescimento do eucalipto foi aproximadamente 7% maior na área localizada em Santana do Paraíso (Figura 4d) do que na área de Itatinga (Figura 4a), na contrapartida, o incremento médio anual, em ambas as áreas, ao final da rotação, ficou em 4 m ano⁻¹. A altura do eucalipto foi maior em 50A:50E do que em 100E, nas áreas de Bofete e Luiz Antônio (Figuras 4b, c), ao final da rotação, com uma diferença média de 2,0 e 1,2 metros, respectivamente. O menor e a maior incrementos médios na altura de acácia foram 2,0 e 3,0 m ano⁻¹, respectivamente, nas áreas de Luiz Antônio e Santana do Paraíso (Figuras 4c, d). As maiores alturas entre as acácias, em 100A e 50A:50E, foram verificadas nas áreas de Bofete, Itatinga e Luiz Antônio (Figuras 4b, a, c). Em todas as áreas experimentais, entretanto, as acácias foram dominadas pelas árvores de eucalipto em 50A:50E, desde o estágio inicial de desenvolvimento. A diferença de altura entre as duas espécies variou 28%, 39%, 42% e 50% nas áreas de Santana no Paraíso, Bofete, Itatinga e Luiz Antônio (Figuras 4d, b, a, c), respectivamente.

A CAP média do eucalipto foi maior em 50A:50E que em 100E, nas áreas de Itatinga, Bofete e Luiz Antônio (Figuras 5a, b, c). A diferença média, acrescida ao final da rotação, na CAP foram 12,0, 10,8, 7,2 e 4,3 cm nas áreas de Luiz Antônio, Itatinga, Bofete e Santana do Paraíso (Figuras 5c, a, b, d), respectivamente. A CAP da acácia foi similar entre 100A e 50A:50E, na área de Santana do Paraíso (Figura 5d), ao final da rotação. De forma contrária, a CAP da acácia foi maior em 100A que em 50A:50E, nas demais áreas experimentais. O crescimento em altura e a CAP foram diferentes na interação entre o tratamento e a área, exceto para a CAP entre as áreas de Itatinga e Bofete (Tabela 6). A maior e menor alturas foram 17 m e 10 m, em Santana do Paraíso e Itatinga, respectivamente. A diferença entre a CAP foram 17% entre Santana do Paraíso (maior CAP) e Luiz Antônio (menor CAP).

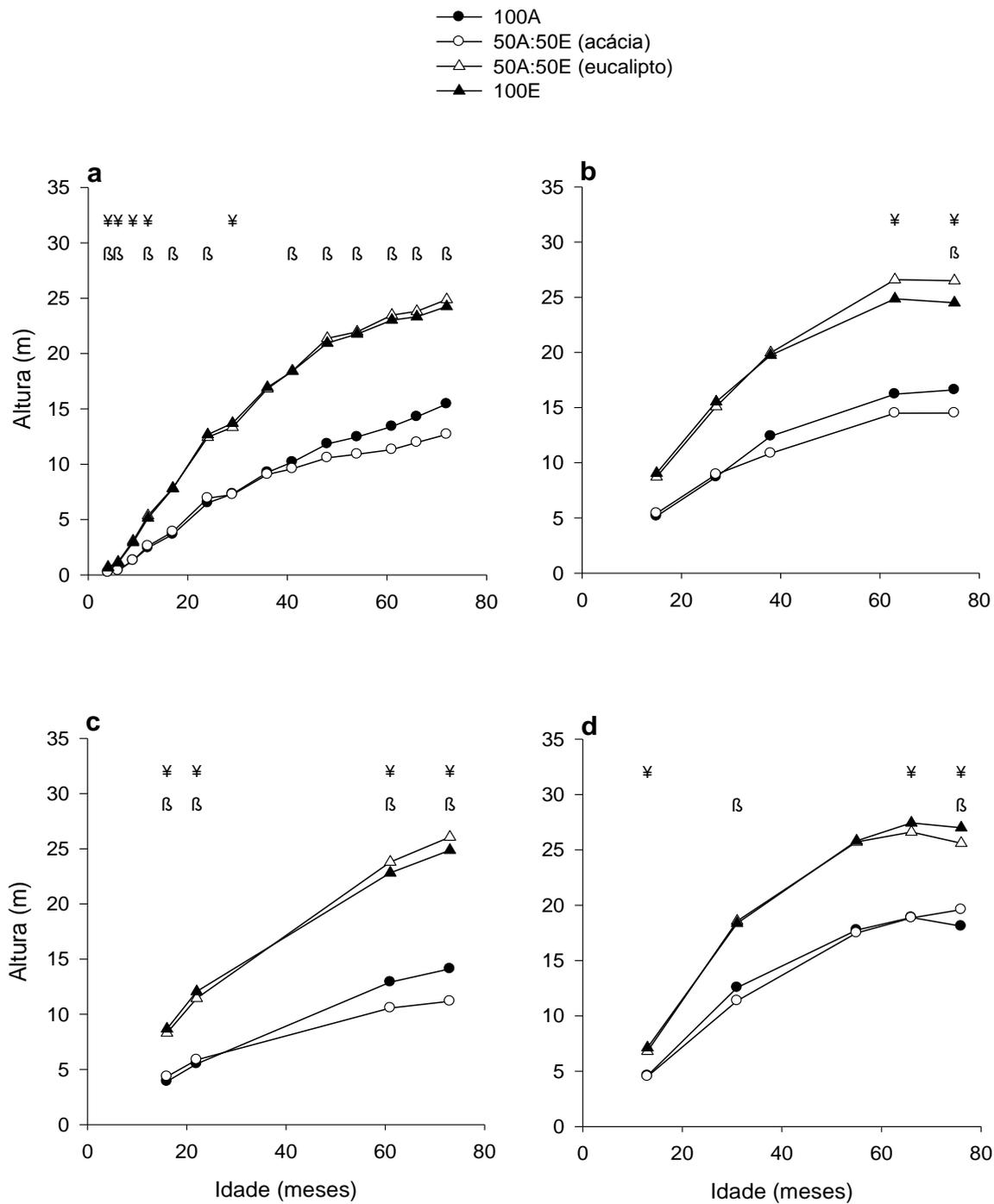


Figura 4 – Evolução temporal da altura média das árvores de acácia e eucaliptos em 100A, 50A:50E e 100E durante uma rotação de cultivo nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre os eucaliptos, em 100E e 50A:50E ($P < 0,05$), são representadas por ¥ e entre as acácias, em 100A e 50A:50E, por β

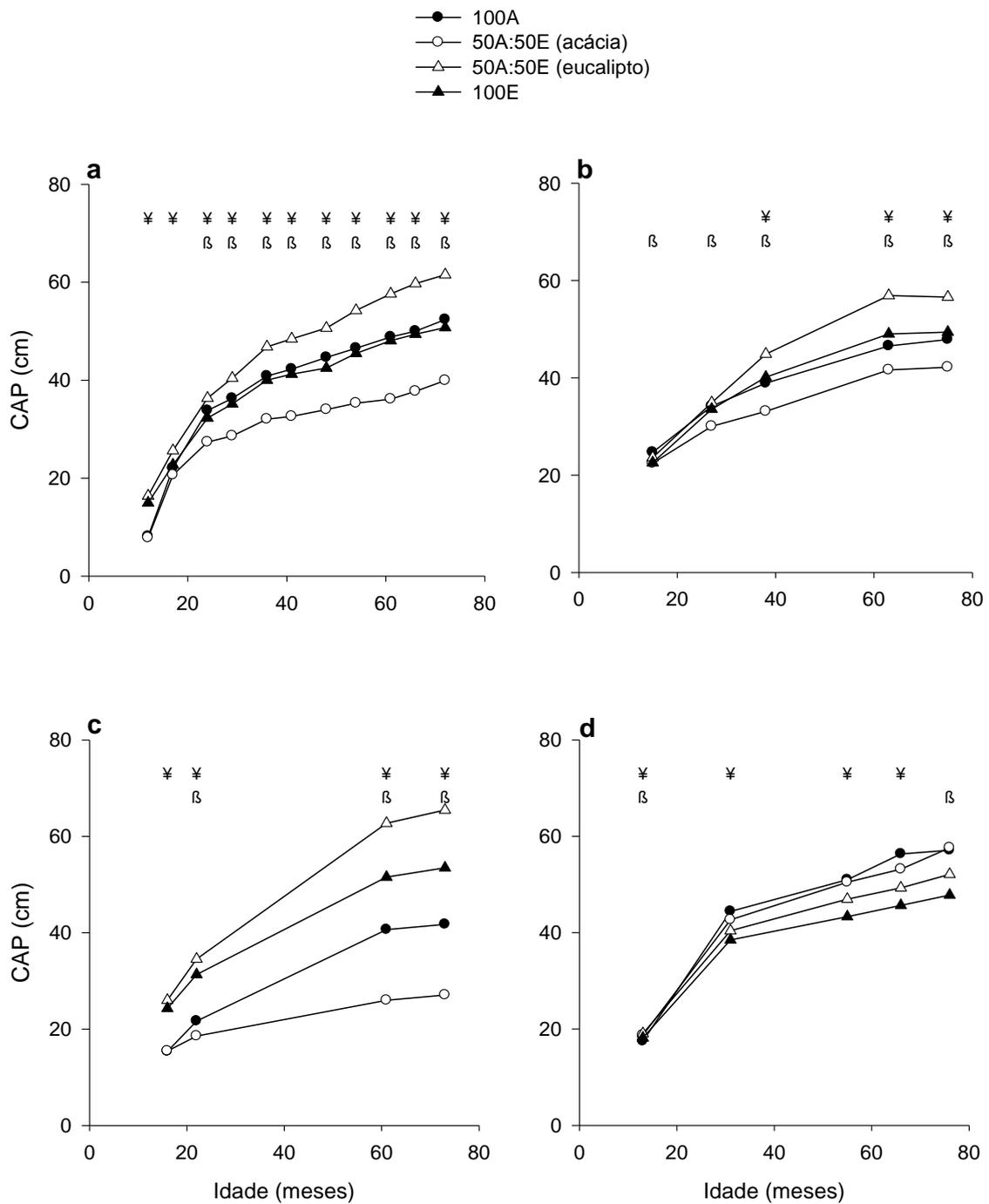


Figura 5 – Evolução temporal da CAP média das árvores de acácia e de eucalipto em 100A, 50A:50E e 100E, durante uma rotação de cultivo, nas áreas experimentais a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre os eucaliptos em 100E e 50A:50E ($P < 0,05$), são representadas por ¥ e entre as acácias, em 100A e 50A:50E, por β

A biomassa de lenho foi maior em 100E do que em 50A:50E, nas áreas de Itatinga e Luiz Antônio (Tabela 5). A biomassa média de lenho do eucalipto foi 37%, 29% e 25% maior em 50A:50E (416-555 árvores ha⁻¹) do que em 100E (833-1111 árvores ha⁻¹), nas áreas de Luiz Antônio, Bofete e Itatinga, respectivamente. Na área de Santana do Paraíso, 555 árvores de eucalipto ha⁻¹ acumularam a mesma quantidade de biomassa de lenho que 1111 árvores de eucalipto ha⁻¹, em 50A:50E e 100E, respectivamente. Na interação entre o tratamento e a área, a maior biomassa de lenho foi verificada na área de Bofete e a menor, na de Itatinga, com diferenças significativas (Tabela 6).

Tabela 5 – Biomassa de lenho em 100A, 50A:50E e 100E nas quatro áreas experimentais

Área/ Localização	100A	50A:50E		Total	100E
		acacia	eucalipto		
	Mg ha ⁻¹				
a (Itatinga)	63,0 a	15,2	72,70	87,9 b	107,2 c
b (Bofete)	71,8 a	25,9	92,20	118,1 b	131,8 b
c (Luiz Antônio)	29,0 a	6,2	105,90	112,1 b	132,4 c
d (Santana do Paraíso)	54,0 a	52,0	64,60	116,6 b	132,0 b

Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)

A produção de lenho em 100E foi maior que em 50A:50E e em 100A nas áreas de Itatinga e Luiz Antônio (Figuras 6a, c). Ao final da rotação de cultivo, a produção média ficou entre 18,2 e 21,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em 100E (Figura 6). O menor incremento médio em 100A foi de 4,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na área de Luiz Antônio (Figura 6c). Em 50A:50E, a produção de lenho de eucalipto foi 50%, 34%, 30% e 20% menor que em 100E, nas áreas de Santana do Paraíso, Itatinga, Bofete e Luiz Antônio (Figuras 6d,a, b, c), respectivamente.

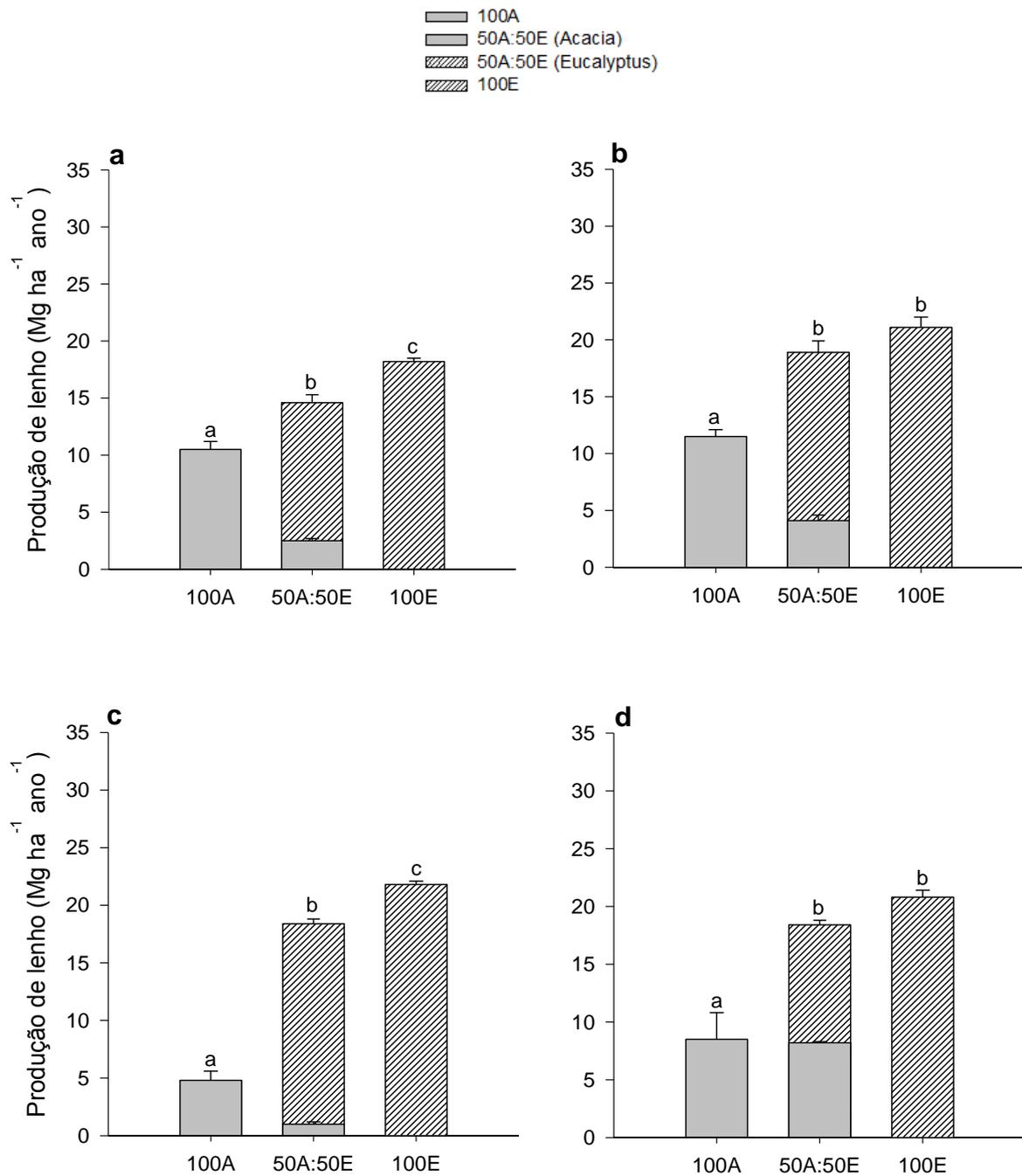


Figura 6 – Incremento médio anual de lenho de acácia e de eucalipto em 100A, 50A:50E e 100E, nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. O erro-padrão entre os blocos é indicado, para cada tratamento, nas barras verticais com ($n = 3$) na área a e ($n = 4$) para as demais áreas experimentais. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)

4.2 Nitrogênio na biomassa aérea

A taxa média anual acumulada de N na biomassa aérea total foi maior em 100A do que em 100E, exceto na área de Luiz Antônio (Figura 7c), sendo intermediária em 50A:50E. Embora observada uma maior produção de biomassa aérea total em 100E do que em 100A, em todas as áreas experimentais (variando entre 22 a 35 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), a taxa de N acumulada na biomassa aérea total foi 47%, 41% e 37% maior em 100A do que em 100E (Figuras 7a, d, b) exceto na área de Luiz Antônio (Figura 7c), onde a taxa foi praticamente similar entre 100A e 100E. Folhas e casca corresponderam, na média, a 49% do total de N acumulado na biomassa aérea total, em 100A.

A matéria seca de serapilheira depositada em 100E foi similar entre as áreas experimentais (8,6 a 11,3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, Figura 9a), aproximadamente 33% maior em relação a 100A, nas áreas de Itatinga, Bofete e Luiz Antônio (Figura 8a). A matéria seca entre 100E e 100A não foi diferente na área de Santana do Paraíso. A matéria seca de serapilheira, depositada na área de Bofete, foi 15% maior do que nas demais áreas (Tabela 6).

A entrada de N, via deposição da serapilheira, em 100A (75 a 103 kg ha⁻¹ ano⁻¹) foi 1,7 vez, maior do que em 100E (49 a 62 kg ha⁻¹ ano⁻¹) (Figura 8b). Em 50A:50E, as quantidades de N na serapilheira foram intermediárias, variando entre 63 e 77 kg ha⁻¹ ano⁻¹. A matéria seca de acácia representou somente 26% do total depositado, mas correspondeu a 44% da quantidade de N total retornado ao solo, em 50A:50E. As maiores quantidades significativas de N, depositadas via serapilheira, foram observadas na área de Bofete, em relação às demais áreas (Tabela 6).

4.3 Estoques de C e de N no solo

Os estoques do C total no solo, incluindo a serapilheira acumulada e o solo da camada 0-15 cm, não apresentaram diferenças entre os tratamentos. As diferenças foram observadas na camada Oi da área de Itatinga (Tabela 7), com um estoque menor de C em 100A do que em 100E. Os estoques de C na serapilheira

foram diferentes entre as áreas experimentais (Tabela 6). O maior e o menor estoques do C total foram verificados nas áreas de Santana do Paraíso e Itatinga, em 100A (43.341 kg ha⁻¹ e 26.396 kg ha⁻¹), respectivamente.

Os maiores estoques do N total observaram-se em 100A, nas áreas de Itatinga, Bofete e Santana do Paraíso, exceto na área de Luiz Antônio, em 50A:50E (Tabela 7). Verificaram-se diferenças nos estoques da serapilheira entre os tratamentos somente na área em Itatinga, sendo maior em 100A. A quantidade de N estocada na serapilheira acumulada foi 40% maior em 100A do que em 100E. Na camada de 0-15 cm do solo, não se verificou diferença nos estoques de C e de N entre os tratamentos. Os estoques totais de C e de N foram 30% e 50% maiores na área de Santana do Paraíso (maior crescimento) do que em Itatinga (menor crescimento), respectivamente (Tabela 6).

Tabela 6 – Efeito do tratamento (T), área (A) e da interação entre o tratamento e a área (T x A), apresentado nas Figuras 4 a 9, 11, 13 e 15 e Tabelas 5, 7 e 9. Áreas a) Município de Itatinga, b) Bofete, c) Luiz Antônio, d) Santana do Paraíso: altura árvore (H), circunferência à altura do peito (CAP), biomassa de lenho (B_L), produção de lenho (P_L), N na biomassa aérea (N_B), massa seca da serapilheira depositada (M_{SS}), N na serapilheira depositada (N_s), estoque de C no solo (E_C), estoque de N no solo (E_N), N mineral na camada 0-20 cm do solo (N_{Ms}), mineralização de N (M_N) e N total no ecossistema (árvores + serapilheira acumulada + solo) (N_T)

	Efeito fixo (valor P)			Análise de contraste ($P < 0,05$)					
	Tratamento	Área	T x A	a≠b	a≠c	a≠d	b≠c	b≠d	c≠d
H	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	x	x	x	x	x	x
CAP	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	-	x	x	x	x	x
B_L	< 0,0001	0,0013	0,0008	x	-	x	x	-	-
P_L	< 0,0001	0,6557	0,5312	-	-	-	-	-	-
N_B	0,0832	0,3360	0,7854	-	-	-	-	-	-
M_{SS}	< 0,0001	0,0148	0,0113	x	-	-	x	x	-
N_s	< 0,0001	0,0467	0,2152	x	-	-	x	x	-
E_C	0,7031	0,0006	0,8939	x	-	x	x	-	x
E_N	0,2461	< 0,0001	0,9818	x	-	x	x	x	x
N_{Ms}	< 0,0001	< 0,0001	0,0221	x	x	x	-	x	x
M_N	0,0748	< 0,0001	0,9728	x	-	-	x	x	-
N_T	0,0009	< 0,0001	0,1290	-	-	x	x	x	x

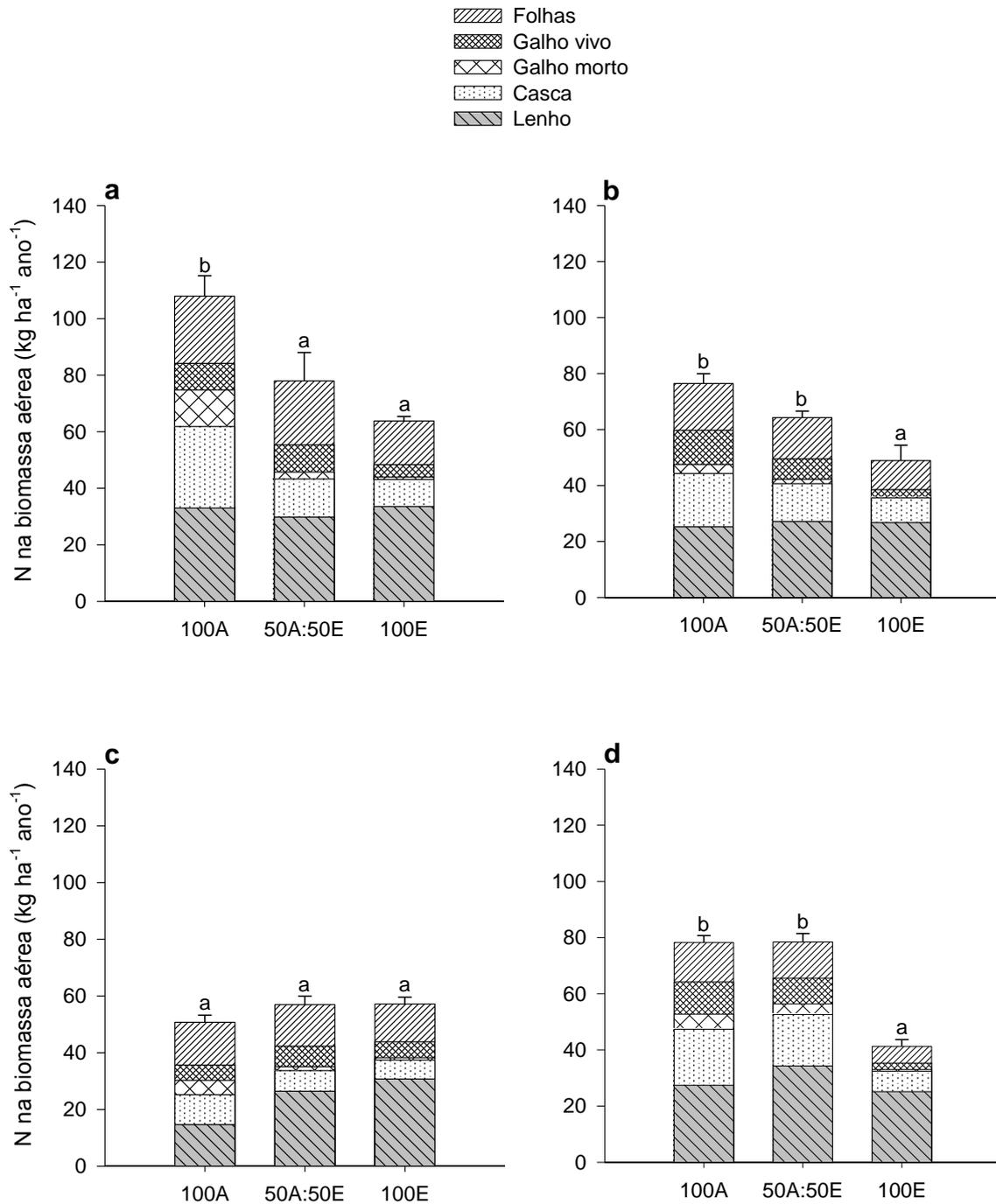


Figura 7 – Acúmulo anual de N na biomassa aérea por compartimento em 100A, 50A:50E e 100E nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. O erro-padrão entre os blocos é indicado, para cada tratamento, nas barras verticais com ($n = 3$) nas áreas a, b ($n = 2$) nas áreas c, d. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)

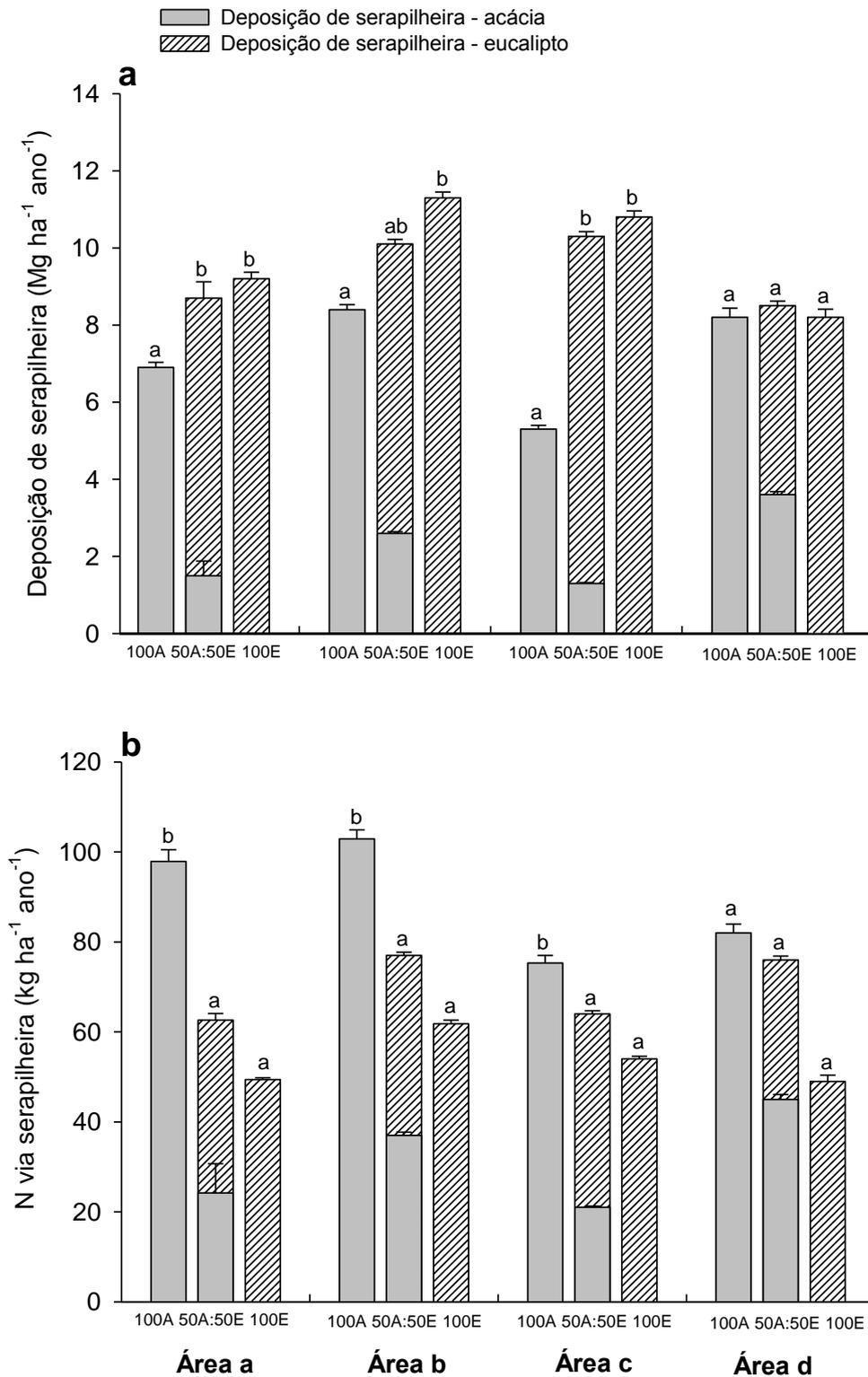


Figura 8 – Deposição anual de serapilheira (a) e deposição anual de N (b) em 100A, 50A:50E e 100E nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. O erro-padrão entre os blocos é indicado, para cada tratamento, nas barras verticais ($n = 3$). Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)

Tabela 7 – Estoques de C e de N na serapilheira acumulada e na superfície do solo em 100A, 50A:50E e 100E, nas áreas experimentais, ao final da rotação de cultivo

Compartimento	Área a			Área b		
	100A	50A:50E	100E	100A	50A:50E	100E
	C (kg ha ⁻¹)					
Oi	445 ± 35 a	3065 ± 243 b	4376 ± 303 c	2354 ± 166 a	2465 ± 607 a	3077 ± 428 a
Oe	3412 ± 186 a	3762 ± 177 a	3334 ± 115 a	2061 ± 288 a	2034 ± 249 a	3143 ± 209 a
Oa	1269 ± 192 a	974 ± 115 a	1419 ± 138 a	2866 ± 96 a	2717 ± 445 a	3280 ± 365 a
0-5 cm	8700 ± 162 a	8750 ± 36 a	10040 ± 82 a	11703 ± 2810 a	12357 ± 2250 a	10545 ± 1500 a
5-15 cm	12570 ± 110 a	14090 ± 132 a	11820 ± 70 a	14953 ± 1550 a	17209 ± 2440 a	17017 ± 1920 a
15-30 cm	-	-	-	12889 ± 2670 a	-	15742 ± 2790 a
Serapilheira	5126 ± 188 a	7801 ± 233 b	9129 ± 448 c	7281 ± 465 a	7217 ± 1274 a	9500 ± 668 a
0-15 cm	21270 ± 2710 a	22840 ± 1629 a	21860 ± 1273 a	26656 ± 2001 a	29566 ± 1622 a	27562 ± 836 a
TOTAL	26396 ± 2815 a	30641 ± 1856 a	30989 ± 983 a	33937 ± 1538 a	36782 ± 3937 a	37062 ± 1579 a
	Área c			Área d		
Oi	2820 ± 402 a	3596 ± 402 a	3700 ± 174 a	1029 ± 134 a	1312 ± 174 a	13771 ± 130 a
Oe	3352 ± 389 a	3188 ± 365 a	3519 ± 154 a	1526 ± 327 a	1719 ± 154 a	1519 ± 428 a
Oa	2127 ± 300 a	2042 ± 52 a	1924 ± 354 a	2035 ± 529 a	2429 ± 354 a	2773 ± 872 a
0-5 cm	7768 ± 960 a	8717 ± 960 a	8126 ± 1000 a	14549 ± 2510 a	12939 ± 2410 a	13931 ± 2270 a
5-15 cm	13793 ± 1580 a	15437 ± 1620 a	14091 ± 1840 a	24202 ± 3410 a	21532 ± 4230 a	21137 ± 3910 a
15-30 cm	12946 ± 2730 a	-	13096 ± 3880 a	23215 ± 3300 a	-	21678 ± 3940 a
Serapilheira	8298 ± 1031 a	8827 ± 403 a	9142 ± 215 a	4590 ± 924 a	5460 ± 344 a	5663 ± 1203 a
0-15 cm	21561 ± 936 a	24154 ± 1721 a	22217 ± 1378 a	38751 ± 3001 a	34471 ± 5425 a	35068 ± 5677 a
TOTAL	29859 ± 1823 a	32981 ± 917 a	31359 ± 1163 a	43341 ± 3852 a	39932 ± 6084 a	40730 ± 7987 a
	Área a			Área b		
	N (kg ha ⁻¹)					
Oi	12 ± 1 a	18 ± 3 a	21 ± 4 a	70 ± 5 a	48 ± 12 a	37 ± 9 a
Oe	125 ± 11b	72 ± 21 a	45 ± 5 a	67 ± 10 a	37 ± 5 a	40 ± 5 a
Oa	55 ± 3 b	28 ± 2 a	38 ± 6 ab	93 ± 5 b	66 ± 12 a	64 ± 10 a
0-5 cm	450 ± 60 a	450 ± 10 a	480 ± 40 a	628 ± 140 a	612 ± 100 a	531 ± 70 a
5-15 cm	770 ± 40 a	800 ± 60 a	670 ± 30 a	860 ± 80 a	932 ± 110 a	922 ± 90 a
15-30 cm	-	-	-	943 ± 130 a	-	1031 ± 120 a
Serapilheira	192 ± 12 b	118 ± 5 a	104 ± 11 a	230 ± 9 a	151 ± 26 a	141 ± 16 a
0-15 cm	1220 ± 95 a	1250 ± 70 a	1150 ± 70 a	1488 ± 76 a	1544 ± 47 a	1453 ± 39 a
TOTAL	1412 ± 101 a	1368 ± 95 a	1254 ± 59 a	1718 ± 104 a	1695 ± 75 a	1594 ± 21 a
	Área c			Área d		
Oi	70 ± 11 a	54 ± 6 a	42 ± 4 a	24 ± 3 a	27 ± 1 a	20 ± 4 a
Oe	100 ± 20 a	51 ± 6 a	43 ± 8 a	43 ± 8 a	39 ± 5 a	23 ± 5 a
Oa	61 ± 4 b	42 ± 6 a	34 ± 4 a	69 ± 17 a	67 ± 22 a	64 ± 8 a
0-5 cm	431 ± 50 a	464 ± 40 a	434 ± 50 a	956 ± 130 a	848 ± 120 a	917 ± 100 a
5-15 cm	744 ± 70 a	825 ± 70 a	747 ± 90 a	1737 ± 180 a	1658 ± 270 a	1574 ± 200 a
15-30 cm	766 ± 120 a	-	762 ± 170 a	1922 ± 170 a	-	1842 ± 170 a
Serapilheira	231 ± 32 a	147 ± 7 a	119 ± 7 a	136 ± 26 a	133 ± 1 a	107 ± 26 a
0-15 cm	1175 ± 47 a	1289 ± 69 a	1181 ± 59 a	2693 ± 174 a	2506 ± 266 a	2491 ± 253 a
TOTAL	1406 ± 52 a	1436 ± 25 a	1300 ± 29 a	2829 ± 134 a	2639 ± 311 a	2598 ± 113 a

O erro-padrão entre os blocos é indicado, para cada compartimento ($n = 3$). Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)

4.4 Mineralização de nitrogênio

A umidade na camada superficial do solo (0-20 cm) não apresentou mudanças entre os tratamentos, ao longo do período de estudo, exceto em algumas datas. Verificou-se diferença entre as áreas experimentais: maior umidade na área Santana do Paraíso (Figura 9d, teor de argila 50 e 69%), igual umidade nas áreas de Itatinga e Bofete (Figuras 9a,b, teor de argila 14 e 19%) e menor, na de Luiz Antônio (Figura 9c, teor de argila 10 e 14%). Entre as áreas de Itatinga e Bofete (Figuras 9a, b), aproximadamente a 20 km de distância entre si, com teor de argila semelhante, não se registrou diferença na umidade. O corte raso, realizado na área a, apresentou pouco efeito sobre a umidade do solo na camada de 0-20 cm. As diferenças entre 100A, 50A:50E e 100E foram observadas somente no último ano do estudo, com maior umidade em 100A (Figura 10).

Entre o outono de 2010 e o verão de 2011, a quantidade média do N mineral no solo não-incubado na camada (0-20 cm) variou entre 2 e 45 kg ha⁻¹ em 100A, 4 e 23 kg ha⁻¹ em 50A:50E e 2 e 21 kg ha⁻¹ em 100E (Figura 11). Embora não tenha sido observada uma tendência marcante entre os tratamentos, nas áreas experimentais, as menores quantidades do N mineral no solo foram verificadas durante a época fria e seca. A quantidade do N mineral, na camada 0-20 cm do solo não-incubado, em todas as áreas experimentais, foi maior em 100A do que em 100E (Figura 11). As diferenças na quantidade do N mineral foram verificadas na interação entre o tratamento e a área. A maior quantidade do N mineral foi observada na área de Santana do Paraíso (Figura 11d), com 19 kg ha⁻¹, enquanto a menor, em Itatinga (Figura 11a), 9,7 kg ha⁻¹ (Tabela 6).

Os valores médios do N mineral no solo não-incubado, em 100A e 100E, no final do ciclo da rotação de cultivo, na área de Itatinga, foram 8 kg ha⁻¹ e 4 kg ha⁻¹ (Figura 12), respectivamente. Nessa direção, observou-se o dobro da quantidade de N em 100A. Nos dois primeiros anos pós-plantio, as quantidades do N mineral aumentaram, em média, 50% entre 100A e 100E. Em 50A:50E, foram observadas quantidades intermediárias do N mineral. Após o corte raso, as maiores quantidades do N mineral também se detectaram em 100A.

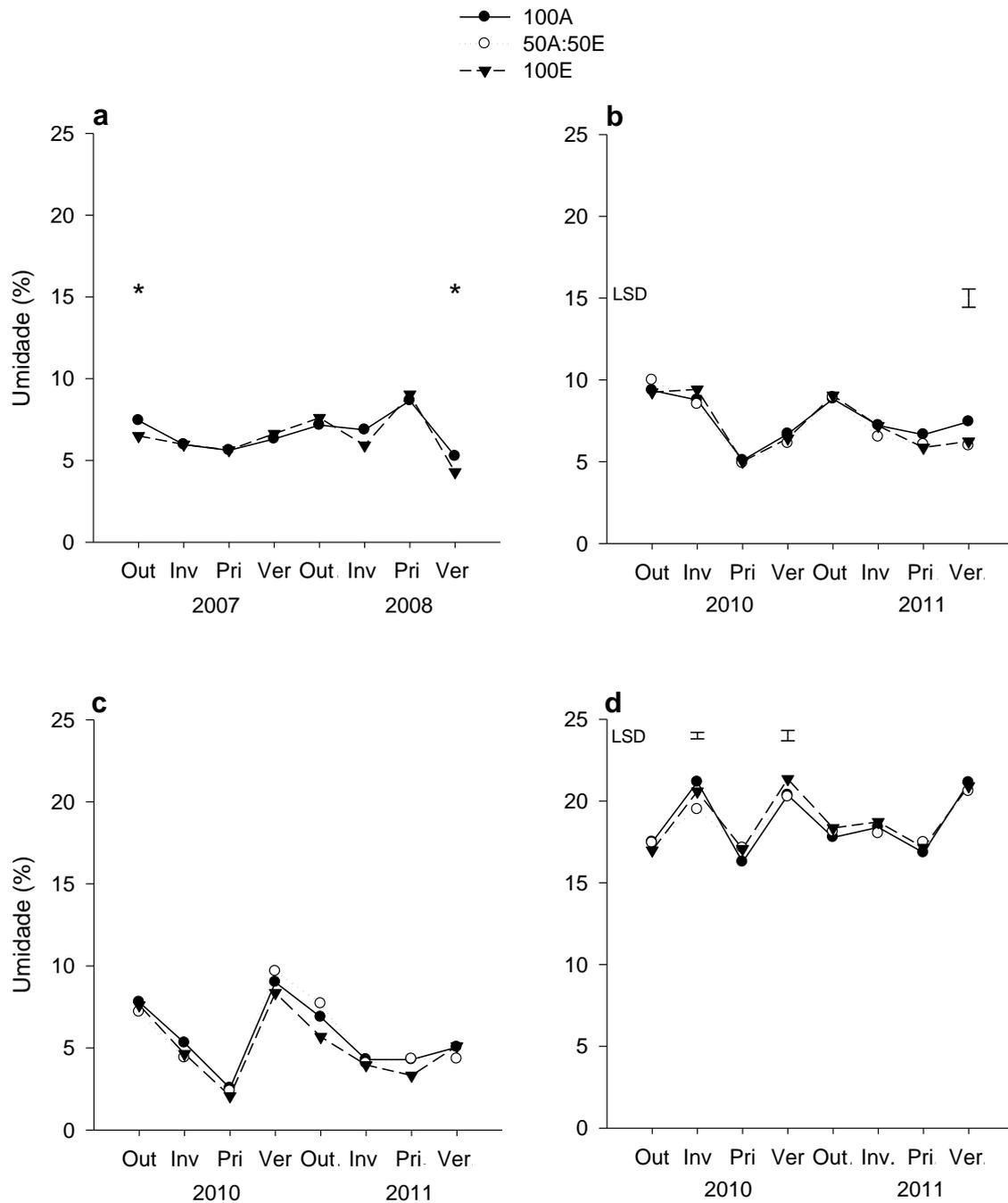


Figura 9 – Umidade na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E na área a) Município de Itatinga e 100A, 50A:50E e 100E nas áreas b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por * na área a, e por barras verticais nas áreas b, c e d entre 100A, 50A:50E e 100E

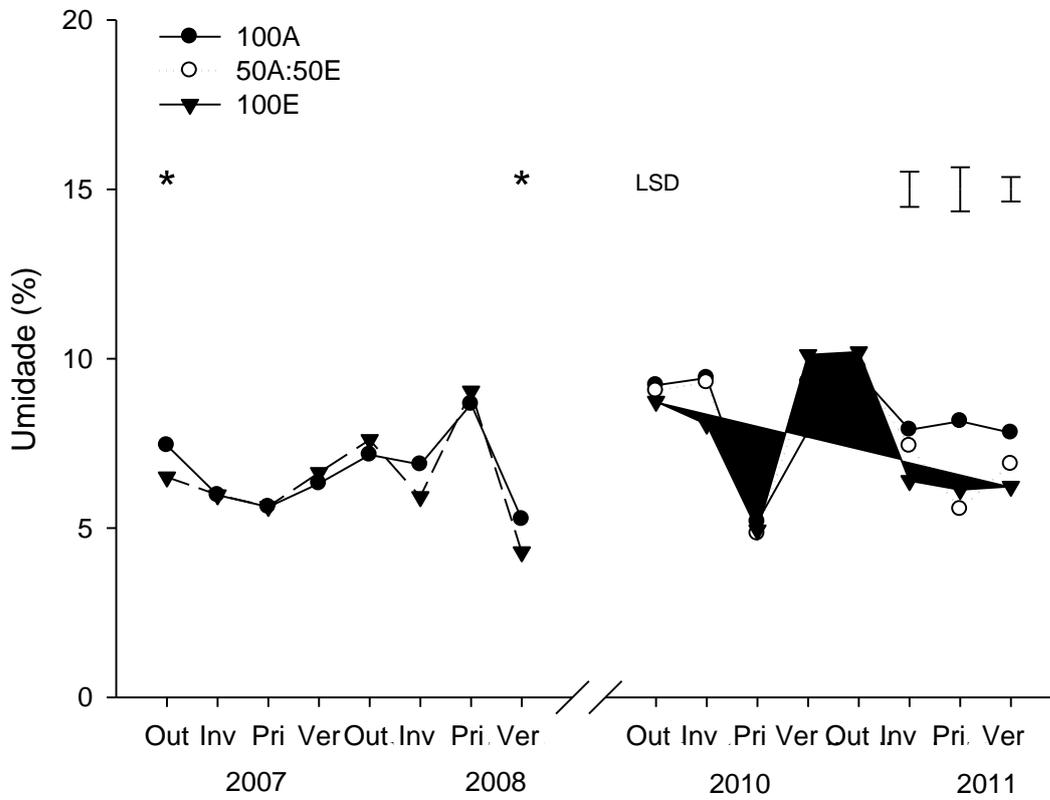


Figura 10 – Umidade na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E e, nos primeiros dois anos pós-plantio, em 100A, 50A:50E e 100E na área a) Município de Itatinga. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$), no final do ciclo, foram representadas por * e por barras verticais entre 100A, 50A:50E e 100E, nos primeiros dois anos pós-plantio

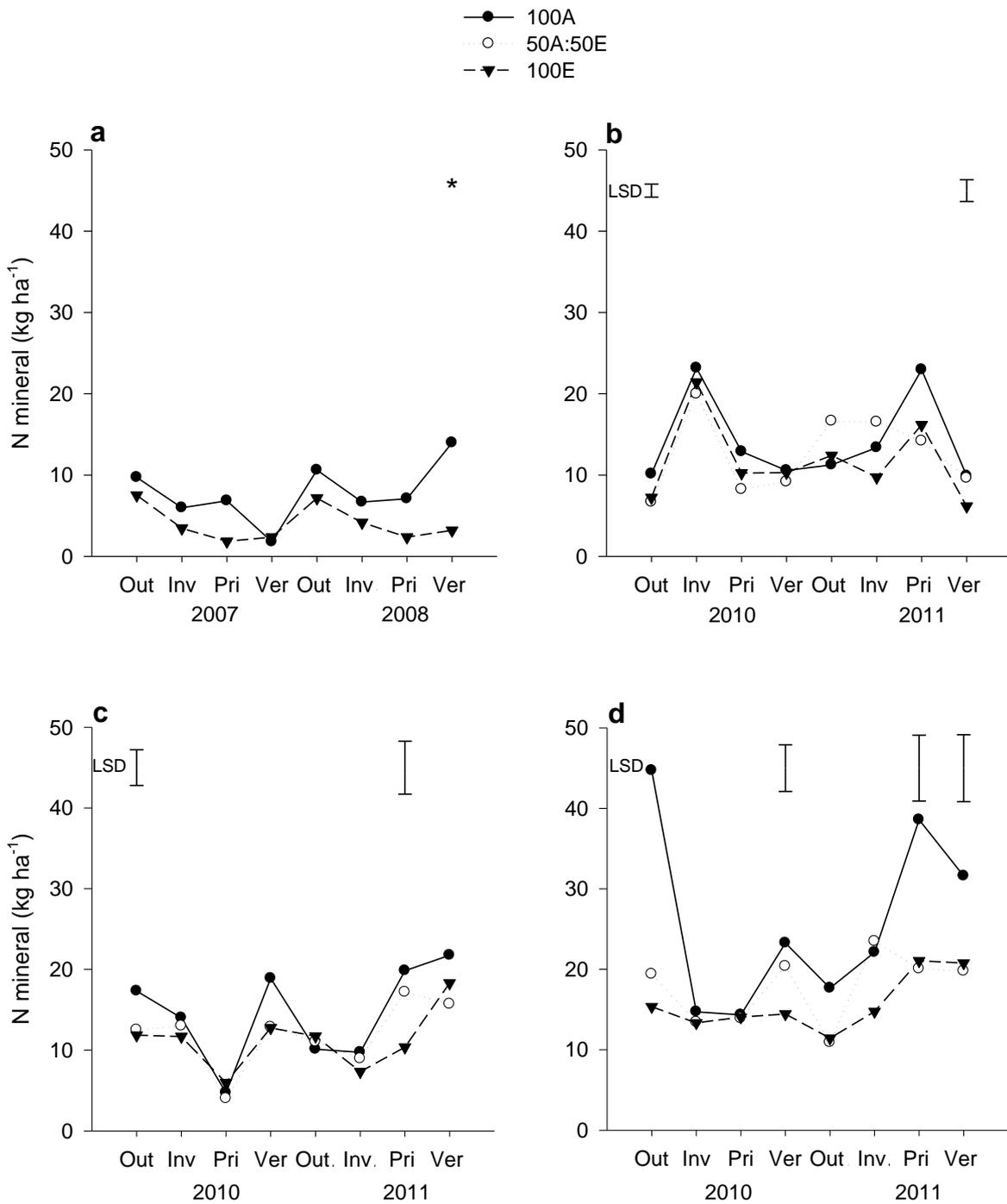


Figura 11 – Quantidade do N mineral na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E na área a) Município de Itatinga e 100A, 50A:50E e 100E nas áreas b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por * na área a e por barras verticais nas áreas b, c e d entre 100A, 50A:50E e 100E

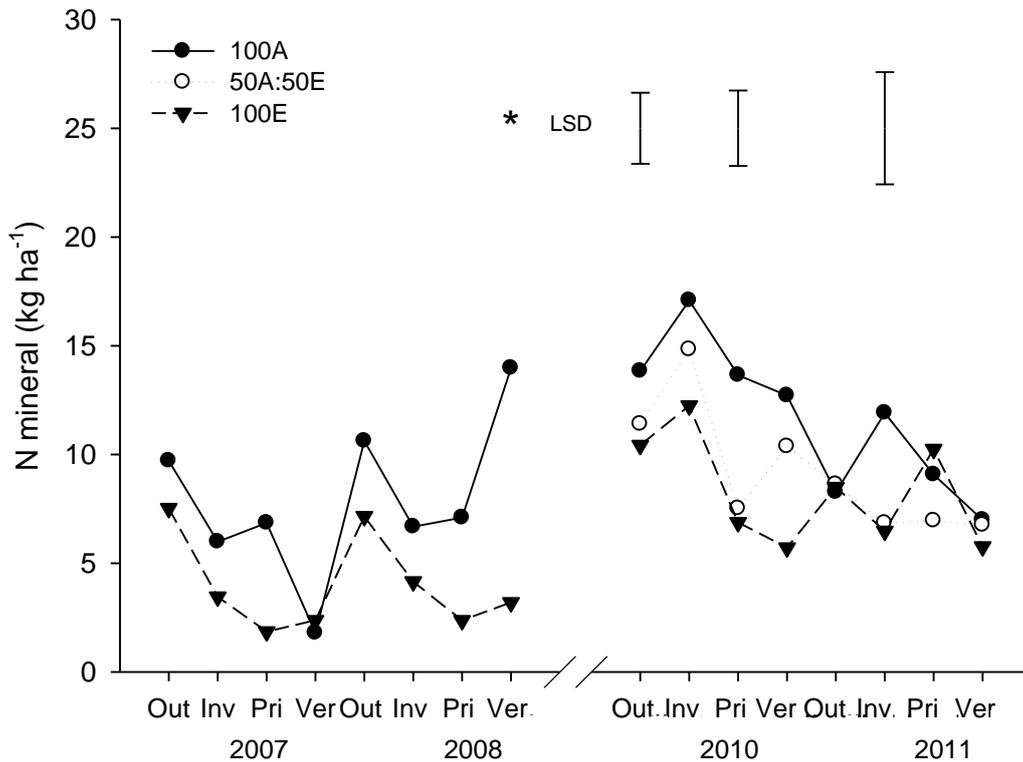


Figura 12 – Quantidade do N mineral na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E e nos primeiros dois anos pós-plantio em 100A, 50A:50E e 100E na área a) Município de Itatinga. As diferenças significativas entre os tratamentos 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por *, no final do ciclo, e por barras verticais entre 100A, 50A:50E e 100E, nos primeiros dois anos pós-plantio

As taxas de mineralização de N, em 28 dias de incubação no campo, em 100A, 50A:50E e 100E, variaram entre 18 e 35 kg ha⁻¹, 13 e 27 kg ha⁻¹ e 9 e 28 kg ha⁻¹, respectivamente (Figura 13). Em todas as áreas, a maior taxa de mineralização ocorreu em 100A, e a menor, em 100E, mesmo se encontrando diferenças significativas entre os tratamentos em poucos períodos. No final da rotação de cultivo e nos primeiros dois anos pós-plantio, na área de Itatinga (Figura 14), as taxas de mineralização de N foram da mesma ordem de grandeza durante a estação chuvosa (novembro a abril). Em 100A e 100E, variaram de 5 a 21 kg ha⁻¹ 28 dias⁻¹ e de 1 a 11 kg ha⁻¹ 28 dias⁻¹, no final da rotação de cultivo, e de 3 a 23 kg ha⁻¹ 28 dias⁻¹ e de 1 a 9 kg ha⁻¹ 28 dias⁻¹ nos dois anos pós-plantio, respectivamente. Em 50A:50E, foram observadas taxas intermediárias de mineralização de N.

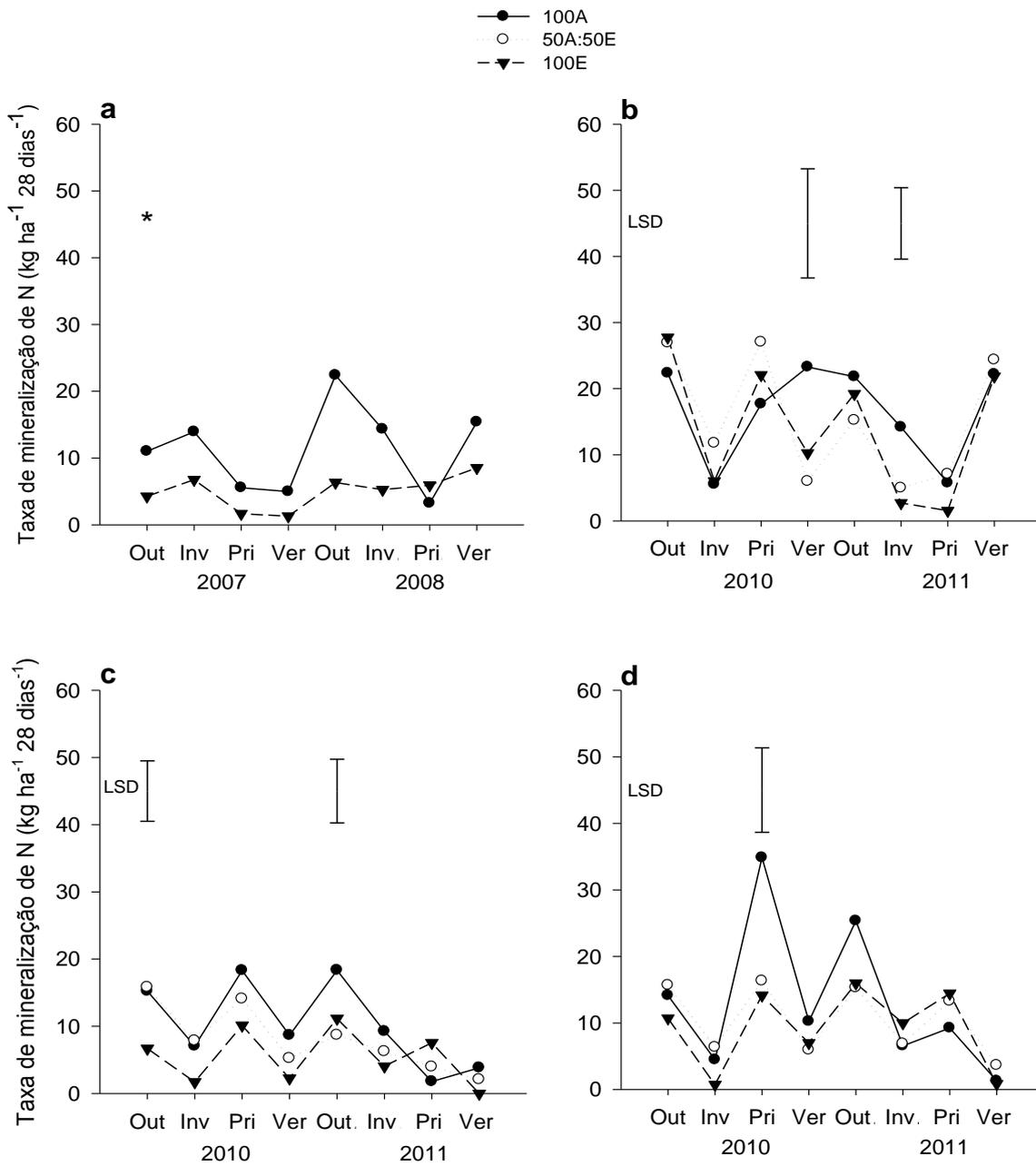


Figura 13 – Taxa de mineralização de N na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio e d) Município de Santana do Paraíso. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por * na área a, e por barras verticais nas áreas b, c e d entre 100A, 50A:50E e 100E

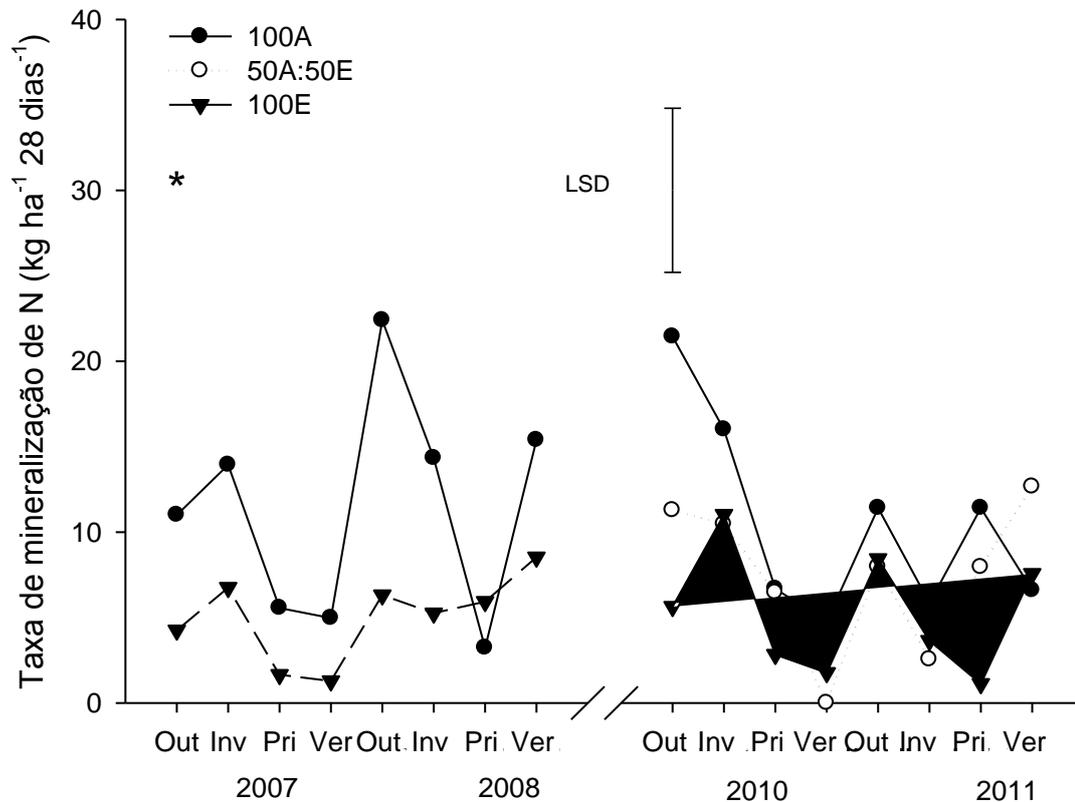


Figura 14 – Taxa de mineralização de N na camada superficial do solo (0-20 cm), no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E e nos primeiros dois anos pós-plantio na área a) Município de Itatinga. As diferenças significativas entre 100A e 100E ($P < 0,05$) foram representadas por * no final do ciclo, e por barras verticais entre 100A, 50A:50E e 100E, nos primeiros dois anos pós-plantio

A nitrificação de N correspondeu a 80% do total da mineralização líquida de N em todos os tratamentos. Na área de Itatinga (Figura 15a) e na de Santana do Paraíso (Figura 15d), a amonificação de N foi negativa, em média $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, indicando imobilização do NH_4^+ no solo. A mineralização de N foi diferente entre os tratamentos somente na área a. As maiores taxas de mineralização de N foram observadas na área de Bofete (Figura 15b), aproximadamente 215 , 200 e $181 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em 100A, 50A:50E e 100E, respectivamente. As diferenças foram observadas na mineralização de N entre as áreas, com maior taxa em Bofete do que nas demais (Tabela 6). A mineralização de N foi $65 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 100E e $148 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 100A, no final da rotação de cultivo, e $68 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $136 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, dois anos pós-plantio na área a, respectivamente (Figuras 16a,c). Em 50A:50E, a mineralização de N foi $91 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 16b).

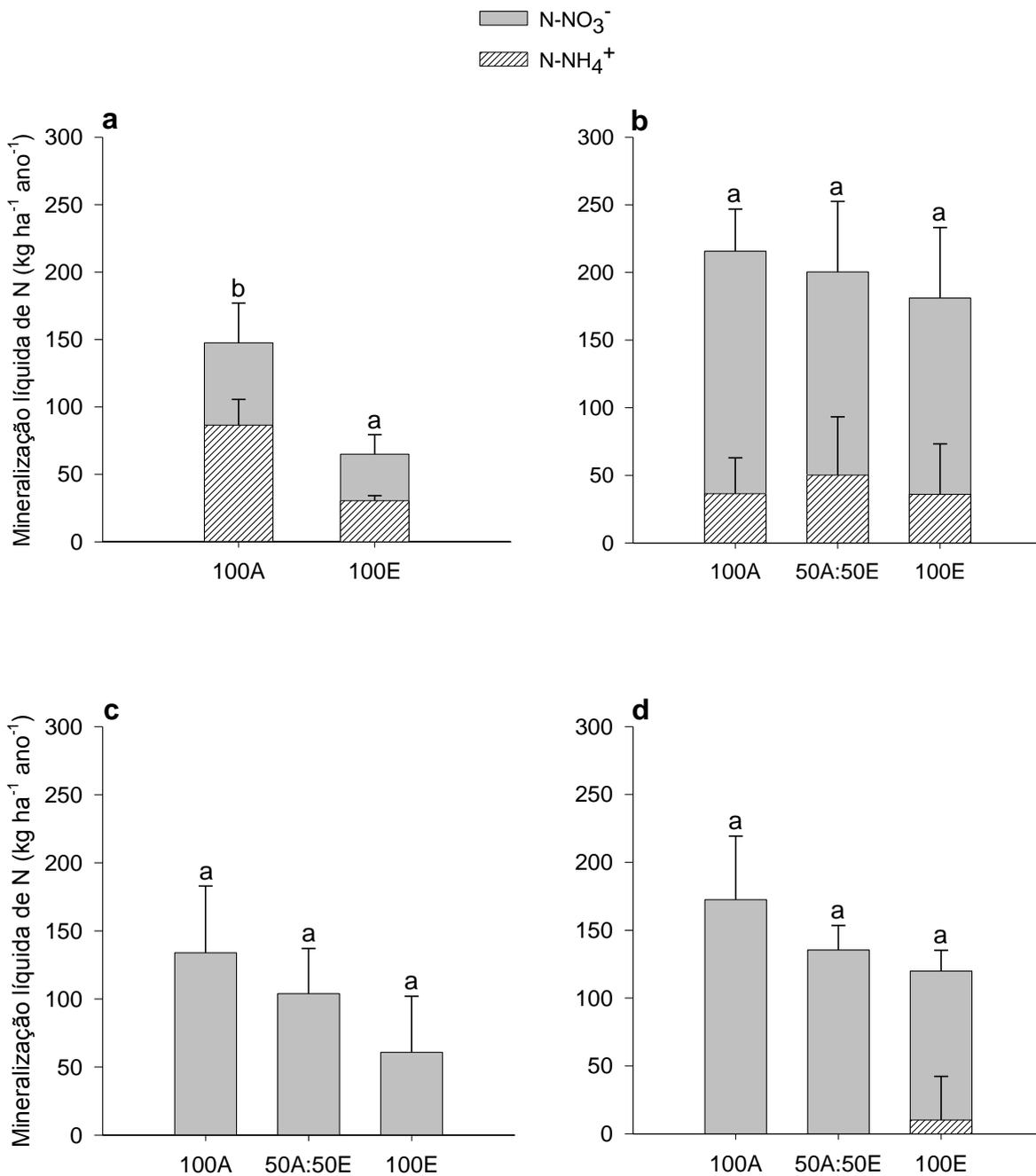


Figura 15 – Mineralização de N, no final da rotação de cultivo, em 100A e 100E nas áreas a) Município de Itatinga, b) Município de Bofete, c) Município de Luiz Antônio, d) Município de Santana do Paraíso. O erro-padrão entre os blocos foi indicado, para cada tratamento nas barras verticais com ($n = 4$). Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)

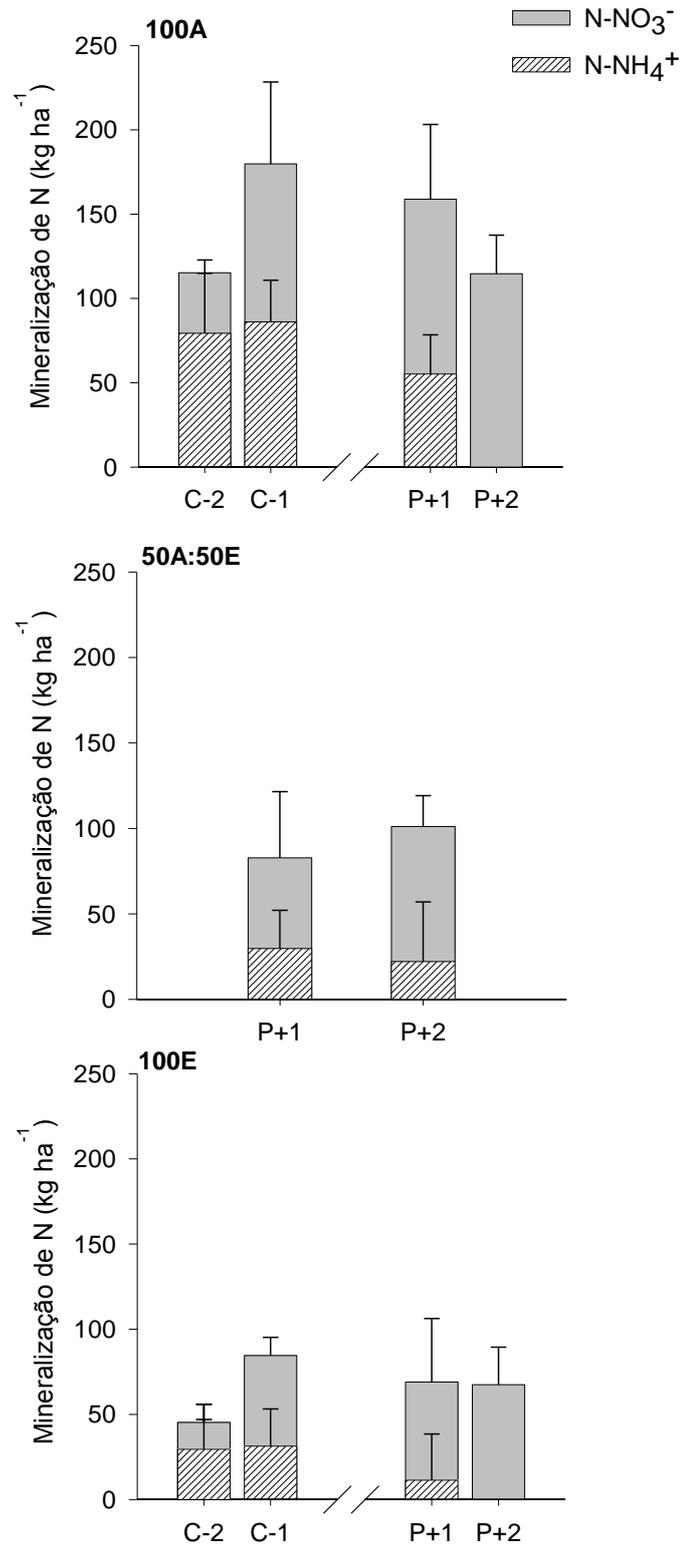


Figura 16 – Mineralização anual de N, no final da rotação de cultivo (C-2 = 2 anos antes da colheita; C-1 = 1 ano antes da colheita) e nos primeiros dois anos pós-plantio (P+1 = 1 ano de plantio; P+2 = 2 anos de plantio) em 100A e 100E. Em 50A:50E, somente mensurado nos dois anos pós-plantio. O erro-padrão entre os blocos foi indicado, para cada tratamento, nas barras verticais com ($n = 4$)

A mineralização de N apresentou correlação positiva com a deposição de N, para as duas espécies, em plantações homogêneas e consorciadas (Figura 17). O coeficiente angular da correlação entre a taxa de mineralização de N e a taxa de deposição de N foi muito maior para os povoamentos homogêneos de eucalipto ($y = - 368,2113 + 8,5875 x$; $R^2 = 0,61$ e $P = 0,21$), que para os povoamentos homogêneos de acácia ($y = - 32,0274 + 2,1812 x$; $R^2 = 0,55$ e $P = 0,25$).

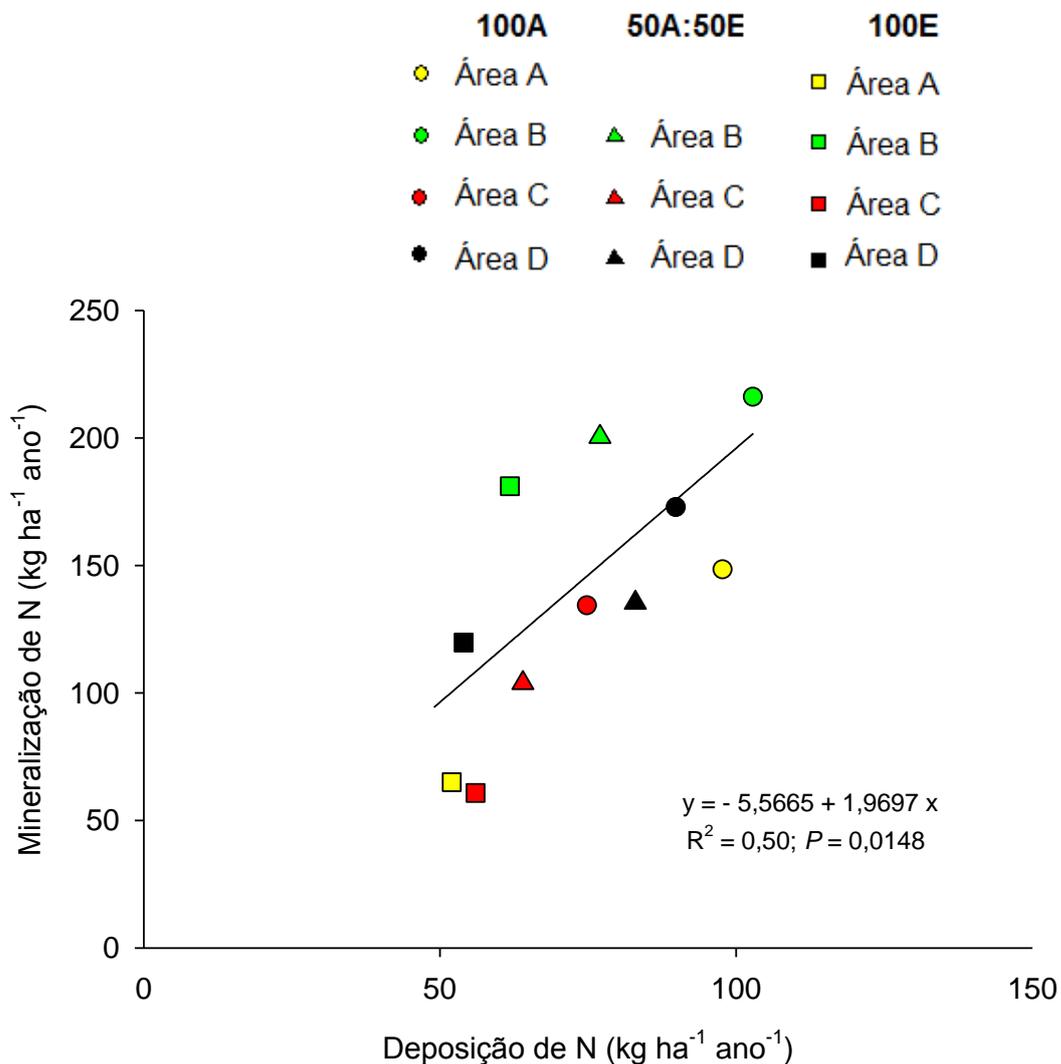


Figura 17 – Correlação entre a mineralização de N e a deposição de N em 100A, 50A:50E e 100E nas quatro áreas experimentais

4.5 Fixação simbiótica de nitrogênio

Em 100A, verificou-se maior quantidade de N na biomassa total em todas as áreas experimentais, exceto em Luiz Antônio, verificada em 50A:50E, devido à alta mortalidade das árvores de acácia (Tabela 8). As quantidades de N na

serapilheira acumulada foram maiores em 100A do que em 100E, e intermediárias em 50A: 50E. Não se observou diferença na estimativa total dos compartimentos entre os tratamentos, nas áreas de Itatinga, Luiz Antônio e Santana do Paraíso. Em Bofete, ocorreu diferença entre 100A e os demais tratamentos. Admitindo que a fixação simbiótica de N tenha causado o incremento dos estoques de N nos tratamentos com acácia, a fixação, durante a rotação de cultivo, variou entre 13 e 93 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e entre 30 e 61 kg ha⁻¹ ano⁻¹, em 100A e 50A:50E, respectivamente (Tabela 8). Diferenças foram verificadas na interação entre os tratamentos e as áreas experimentais (Tabela 6). Observou-se a maior quantidade de N total na área de Santana do Paraíso e a menor, em Luiz Antônio. O maior incremento de N no solo, em relação ao 100E, foi observado nas áreas a, b e d em 100A, exceto na área c, em 50A:50E (Tabela 9).

Tabela 8 – Estimativa da fixação simbiótica anual de N₂, baseada na quantidade de N nos compartimentos de biomassa total, na serapilheira acumulada e no solo, em 100A e 50A:50E nas áreas experimentais, por meio do método de adição. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)

Compartimento	Área a (Itatinga)			Área b (Bofete)		
	100A	50A:50E	100E	100A	50A:50E	100E
	kg ha ⁻¹					
Mortalidade no final da rotação	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N na biomassa aérea	648 b	468 a	383 a	473 b	409 b	313 a
N na biomassa subterrânea	57 ¹ b	61 ¹ b	27 ¹ a	41 ² b	53 ² c	21 ² a
N na biomassa total	705 b	529 a	410 a	514 b	462 b	334 a
N na serapilheira acumulada	192 b	118 a	104 a	230 a	151 a	141 a
N no solo 0-15 cm	1220 a	1250 a	1150 a	1488 a	1544 a	1453 a
TOTAL	2117 a	1897 a	1664 a	2232 b	2157 a	1928 a
Fixação de N ₂ (kg ha ⁻¹)	453	233	-	304	229	-
Fixação de N ₂ (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	75	39	0	58	44	0

Tabela 8 – Estimativa da fixação simbiótica anual de N₂, baseada na quantidade de N nos compartimentos de biomassa total, na serapilheira acumulada e no solo, em 100A e 50A:50E nas áreas experimentais, por meio do método de adição. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos na mesma área ($P < 0,05$)

	Área c (Luiz Antônio)			Área d (Santana do Paraíso)		
Mortalidade no final da rotação	34%*	0%	0%	54%*	0%	0%
N na biomassa aérea	307 a	350 a	345 a	517 c	509 b	264 a
N na biomassa subterrânea	27 ² a	43 ² b	24 ² a	45 ² ab	66 ² b	18 ² a
N na biomassa total	334 a	393 a	369 a	562 b	575 b	282 a
N na serapilheira acumulada	231 a	147 a	119 a	136 a	133 a	107 a
N no solo 0-15 cm	1175 a	1289 a	1181 a	2693 a	2506 a	2491 a
TOTAL	1740 a	1829 a	1669 a	3391 a	3214 a	2880 a
Fixação de N ₂ (kg ha ⁻¹)	71	160	-	511	334	-
Fixação de N ₂ (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	13	30	0	93	61	0

* mortalidade das árvores, respectivamente, aos 73 e 76 meses de idade

Tabela 9 – Balanço de nitrogênio no solo após uma rotação de cultivo de acácia, na plantação homogênea e consorciada, após sucessivas plantações de eucalipto

Balanço de nitrogênio	Área a (Itatinga)			Área b (Bofete)		
	100A	50A:50E	100E	100A	50A:50E	100E
	kg ha ⁻¹					
Fixação de N ₂	453	233	0	304	229	0
Exportação de N biomassa de lenho	198	147	201	160	168	169
Incremento de N em relação 100E	456	287	0	313	230	0
	Área c (Luiz Antônio)			Área d (Santana do Paraíso)		
Fixação de N ₂	71	160	0	511	334	0
Exportação de N biomassa de lenho	89	162	191	173	215	159
Incremento de N em relação 100E	173	189	0	497	278	0

5 DISCUSSÃO

5.1 Adaptação climática das espécies e interações ecológicas

A adaptação da acácia e do eucalipto às condições climáticas das áreas experimentais foi parcialmente responsável pelas diferenças de competição interespecífica. Após o segundo ano da plantação do consórcio, a competição das árvores de eucalipto causou forte efeito negativo sobre o crescimento das árvores de acácia. A competição das árvores de acácia sobre o crescimento do eucalipto foi menor nas áreas de Itatinga, Bofete e Luiz Antônio do que na de Santana do Paraíso.

O melhor desenvolvimento da *A. mangium* na área de Santana do Paraíso, que apresenta temperaturas mais elevadas (30°C) que as demais áreas do estudo, deveu-se à condição climática de origem da espécie. Nativa da Austrália e da Papua Nova Guiné, ela se encontra mais bem adaptada em regiões de clima quente (33°C) e com alta umidade do ar (KRISNAWATI et al., 2011). O *E. grandis* é a espécie mais adaptada às condições climáticas da região de Itatinga e Bofete, sendo altamente produtiva e nativa da Austrália (Coffs Harbor), com temperaturas de 20°C e precipitações máximas entre 1000 e 1750 mm ano⁻¹ (FAO, 1999). Já o *E. urophylla* é uma espécie adaptada às condições mais tropicais e às áreas com estação seca mais duradoura (FAO, 2001), e com excelentes características de qualidade de fibra da madeira (QUEIROZ et al., 2004).

Os processos de competição e de facilitação foram mudando com a idade das árvores e em função das características climáticas. Nos dois primeiros anos pós-plantio, a competição entre as árvores de eucalipto e de acácia foi pequena. A estratificação das copas em 50A:50E possibilitou maior captação de luz do que em 100A e 100E, contribuindo para a maior produtividade de madeira. Na área experimental c, as condições de baixa umidade do ar e de precipitações pluviométricas concentradas, em solo arenoso condicionaram um intenso estresse hídrico e a mortalidade de 34% das árvores de acácia, resultando no crescimento distorcido da espécie.

Baixa competição entre árvores foi comprovada fazendo-se simulações pelo modelo MAESTRA, durante uma rotação de cultivo na área de Itatinga. Usou-se o índice de área foliar (IAF) e a absorção de radiação fotossinteticamente ativa (ARFA), como variáveis independentes (LE MAIRE et al., 2012). O 50A:50E, apresentou maior IAF e ARFA que 100E a partir de 24 meses de idade. Porém, esse aumento não refletiu maior biomassa de lenho ao final da rotação de cultivo. Na mesma área, a evapotranspiração real acumulada (ERA) foi similar à precipitação anual durante a rotação de cultivo em 100E (NOUVELLON et al., 2011). Evidencia que a ERA dessa plantação na área de Itatinga, foi menor que a precipitação durante 1,5 a 2 anos pós-plantio, maior durante a fase de maior incremento corrente anual (ICA) e da mesma ordem de grandeza que a precipitação ao final da rotação de cultivo. A ERA maior que a precipitação durante a fase de maior ICA foi devido à absorção significativa de água das camadas entre 1,5 a 3 m (CHRISTINA et al., 2011). A produtividade foi menor em 50A:50E que em 100E, devido à baixa produtividade das acácias, como verificado em 100A, para todas as áreas experimentais. Condições climáticas mais frias e a falta de melhoramento genético da acácia podem explicar as diferenças de produção entre as árvores de eucalipto e acácias em povoamentos homogêneos. Em 50A:50E, a produtividade foi intermediária entre 100A e 100E.

A menor competição intraespecífica entre as árvores de eucalipto em 50A:50E, produziu árvores com volume individual maior, porém, não compensando a baixa produção da acácia. No Congo, Bouillet et al. (2012) verificaram que houve complementação entre acácia e eucalipto durante toda a rotação de cultivo. A drenagem profunda ocorreu anualmente em 100E, devido menor capacidade de retenção de água no solo e menor ERA, resultante do menor IAF, radiação líquida e demanda atmosférica de água (NOUVELLON et al., 2011). No Congo, a competição por água, entre árvores de acácia e eucalipto foi menor que nas áreas experimentais, ou menor pela diferença de potencial entre as duas espécies, em termos de exploração de solo (LACLAU et al., 2012) e/ou padrões sazonais de água e absorção de nutrientes. Forte complementação também foi observada em plantações consorciadas de *Acacia mearnsii* com *Eucalyptus globulus* na Austrália (FORRESTER et al., 2005) e *Facaltaria moluccana* com *Eucalyptus saligna* no Havaí

(BINKLEY et al., 2003). O N foi fator limitante da produção, com o aumento da disponibilidade de N para o eucalipto houve contribuição para o aumento da biomassa total produzida. Nas áreas experimentais, houve menor complementação, provavelmente devido à baixa fertilização de N em rotações de cultivo anteriores.

A maior deposição de serapilheira verificada em 100E foi devido a sua maior produtividade, em relação aos demais tratamentos. A menor deposição de matéria seca verificada em 100A, na área c foi em função da baixa produtividade das árvores da acácia e pela alta mortalidade. Resultado semelhante foi observado na Austrália, mas em 50A:50E de eucalipto com *Acacia mearnsii* (FORRESTER et al. 2004). A quantidade média de matéria seca em 100A nas áreas experimentais foi 42% menor em relação ao verificado às plantações com acácia na Malásia e Indonésia (HARDIYANTO; WICAKSONO, 2004; HINAGAKI et al., 2010). A quantidade de N acumulada na biomassa aérea foi maior em 100A, e maiores deposições de N via serapilheira também foram observadas neste tratamento. A taxa de deposição de N na serapilheira em 100E foi $53 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, médias próximas às observadas em outros plantios de eucalipto (BINKLEY et al., 1992; PARROTA 1999; LACLAU et al., 2010). A quantidade de N depositada via serapilheira, em média, $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em 100A foi duas vezes maior que verificado em plantação de *Acacia mearnsii*, $49 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, na Austrália (FORRESTER et al., 2005) e metade da quantidade em plantações homogêneas de *Albizia falcataria* no Havaí, $240 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (BINKLEY et al., 1992), *Leucaena leucocephala* em Porto Rico, $193 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (PARROTA, 1999) e *A. mangium* na Malásia, $216 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, (HINAGAKI et al., 2010). Comparativamente, as diferenças entre as quantidades de N depositadas via serapilheira, nas áreas experimentais em relação à Malásia, pode ser atribuída à boa adaptação ecológica e às condições climáticas mais favoráveis para a acácia na Malásia (precipitação pluviométrica anual 2572 mm e temperatura média 27,9°C).

5.2 Estoques de carbono e nitrogênio no solo

O manejo florestal centra-se, cada vez mais, em aumentar, ou manter, os níveis de matéria orgânica no solo. O C orgânico não é apenas importante para a fertilidade do solo e para a ciclagem de nutriente, mas também constitui uma das mais importantes reservas do ciclo global de C (CANADELL; RAUPACH, 2008;

DUNGAIT et al., 2012). Espécies arbóreas fixadoras de N apresentam o potencial de aumentar o conteúdo de C no solo (KAYE et al., 2000; RESH et al., 2002; GARAY et al., 2004; MITCHELL; RUESS, 2009). As quantidades de C total no solo (serapilheira e camada de 0-15 cm do solo) não foram diferentes entre os tratamentos nas áreas experimentais. Resultados similares foram verificados por Kaye et al. (2009) e também contrários aos encontrados por Kaye et al. (2000); Mao et al. (2010), que verificaram um aumento do C orgânico no solo conforme aumentou a proporção de espécies arbóreas fixadoras de N. Os maiores estoques de C e N na área de Santana do Paraíso que na área de Itatinga, deveram-se ao maior teor de argila na respectiva área, provavelmente, em função de formarem-se, mais complexos organominerais, quanto mais argilosos os solos (CHAN et al., 2011; WATTS et al., 2006). A ausência do efeito dos tratamentos sobre o estoque de C no solo, das áreas experimentais pode ser explicada, pela curta rotação de cultivo da acácia (6 anos), insuficiente para modificar a quantidade de MO no solo e pela presença da MO de eucalipto, pré-existente no solo dessas áreas há décadas.

Em áreas cultivadas anteriormente com gramíneas, os estoques de N foram maiores em plantações com as espécies arbóreas fixadoras de N do que com as não-fixadoras (RESH et al., 2002; GARAY et al., 2004; FORRESTER et al., 2005; MACEDO et al., 2008; INAGAKI et al., 2010). A maior quantidade de N, na serapilheira acumulada, em 100A do que em 100E, foi pouco significativa diante dos estoques de N na camada superficial do solo, ao final da rotação de cultivo. Estudos complementares são necessários, ao longo de sucessivas rotações de cultivo, para avaliar melhor as mudanças nos estoques de N. O impacto de espécies arbóreas fixadoras de N sobre os estoques de C e de N no solo, em plantações de eucalipto, pode ser diferente dos padrões verificados em solos florestados, em que houve alta proporção de MO produzida por gramíneas (FORRESTER et al., 2005; MACEDO et al., 2008; INAGAKI et al., 2010). Outro estudo mostrou também que, mesmo se aplicando, durante seis anos, 600 kg ha⁻¹ de N, não houve aumento do C orgânico no solo, em plantação de eucalipto (BINKLEY et al., 2004). Essa constatação, indica que mudanças no solo com plantações de espécies arbóreas fixadoras de N, se devem, a outros fatores, que não propriamente a disponibilidade de N: devem-se, antes, a aspectos ligados à biologia do solo (BINKLEY et al., 2005).

5.3 Ciclagem de nitrogênio

Os estoques de N mineral foram pouco influenciados pela sazonalidade. As transformações de N no solo são principalmente controladas pela temperatura e pela disponibilidade de água (PICCOLO et al., 1994), sendo menor a mineralização líquida de N no solo em baixa temperatura e com baixo teor de umidade (PÉREZ et al., 2004). Hobbi (1992) mostrou que as maiores taxas de mineralização também podem ocorrer quando a serapilheira acumulada contém altas concentrações de N, acelerando a decomposição. Resultados similares foram verificados em plantações homogêneas de espécies arbóreas fixadoras de N em solos tropicais (SIDDIQUE et al., 2008; VOIGTLAENDER et al., 2012), maior em 50A:50E entre *E. globulus* e *A. mearnsii* (KHANNA, 1997). As maiores taxas de mineralização líquida de N em 100A, deveram-se, provavelmente à rápida ciclagem de N da serapilheira acumulada abaixo de árvores de acácia, e não aos estoques de N no solo. O pH ácido do solo encontrado nas áreas experimentais não afetou o processo de nitrificação de N, como verificado em outros estudos (SMETHURST et al., 1990; GONÇALVES et al., 2008b). O padrão geral de maiores taxas de mineralização de N em 100A, encontradas nas áreas experimentais, não foi validado para área localizada em Bofete. Diferentes produções de N mineral foram verificadas entre as áreas de Itatinga e Bofete, distantes 20 km entre si. A produção muito elevada de N mineral na área de Bofete, provavelmente ocorreu em função da quantidade de fertilização nitrogenada aplicada durante as últimas décadas (200 kg ha⁻¹ rotação⁻¹), em relação à menor fertilização aplicada na área de Itatinga (60-100 kg ha⁻¹ rotação⁻¹). Em sítios responsivos à fertilização nitrogenada, os resíduos da colheita da rotação anterior apresentam forte impacto sobre a produtividade das plantações florestais (DU TOIT, 2008; LACLAU et al., 2010a, 2010b). Nos primeiros dois anos pós-plantio, não se verificaram diferenças na mineralização de N em Itatinga, geralmente em decorrência de um rápido aumento da disponibilidade de N, após a colheita (VITOUSEK et al., 1989; MO et al., 2003). Esse fato ocorreu devido ao aumento na temperatura do solo e, ao conseqüente, incremento da atividade microbiana no solo e da disponibilidade de C e de nutrientes, pela decomposição dos resíduos.

A deposição de N, via serapilheira, pode ser estimada de forma muito mais simples que propriamente a mineralização de N no solo. Em condições diferentes de solo, em plantações de espécies fixadoras e não-fixadoras de N, o fluxo de N retornado ao solo, com a deposição de serapilheira, funcionou como bom indicador da disponibilidade de N no solo em plantações de rápido crescimento, embora, em florestas subtropicais da China, se tenha verificado que a concentração de N na serapilheira depositada se correlacionou somente à taxa de nitrificação de N, e não à mineralização de N (YAN, et al., 2009). A quantidade de serapilheira depositada aumentou com a produtividade das plantações (FORRESTER et al., 2004, 2005) e correlacionou-se, positivamente, à mineralização anual de N (YAN et al., 2009). Os resultados do estudo mostraram que a relação entre espécies foi diferente. Em condições de alta disponibilidade de N, como a verificada em Bofete, o retorno de N foi $62 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 100E, enquanto, em 100A foi $103 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Poucos estudos têm estimado a fixação de N por AFN pela diferença do estoque total de N. O método de abundância natural de N não tem sido recomendado para determinar a fixação biológica de N por AFN, devido a várias limitações do método (BODDEY et al., 2000, BOUILLET et al., 2008). A entrada de N, via fixação biológica ($43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), não ocasionou complementação suficiente em 50A:50E para aumentar a produtividade dos povoamentos, em relação ao 100E, provavelmente, devido a outros fatores limitantes, como o déficit hídrico. O resultado foi 15% menor do que o encontrado em 50A:50E, na Austrália (FORRESTER et al., 2005). Bouillet et al. (2010) verificaram a facilitação interespecífica durante os primeiros 30 meses anos pós-plantio em Itatinga, em 50A:100E. A taxa estimada da fixação de N_2 durante esse período, foi 31 kg ha^{-1} de N. O mesmo autor observou que, em solos pobres do Congo, sob boas condições de crescimento da acácia, 90% do teor de N nas árvores se deveu à fixação de N_2 em 50A:100E, 340 kg ha^{-1} de N nos primeiros 34 meses pós-plantio. Por meio do balanço simplificado estabelecido, considerando-se que as deposições atmosféricas de N foram semelhantes em todos os tratamentos e as perdas de N por drenagem profunda desprezíveis, ocorreu o enriquecimento do solo após uma rotação de cultivo de 50A:50E e 100A, após várias rotação de eucalipto. O estoque de N no solo aumentou consideravelmente em comparação com às fertilizações de N, aplicadas pelas empresas florestais, de aproximadamente $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rotação}^{-1}$. No final da rotação de cultivo, os fluxos de N em 100A foram maiores que em 100E (Tabela 11) e intermediários em 50A:50E.

Evidenciou-se, assim, que outros fatores podem ter sido responsáveis pela menor produtividade em 50A:50E em comparação com 100E, tais como diferenças de competição por outro recurso, por exemplo, por água.

Tabela 10 – Principais fluxos de N, no final da rotação de cultivo, nas quatro áreas experimentais

Atributo	Tratamento		
	100A	50A:50E	100E
N na biomassa aérea (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	50-108	59-79	42-64
N na deposição de serapilheira (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	75-103	63-77	46-68
Mineralização de N (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	134-216	92-200	61-181
N na serapilheira acumulada (kg ha ⁻¹)	136-231	117-151	103-140
N no solo (kg ha ⁻¹)	1174-2693	1246-2506	1150-2491
Fixação de N ₂ (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	13-93	30-61	0

5.4 Implicações práticas no manejo florestal

Como demonstrado, a quantidade de N na deposição de serapilheira, ao final da rotação de cultivo, funciona como indicador da produção de N no solo em plantações de rápido crescimento. Em área com forte déficit hídrico, o aumento da interceptação de luz, em plantações consorciadas de árvores de eucalipto com acácia não aumenta a produção de biomassa no final da rotação.

A maneira mais simples de implementar as plantações consorciadas em larga escala, poderia ser intercalar-se uma rotação de cultivo com plantação homogênea de espécies arbóreas fixadoras de N (AFN), em cada rotação de plantações com eucalipto. O número de rotações de eucalipto entre rotações com AFN dependeria do efeito permanente dessas espécies sobre as propriedades do solo, podendo ser afetadas pelas características bioquímicas dos resíduos, ou pelo método de preparo do solo (CORBEELS et al., 2003).

O estudo demonstrou que o plantio de árvores de *A. mangium* em um Latossolo, cultivado há várias décadas com plantações comerciais de eucalipto, é susceptível de aumentar a disponibilidade de N no solo em 6 anos. Embora não se tenha observado o aumento no conteúdo do C, nas camadas superiores do solo, as quantidades de N nos horizontes orgânicos aumentou 44%, ao final da rotação de cultivo da acácia, enquanto, a produção líquida de N mineral foi duas vezes maior, se comparado à do eucalipto. As maiores quantidade de N, disponibilizadas na

superfície do solo, por meio da serapilheira, acumulada nos horizontes orgânicos, provavelmente acarretará uma rápida liberação do N mineral após o corte raso, em climas tropicais úmidos (O'CONNELL et al., 2004). No entanto o período entre rotações é curto em plantações comerciais de eucalipto, em geral de dois a três meses, ocorrendo a principal demanda de N pelas árvores durante o crescimento inicial. Estabelece-se o ciclo biológico principalmente a partir do fechamento das copas nas plantações de eucalipto, sendo a maioria dos nutrientes, absorvidos anteriormente, reciclada no próprio ecossistema (LACLAU et al., 2010). Os eucaliptos respondem às aplicações de fertilizantes nitrogenados, principalmente no primeiro ano pós-plantio (BOUILLET et al., 2008; GONÇALVES et al., 2008b; DU TOIT et al., 2010). Já o rápido desenvolvimento das raízes finas, nas camadas mais profundas do solo, evita perdas por drenagem profunda (LACLAU et al., 2010; CHRISTINA et al., 2011).

Outras opções de manejo podem ser implementadas em larga escala, aproveitando os processos de facilitação entre as espécies, como a substituição da proporção de árvores de eucalipto por AFN, ou por meio da introdução de um sub-bosque de AFN em plantações comerciais de eucalipto. Contudo o sucesso dessas plantações consorciadas depende, amplamente, das espécies selecionadas (FORRESTER et al., 2006). As informações na literatura sobre a influência de espécies AFN sobre os processos ecológicos, com plantações de rápido crescimento, estabelecidas em solos altamente intemperizados, são escassas (BINKLEY et al., 2003; HUNT et al., 2006; RICHARDS et al., 2010). Novas pesquisas fazem-se, necessárias sobre esse assunto, de grande interesse, para que se intensifiquem, ecologicamente, as plantações florestais tropicais, produzindo rendimentos sustentáveis, sem aumentar a necessidade da fertilização nitrogenada. Nesse contexto, espera-se que o aumento da produção de biomassa em plantações consorciadas de árvores de eucalipto com acácia, tenha maior importância em regiões com alta precipitação pluviométrica e/ou em regiões com intensa deficiência de N.

6 CONCLUSÕES

- O balanço entre os processos de competição e de facilitação mudou com a idade, com menor competição entre as árvores de eucalipto e as de acácia durante os primeiros anos pós-plantio. No entanto, ao final da rotação de cultivo, a produção de biomassa aérea em 50A:50E foi menor que em 100E, provavelmente devido ao déficit hídrico;
- No final da rotação de cultivo, os estoques de C e de N não são diferentes entre os tratamentos;
- Em áreas cultivadas há décadas com plantações de eucalipto, a produção do N mineral no solo apresentou uma tendência maior em 100A do que em 100E, após uma rotação de cultivo com árvores de acácia;
- Ao final da rotação de cultivo, o fluxo de N retornado ao solo via deposição de serapilheira, funciona como bom indicador da disponibilidade de N no solo;
- As plantações de acácia aumentam a quantidade e os principais fluxos de N nos diferentes compartimentos do ecossistema.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS.

Anual estatístico da ABRAF 2010 ano base 2009. Brasília. 140 p.

<<http://www.abraflor.org.br/estatisticas/ABRAF10-BR/controle.html>>. Acesso em: 13 mar. 2011.

ATIPANUNPAI, L. *Acacia mangium*: studies on the genetic variation in ecological and physiological characteristics of a fast-growing plantation tree species. **Acta Forestalia Fennica**, Helsinki, v. 206, p.1-92, 1989.

BARTZ, H.R. Dinâmica dos nutrientes e adubação em sistemas de produção sob plantio direto. In: FRIES, M.R. (Ed.). **Plantio direto em solos arenosos: alternativas para a sustentabilidade agropecuária.** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; Ed.Pallotti, 1998. p. 52-81.

BAUHUS, J.; KHANNA, P.K.; MENDEN, N. Aboveground and belowground interactions in mixed plantations of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 30, p. 1886–1894, 2000.

BAUHUS, J.; VAN DER MEER, P.J.; KANNINEN, M. **Ecosystem goods and services from plantation forests.** London: Earthscan, 2010. 240 p.

BINKLEY, D. How nitrogen-fixing trees change soil carbon. In: BINKLEY, D.; MENYAILO, O. **Tree species effects on soils: implications for global change.** Dordrecht: Kluwer Academic, 2005. p. 155-164. (NATO Science Series).

BINKLEY, D.; GIARDINA, C. Nitrogen fixation in tropical forest plantations. In: NAMBIAR, E.K.S.; BROWN, A.G. (Ed.). **Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests.** Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 1997. p. 297-337.

BINKLEY, D.; GIARDINA, C.; BASHKIN; M.A. Soil phosphorus pools and supply under the influence of *Eucalyptus saligna* and nitrogen-fixing *Albizia facaltaria*. **Forest Ecology and 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**, Lawrence, v. 38, p. 393–408, 1992.

BINKLEY, D.; KAYE, J.; BARRY, M.; RYAN, M.G. First rotation changes in soil carbon and nitrogen in a *Eucalyptus* plantation in Hawaii. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, p. 1713-1719, 2004.

BINKLEY, D.; SENOCK, R.; BIRD, S.; COLE, T.G. Twenty years of stand development in pure and mixed stands of *Eucalyptus saligna* and nitrogen-fixing *Falcataria moluccana*. **Ecology and Management**, Amsterdam, v. 182, p. 93–102, 2003.

BODDEY, R.M.; PEOPLES, M.B.; PALMER, B.; DART., P.J. Use of the ^{15}N natural abundance technique to quantify biological nitrogen fixation by woody perennials. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 57, p. 235-270, 2000.

BOTKIN, D.B, KELLER, E.A. **Environmental Science: Earth as a living planet**. 5. ed. Hoboken: John Willey e Sons, 2005. 664 p.

BOUILLET, J.P.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; MOREIRA, M.Z.; TRIVELIN, P.C.O.; JOURDAN, C.; SILVA, E.V.; PICCOLO, M.C.; TSAI, S.M.; GALIANA, A. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil — 2: nitrogen accumulation in the stands and biological N_2 fixation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3918–3930, 2008.

BOUILLET, J.P.; LEVILLAIN, J.; DELEPORTE, P.; GONÇALVES, J.L.M.; NOUVELLON, Y.; GAVA, J.L.; SILVA, C.R.; LEITE, F.P.; MOREIRA, M.Z.; THONGO, A.; GALIANA, A.; TRIVELIN, P.; JOURDAN, C.; LACLAU, J.P. Ecological intensification of the silviculture in *Eucalyptus* plantations in Brazil and Congo through *Acacia mangium* association. In: ESA CONGRESS, 11., 2010, Montpellier. **Proceedings...** Montpellier: Agropolis International, 2010. p.1-13.

BOYDEN, S.; BINKLEY, D.; SENOCK, R. Competition and facilitation between *Eucalyptus* and nitrogen-fixing *Falcataria* in relation to soil fertility. **Ecology**, Tempe, v. 86, p. 992–1001, 2005.

BREMNER, J.M. Total nitrogen; inorganic forms of nitrogen. In: BLACK, C.A.; EVANS, D.D.; WHITE, J.L.; ENSMINGER, L.E.; CLARCK, F.E. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. pt. 2, p. 1149-1255. (Agronomy, 9).

BRUNET, D.; BARTHÉS, B.G.; CHOTTE, J.; FELLER, C. Determination of carbon and nitrogen contents in Alfisols, Oxisols and Ultisols from Africa and Brazil using NIRS analysis: effects of sample grinding and set heterogeneity. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 106–117, 2007.

BRUIJNZEEL, L.A. Nutrient Input-Output Budgets of Tropical Forest Ecosystems: A Review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 7 number 1 p.1-24, 1991.

CAMARGO, F.A.O.; SILVA, L.S.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J. Nitrogênio orgânico no solo. In: SANTO, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 87-89.

CANADELL, J.G.; RAUPACH, M.R. Managing forests for climate change mitigation. **Science**, Washington, v. 320, p. 1456-1457, 2008.

CARVALHO, M.M.; XAVIER, D.F.; ALVIM, M.J. **Características de algumas leguminosas arbóreas adequadas para associação com pastagens**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, Circular Técnica, 64. 2001. 24 p.

CHAN, K.Y.; BOWMN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxid paleustalf under different pasture leys. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 1231-1239, 2001.

CHRISTINA, M.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; JOURDAN, C.; NOUVELLON, Y.; BOUILLET, J.P. Almost symmetrical vertical growth rates above- and belowground in one of the most productive world forests. **Ecosphere**, Ithaca, v. 2, p. 1-10, 2011.

CORBEELS, M.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; MENDHAM, D.S.; RANCE, S.J. Nitrogen release from eucalypt leaves and legume residues as influenced by their biochemical quality and degree of contact with soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 250, p. 15–28, 2003.

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 harvester residue and nitrogen management practices: a modeling analysis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 217, p.1-18, 2005.

DEENIK, J. Nitrogen mineralization potential in important agricultural soils of Hawai'i. **Soils and Crop Management**, Honolulu, v. 15, p. 1-5, 2006.

DUNGAIT, J.A.J.; HOPKINS, D.W.; GREGORY, A.S.; WHITMORE, A.P. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. **Global Change Biology**, Oxford, v. 18, p. 1781-1796, 2012.

DU TOIT, B. Effects of site management on growth, biomass partitioning and light use efficiency in a young stand of *Eucalyptus grandis* in South Africa. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 2324-2336, 2008.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1979. 212 p.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solo**. Brasília, 1999. 412 p.

EVANS, J.; TURNBULL, J.W. **Plantation forestry in the tropics, the role, silviculture and use of planted forests for industrial, social, environmental and agroforestry purposes**. 3rd ed. New York: Oxford University Press, 2004. 467 p.

FAO. **Mixed and pure forest plantations in the tropics and subtropics**. Rome, 1992. 152 p. (FAO Paper, 103).

_____. **Eucalypts for planting**. Rome, 1999. 677 p. (FAO Series, 11).

_____. **Global forest resources assessment**. Rome, 2010. 378 p.

FIRN, J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. Woody species diversity influences productivity and soil nutrient availability in tropical plantations. **Oecologia**, Berlin, v. 154, p. 521–533, 2007.

FISHER, R.F.; BINKLEY, D. **Ecology and management of forest soils**. New York: Wiley, 2000. 489 p.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; COWIE, A.L. Nutrient cycling in a mixed-species plantation of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 35, p. 2942–2950, 2005.

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

FORRESTER, D.I.; VANCLAY, J.K.; FORRESTER, R.I. The balance between facilitation and competition in mixtures of *Eucalyptus* and *Acacia* changes as stands develop. **Oecologia**, Berlin, v. 166, p. 265-272, 2011.

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

FORRESTER, D.I.; THEIVEYANATHAN, J.J.; COLLOPY, J.J.; MARCAR, N.E. Enhanced water use efficiency in a mixed *Eucalyptus* and *Acacia mearnsii* plantation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1761-1770, 2010.

FORRESTER, D.I.; SCHORTEMAYER, M.; STOCK, W.D.; BAUHUS, J.; KHANNA, P.K.; COWIE, A.L. Assessing nitrogen fixation in mixed- and single-species plantations of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Tree Physiology**, Oxford, v. 27, p. 1319–1328, 2007.

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

GONÇALVES, J.L.M.; WICHERT, M.C.P.; GAVA, J.L.; SERRANO, M.I.P. Soil fertility and growth of *Eucalyptus grandis* in Brazil under different residue management practices. In: NAMBIAR, E.K. (Ed.) **Site management and productivity in tropical plantation forests**. Bogor: CIFOR, 2008b. p. 51-62.

HARDIYANTO, E.B.; WICAKSONO, A. Inter-rotation site management, stand growth and soil properties in *Acacia mangium* plantations in South Sumatra, Indonesia. In: NAMBIAR, E.K. (Ed.) **Site management and productivity in tropical plantation forests**: Bogor: CIFOR, 2008. p. 107–122.

HOBBIE, S.E. Effects of plant species on nutrient cycling. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 7, p. 336–339, 1992.

- HUNT, M.A.; BATTAGLIA, M.; DAVIDSON, N.J.; UNWIN, G.L. Competition between plantation *Eucalyptus nitens* and *Acacia dealbata* weeds in northeastern Tasmania. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 233, p. 260–274, 2006.
- IGLESIAS-TRABADO, G.; WILSTERMANN, D. ***Eucalyptus universalis***. Global cultivated eucalypt forests map 2008. Version 1.0.1. Disponível em: <http://www.git-forestry.com/downloads/GIT_Forestry_Global_Eucalyptus_Map_2009_Brochure_EN_G.pdf. 2008>. Acesso em: 10 mar. 2011.
- INAGAKI, M.; KAMO, K.; TITIN, J.; JAMALUNG, L.; LAPONGAN, J.; MIURA, S. Nutrient dynamics through fine litter-fall in three plantations in Sabah, Malaysia, in relation to nutrient supply to surface. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 88, p. 381–395, 2010.
- 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.
- JACKSON, A.R.W.; JACKSON, J.M. **Environmental Science. The natural environment and human impact**. 1. ed. Harlow: Longman, 1996. 370p.
- KAYE, J.P.; RESH, S.C.; KAYE, M.W.; CHIMNER, R.A. Nutrient and carbon dynamics in a replacement series of *Eucalyptus* and *Albizia* trees. **Ecology**, Tempe, v. 81, p. 3267– 3273, 2000.
- KELTY, M.J. Comparative productivity of monocultures and mixed-species stands. In: KELTY, M.J.; LARSON, B.C.; OLIVER, C.D. (Ed.). **The ecology and silviculture of mixed-species forests**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1992. p. 125-141.
- _____. The role of species mixtures in plantation forestry. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 233, p. 195-204, 2006.
- KELTY, M.J.; CAMERON, I.R. Plot designs for the analysis of species interactions in mixed stands. **Commonwealth Forestry Review**, Oxford, v. 74, p. 322-332, 1995.
- KEONG, T.C. *Acacia mangium* Willd: uma espécie para plantação em campos de *Imperata cylindrica* (L) Beauv. em Sabah. **Silvicultura**, São Paulo, v.8, p. 321-326, 1983.
- KHANNA, P.K. Comparison of growth and nutrition of young monocultures and mixed stands of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 94, p. 105-113, 1997.
- KRISNAWATI, H.; KALLIO, M.; KANNINEN, M. ***Acacia mangium* Wild: ecology, silviculture and productivity**. Bogor: Cifor, 2011. 26 p.
- 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. 3: Input–output budgets and consequences

for the sustainability of the plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 210, p.375–391, 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. 1. Biomass allocation and net primary production. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3905–3917, 2008.

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

LACLAU, J.P.; LEVILLAIN, J.; DELEPORTE, P.; NZILA, J.D.; BOUILLET, J.P.; SAINT-ANDRÉ, L.; VERSINI, A.; MARESCHAL, L.; NOUVELLON, Y.; THONGO, M'BOU A.; RANGER, J. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in *Eucalyptus* plantations established on a sand tropical soil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 260, p. 2148-2159, 2010b.

LACLAU, J.P.; NOUVELLON, Y.; REINE, C.; GONÇALVES, J.L.M.; KRUSCHE, A.V.; JOURDAN, C.; LE MAIRE, G.; BOUILLET, J.P. Mixing *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* trees leads to transgressive fine root over-yielding and partial exclusion of the weakest competitor from resource-rich soil layers. **Oecologia**, Berlin, 2012. In press.

LARA, L.B.L.S., ARTAXOB, P., MARTINELLIA, L.A., VICTORIA, R.L., CAMARGO P.B., KRUSCHE, A., AYERSC, G.P., FERRAZ, E.S.B., BALLESTER, M.V. 2001. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v.35 p.4937–4945, 2001.

LE MAIRE, G.; NOUVELLON, Y.; CHRISTINA, M.; PONZONI, F.J.; GONÇALVES, J.L.M.; BOUILLET, J.P.; LACLAU, J.P. Tree and stand light use efficiencies over a full rotation of single- and mixed-species *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, 2012. In press.

LOGAN, A.F. Australian acacias for pulpwood. In: TURNBULL, J.W. **Australian Acacias in developing countries**. Canberra, AU: ACIAR, 1986. p.89-93.

MacDicken, G.K. Selection and management of nitrogen fixing trees. Winrock International. Bangkok: FAO. 1994.

MACEDO, M.O.; RESENDE, A.S.; GARCIA, P.C. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 1516–1524, 2008.

MALAVOLTA, E.; VITTI, E.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional**

das plantas (princípios e aplicações). 2. ed. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997. 319 p.

MARK, H.L.; TUNNELL, D. Qualitative near-infrared reflectance analysis. **Analytical Chemistry**, Washington, v. 58, p. 379–384, 1985.

MAO, R.; ZENG, D-H.; AI, G-Y.; YANG, D.; LI, L-J.; LIU, Y-X. Soil microbiological and chemical effects of a nitrogen-fixing shrub in poplar plantations in semi-arid region of Northeast China. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 46, p. 325-329, 2010.

MIRANDA, E.M.; VALENTIN, J.F. Desempenho de doze espécies arbóreas nativas e introduzidas com potencial de uso múltiplo no Estado do Acre. **Acta Amazonica**, Manaus, v.30, p.471-480, 2000.

MITCHELL, J.S.; RUESS, R.W. N₂-fixing alder (*Alnus viridis* spp. fruticosa) effects on soil properties across a secondary successional chronosequence in interior Alaska. **Bio-Geochemistry**, Ann Arbor, v. 95, p. 215–229, 2009.

MO, J.; BROWN, S.; PENG, S.; KONG, G. Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 175, p. 573–583, 2003.

MORRA, M.J.; HALL, M.H.; FREEBORN, L.L. Carbon and nitrogen analysis of soil fractions using near-infrared reflectance spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, p. 288–291, 1991.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Mangium and other fast-growing Acacias for the humid tropics**. Washington, DC: National Academy Press, 1983. 57 p.

NICHOLSON, D.I. Relatório sobre a ocorrência natural e a situação da *Acacia mangium* Willd., na Austrália. **Silvicultura**, São Paulo, v.8, p.355-358, 1983.

NOUVELLON, Y.; LACLAU, J.P.; EPRON, D.; LE MAIRE, G.; BONNEFOND, J.M.; GONÇALVES, J.L.M.; BOUILLET, J.P. Carbon allocations throughout the development of monospecific and mixed-species plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in Brazil. **Tree Physiology**, Oxford, 2012. In press.

NOUVELLON, Y.; STAPE, J.L.; LE MAIRE, G.; EPRON, D.; GONÇALVES, J.L.M.; BONNEFOND, J.M.; CAMPOE, O.; LOOS, R.; BOUILLET, J.P.; LACLAU, J.P. Factors controlling carbon and water balances on fast growing *Eucalyptus* plantations. In: IUFRO CONFERENCE ON IMPROVEMENT AND CULTURE OF *Eucalyptus*, 2011, Porto Seguro. **Proceedings...** Piracicaba: ESALQ, 2011. p. 43-46.

O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; MENDHAM, D.S.; RANCE, S.J. Impact of harvest residue management on soil nitrogen dynamics in *Eucalyptus globulus* plantations in south Western Australia. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 36, p.39–48, 2004.

O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S.; NAMBIAR, E.K.S.; COSSALTER, C.; TIARKS, A. Eucalypt plantations in south-western Australia. Site management and productivity in

tropical plantation forests. In: WORKSHOP PROCEEDINGS, Pietermaritzburg, 1999. p. 53-59.

OWEN, J.S.; KING, H.B.; WANG, M.K.; SUN, H.L. Net nitrogen mineralization and nitrification rates in forest soil in northeastern Taiwan. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 56, p. 177–185, 2010.

PAQUETTE, A.; MESSIER, C. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 20, p. 170–180, 2011.

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

PAUL, K.I.; POLGLASE, P.J.; NYAKUENGAMA, J.G.; KHANNA, P.K. Change in soil carbon following afforestation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 168, p. 241-257, 2002.

PÉREZ, C.A.; CARMONA, M.R.; ARAVENA, J.C.; ARMESTO, J.J. Successional changes in soil nitrogen availability, non-symbiotic nitrogen fixation and carbon/nitrogen ratios in southern Chilean forest ecosystems. **Oecologia**, Berlin, v. 140, p. 617–625, 2004.

PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; CERRI, C.C. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. **Plant and Soil**, The Hague, v. 162, p. 61–70, 1994.

QUEIROZ, S.C.B.; GOMIDE, J.L.; COLODETTE, J.L.; OLIVEIRA, R.C. Influência da densidade básica da madeira na qualidade da polpa Kraft de clones híbridos de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden x *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, p. 901-909, 2004.

RAISON, R.J.; CONNELL, M.J.; KHANNA, P.K. Methodology for studying fluxes of soil mineral N *in situ*. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 521–530, 1987.

RANGER, J.; TURPAULT, M. Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 122, p. 139 – 154, 1999.

RESH, S.C.; BINKLEY, D.; PARROTTA, J.A. Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with *Eucalyptus* species. **Ecosystems**, New York, v. 5, p. 217–231, 2002.

RICHARDS, A.E.; FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; SCHERER-LORENZEN, M. The influence of mixed tree plantations on the nutrition of individual species: a review. **Tree Physiology**, Oxford, v. 30, p. 1992-1208, 2010.

RUZICKA, J.; HANSEN, E.H. Flow injection analysis. Part I. The concept of a new, simple, ultrafast continuous flow analyzer. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 78, p. 145–157, 1975.

SILVA, F.P.; BORGES, R.C.G.; PIRES, I.E. Avaliação de procedências de *Acacia mangium* Willd., aos 63 meses de idade, no Vale do Rio Doce-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.20, p. 299-308, 1996.

SILVA, S.J.R. A produção de mel em plantios de *Acacia mangium* Willd. In: TONINI, H.; HALFELD-VIEIRA, B.A.; SILVA, S.J.R. (Ed.). **Acacia mangium: características e seu cultivo em Roraima**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Boa Vista: Embrapa Roraima, 2010. p. 133-145.

SCHLESINGER, W.H., ANDREWS, J.A. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry** v. 48 p. 7–20, 2000.

SHENK, J.S.; WESTERHAUS, M.O. Population definition, sample selection and calibration procedures for near infrared reflectance spectroscopy. **Crop Science**, Madison, v. 31, p. 469–474, 1991a.

_____. Population structuring of near infrared spectra and modified partial least square regression. **Crop Science**, Madison, v. 31, p. 1548–1555, 1991b.

SICARD, C.; SAINT-ANDRÉ, L.; GELHAYE, D.; RANGER, J. Effect of initial fertilisation on biomass and nutrient content of Norway spruce and Douglas-Fir plantations at the same site. **Trees**, Berlin, v. 20, p. 229-246, 2006.

SIDDIQUE, I.; ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A.; LAMB, D.; NARDOTO, G.B.; OMETTO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; SCHIMDT, S. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 88, p. 89–101, 2008.

SIERRA, J. Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 29, p. 1557-1563, 1997.

SILVA, E.V.; GONÇALVES, J.L.M.; COELHO, S.R.F.; MOREIRA, R.M.; MELLO, S.L.M.; BOUILLET, J.P.; JOURDAN, C.; LACLAU, J.P. Dynamics of fine root distribution after establishment of monospecific and mixed-species plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium*. **Plant and Soil**, The Hague, v. 325, p. 305-318, 2009.

SILVESTER, W.B. Analysis of nitrogen fixation. In: GORDON, J.C.C.; WHEELER, C.T. **Biological nitrogen fixation in forest ecosystems: foundations and applications**. New York: Springer-Verlag, 1983. 352 p.

TREBS, I.; LARA, L. L.; ZERI, L. M. M.; GATTI, L. V.; ARTAXO, P.; DLUGI, R.; SLANINA, J.; ANDREAE, M. O.; MEIXNER, F. X. Dry and wet deposition of inorganic nitrogen compounds to a tropical pasture site (Rondônia, Brazil). **Atmospheric Chemistry and Physics**, v.5, p. 3131- 3189, 2005.

- THORNTON, C.W.; MATTER, J.R. **The water balance**. Centerton, 1955. 105 p. (Publications in Climatology, 8).
- TONINI, H.; HALFELD-VIEIRA, B.A. Introdução. In: TONINI, H.; HALFELD-VIEIRA, B.A.; SILVA, S.J.R. (Ed.). **Acacia mangium: características e seu cultivo em Roraima**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Boa Vista: Embrapa Roraima, 2010. p. 13-16.
- _____. Descrição morfológica, habitat e ecologia. In: TONINI, H.; HALFELD-VIEIRA, B.A.; SILVA, S.J.R. (Ed.). **Acacia mangium: características e seu cultivo em Roraima**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Boa Vista: Embrapa Roraima, 2010. p. 17-21.
- UDARBE; M.P.; HEPBURN, A. Development of *Acacia mangium* as a plantation species in Sabah. In: TURNBULL, J.W. **Australian Acacias in developing countries**. Canberra, AU: ACIAR, 1986. p.157-159.
- VADEZ, V.; LIM, G.; DURAND, P.; DIEM, H.G. Comparative growth and symbiotic performance of *Acacia mangium* provenances from Papua New Guinea in response to the supply of phosphorus at various concentrations. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.19, p. 60-64, 1995.
- VANDERMEER, J. **The ecology of intercropping**. New York: Cambridge University Press, 1989. 248 p.
- VITOUSEK, P.M.; MATSON, P.A.; VAN CLEVE, K. Nitrogen availability and nitrification during succession: primary, secondary, and old-field seres. **Plant and Soil**, The Hague, v. 15, p. 229–239, 1989.
- VOIGTLAENDER, M.; LACLAU, J.P.; GONÇALVES, J.L.M.; PICCOLO, M.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 and Soil**, The Hague, v. 352, p. 99-111, 2012.
- WANG, F.; LI, Z.; XIA, H.; ZOU, B.; LI, N.; LIU, J.; ZHU, W. Effects of nitrogen-fixing and non-nitrogen-fixing tree species on soil properties and nitrogen transformation during forest restoration in southern China. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 56, p. 297–306, 2010.
- YAMASHITA, O.S.; HARDJONO, A. Soil changes induced by *Acacia mangium* plantation establishment: comparison with secondary forest and Imperata cylindrical grassland soils in South Sumatra, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 254, p. 362–370, 2008.
- YAN, E.R.; WANG, X-H.; GUO, M.; ZHONG, O.; ZHOU, W.; LI, Y.F. Temporal patterns of net soil N mineralization and nitrification through secondary succession in the subtropical forests of eastern China. **Plant and Soil**, The Hague, v. 320, p. 181–194, 2009.

YANTASATH, K. Field trials of fast growing, nitrogen fixing trees in Thailand. In: TURNBULL, J.W. **Australian *Acacias* in developing countries**. Canberra, AU: ACIAR, 1986. p.176-179.