

EULENE FRANCISCO DA SILVA

**FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA E DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DA  
COLHEITA DE EUCALIPTO EM SOLOS DE TABULEIROS COSTEIROS DA  
BAHIA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2008

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

S586p  
2008

Silva, Eulene Francisco da, 1978-

Frações da matéria orgânica e decomposição de  
resíduos da colheita de eucalipto em solos de tabuleiros  
costeiros da Bahia. / Eulene Francisco da Silva.

– Viçosa, MG, 2008.

xiii, 110f.: il. ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Ivo Ribeiro da Silva.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Humus. 2. Solos - Teor de lignina. 3. Solos florestais  
- Bahia. 4. Serapilheira. 5. Eucalipto. I. Universidade  
Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 631.417

EULENE FRANCISCO DA SILVA

**FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA E DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS  
DA COLHEITA DE EUCALIPTO EM SOLOS DE TABULEIROS COSTEIROS  
DA BAHIA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

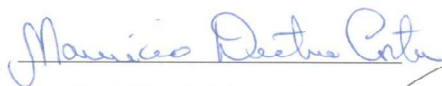
APROVADA: 11 de abril 2008.



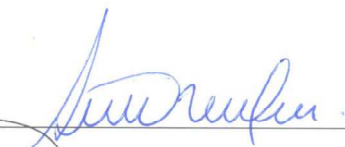
Prof. Roberto Ferreira de Novais  
(Co-Orientador)



Prof. Nairam Félix de Barros  
(Co-Orientador)



Prof. Maurício Dutra Costa



Pesq. Sérgio Ricardo Silva



Prof. Ivo Ribeiro da Silva  
(Orientador)

À Deus soberano, onipotente, onisciente e onipresente, por ter me concedido o dom da vida, e pela certeza de que o Senhor é comigo e aquilo que determinei Ele me ajudou a concretizar.

Ao Antônio Francisco, meu pai *in memoriam*, que considerava a educação como a maior herança de um filho, mas só teve tempo de me alfabetizar e de despertar em mim o gosto constante de aprender.

À Elzira da Silva Francisco, minha mãe, mulher ímpar, guerreira e batalhadora, que desde cedo, ensinou-me a lutar pelos meus sonhos e a priorizar os meus estudos. Sempre me deu asas e liberdade para voar e continuar explorando o mundo do trabalho e do conhecimento.

À Ana Ercília da Silva e ao Marco Antônio, minha avó e meu irmão, pela paciência e dedicação.

Com amor dedico.

“Não temas, porque eu sou contigo; não te assombres, porque eu sou teu Deus; eu te fortaleço, e te ajudo, e te sustento com a destra da minha justiça” (Isaías 41:10)

## AGRADECIMENTOS

Toda obra, por mais solitária que pareça, envolve uma rede de relações. É sempre resultado das contribuições de muitas pessoas e organizações, por isso agradeço:

À minha mãe Elzira e Tia Idalina pelo amor, confiança e forças nos momentos difíceis.

Às minhas primas-irmãs Ana Maria e Nilbe Carla, pela dedicação, paciência, amor e convívio.

Ao professor Ivo Ribeiro da Silva, pela orientação segura, incentivo, amizade e ensinamentos.

Ao professor Nairam Félix de Barros pela amizade, incentivo e sugestões na elaboração da tese.

Aos professores Roberto Ferreira de Novais, Reinaldo B. Cantarutti e Mauricio Dutra Costa pelas sugestões e críticas na correção da tese.

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela oportunidade concedida e pelo apoio financeiro.

À empresa florestal Veracel S/A, em especial ao Sergio Ricardo Silva e José Henrique Balzani pela disponibilização da área experimental e assistência na coleta das amostras de solo e resíduo.

Aos funcionários do DPS/UFV em especial ao Cardoso, Beto, José Luiz, Geraldo, Carlinhos, Brás Júlio, João Milagres, Antônio de Pádua, Geraldo Robésio, Cláudio, Vicente, Luciana e Sônia pela amizade, convívio e auxílio na concretização desse trabalho.

Aos meus estagiários e verdadeiros amigos Aline Vasconcelos, Aline Pereira, Sandra Araújo, Ricardo Cardoso e Rodrigo Almeida.

Aos amigos de departamento que aprendi a amá-los como minha família: Diana, Paloma, Nilza, Daniela, Roseli, Augusto, Rodney, Marcelo, Karina, Leonardus, Carolina, Cristiane, Gislaine, Ivanilda, Fabrício, Fernanda, Joyce, Carlos (Carlão), Dalton, Guilherme (Red), Tiago e Piau.

Às amigas-irmãs Carolina Biondi, Emanuelle Soares, Michelle Demolinari e Patrícia Ribeiro.

À minha família dos almoços de domingo Éber, Raimundo, Clarice, Marialva, Luciana, Larissa, Roseli, Ana Paula, Daniel, Fernanda, Cleiton, Camila, Hermes e o nosso mais novo mascote Giovanni.

A todos os meus queridos e amados irmãos em Cristo da Igreja Assembléia de Deus de Viçosa, que foram minha torre forte e amigos em todo tempo, aqui representados por Heslene, Eliane, Paulo, Daniel, “Alines”, Denise, Mariana, Willian, Polyana, Solange, Leoneza e Fernanda.

A todos os meus familiares pelo espírito de luta transmitido durante toda minha vida.

Enfim, a todos aqueles que contribuíram anonimamente de forma indireta e direta deixo aqui meus sinceros agradecimentos!!!

Em todo tempo ama o amigo, mas é na angústia que se faz o irmão. (Pv 17:17)

## BIOGRAFIA

EULENE FRANCISCO DA SILVA, filha de Antonio Francisco (*in memorian*) e Elzira Francisco da Silva, nasceu no dia 22 de março de 1978, na cidade de Fátima do Sul, Estado do Mato Grosso do Sul.

Em março de 1997, iniciou o curso de Engenharia Agrônômica, na Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS), onde foi bolsista do Grupo Especial de Treinamento – PET/CAPES, de 1998 a 2001, e onde desenvolveu trabalho de pesquisa e extensão, graduando-se em fevereiro de 2002.

No mês de março desse mesmo ano iniciou o curso de Mestrado em Agronomia, na Área de concentração em Produção Vegetal, na UFMS, defendendo tese em fevereiro de 2004.

Em março de 2004, iniciou o curso de Doutorado no Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, na Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa Minas Gerais, submetendo-se à defesa de tese em abril de 2008.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	x
ABSTRACT.....	xii
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
LITERATURA CITADA.....	3

### **CAPÍTULO 1. FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ARGISSOLOS DE TABULEIROS COSTEIROS CULTIVADOS COM EUCALIPTO: PARTE I – CARBONO ORGÂNICO TOTAL E LÁBIL, E NITROGÊNIO TOTAL.....5**

RESUMO.....	5
ABSTRACT.....	6
1. INTRODUÇÃO.....	7
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	9
2.1. Características do local e preparo das amostras.....	9
2.2. Carbono orgânico (COT) e nitrogênio total (N).....	12
2.3. Carbono lábil oxidado por permanganato de potássio (KMnO <sub>4</sub> ).....	12
2.4. Frações de carbono oxidável em gradiente ácido.....	13
2.5. Índice de Manejo de Carbono com base no C lábil (IMC <sub>CL</sub> ) e no C oxidável (IMC <sub>COX</sub> ).....	14
2.6. Carbono da biomassa microbiana do solo.....	15
2.7. Estimativa dos estoques de carbono e nitrogênio no solo e análises estatísticas....	15
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	16
3.1. Teores e estoques de carbono orgânico (COT) e nitrogênio total (NT).....	16
3.2. Estoque de carbono lábil (CL), índice de manejo de carbono (IMC) e estoque de carbono da biomassa microbiana (CBMS).....	20
3.3. Frações de carbono oxidável em gradiente ácido.....	22
3.4. Índice de Manejo de Carbono.....	25
4. CONCLUSÕES.....	26
5. LITERATURA CITADA.....	27



**CAPÍTULO 2. FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ARGISSOLOS DE TABULEIROS COSTEIROS CULTIVADOS COM EUCALIPTO: PARTE II – BIOMASSA MICROBIANA, MATÉRIA ORGÂNICA LEVE E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS.....32**

RESUMO.....32

ABSTRACT.....33

1. INTRODUÇÃO.....34

2. MATERIAL E MÉTODOS.....36

2.1. Características do local e preparo das amostras.....36

2.2. Carbono da biomassa microbiana do solo.....39

2.3. Carbono e nitrogênio da fração leve livre da matéria orgânica do solo (MOLL)...40

2.4. Carbono e nitrogênio das substâncias húmicas.....40

2.5. Estimativa do estoque de carbono e nitrogênio no solo e análises estatísticas.....40

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....41

3.1. Biomassa microbiana do solo (BMS).....41

3.2. Matéria orgânica leve livre (MOLL).....45

3.3. Substâncias húmicas (SH).....48

4. CONCLUSÕES.....55

5. LITERATURA CITADA.....56

**CAPÍTULO 3. DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DA COLHEITA DE EUCALIPTO EM CONDIÇÕES CLIMÁTICAS DISTINTAS INFLUENCIADA PELA COMPOSIÇÃO E QUALIDADE DOS COMPONENTES.....61**

RESUMO.....61

ABSTRACT.....62

1. INTRODUÇÃO.....64

2. MATERIAL E MÉTODOS.....65

2.1. Caracterização da área experimental.....65

2.2. Implantação e condução do experimento.....66

2.3. Tratamentos e delineamento experimental.....	68
2.4. Análises dos resíduos.....	69
2.4.1. Matéria seca.....	69
2.4.2. Extrativos, holocelulose e lignina.....	69
2.4.3. Carbono orgânico e nitrogênio total.....	70
2.4.4. Matéria seca e conteúdos de carbono, nitrogênio, lignina, extrativo e holocelulose remanescente de resíduos de eucalipto.....	70
2.4.5. Taxa de decomposição do resíduo e análises estatísticas.....	70
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	72
3.1. Decomposição de resíduos de eucalipto com diferentes teores iniciais de N.....	72
3.1.1. Resíduo combinado (folha + galho + casca).....	72
3.1.2. Componentes individuais do resíduo.....	75
3.1.2.1. Folha.....	75
3.1.2.2. Galho.....	79
3.1.2.3. Casca.....	80
3.1.3. Decomposição de resíduos de eucalipto e composição bioquímica.....	82
3.2. Carbono, nitrogênio, ligninas, extrativo e holocelulose remanescente de resíduos de eucalipto.....	84
4. CONCLUSÕES.....	93
5. LITERATURA CITADA.....	94
CONCLUSÕES GERAIS.....	100
APÊNDICE.....	101

## RESUMO

SILVA, Eulene Francisco, D Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2008. **Frações da matéria orgânica e decomposição de resíduos da colheita de eucalipto em solos de Tabuleiros Costeiros da Bahia.** Orientador: Ivo Ribeiro da Silva. Co-Orientadores: Nairam Félix de Barros, Roberto Ferreira de Novais e Reinaldo Bertola Cantarutti.

O eucalipto é a essência florestal mais plantada no Brasil e, quando se visa manter a sustentabilidade da produção florestal, é imprescindível entender os processos de decomposição de *litter* e o impacto do cultivo do eucalipto nas frações da matéria orgânica do solo (MOS). A conversão de pastagens em florestas plantadas de eucalipto modifica as frações lábeis e humificadas da MOS, mas a magnitude destas alterações é pouco conhecida no bioma da Mata Atlântica de Tabuleiros Costeiros. Assim, nos dois primeiros capítulos deste trabalho são relatadas as mudanças causadas pelo cultivo do eucalipto nos estoques de C e N nessas frações. Os solos selecionados foram amostrados nas profundidades em 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm, de áreas anteriormente ocupadas por pastagem e, atualmente, cultivadas com eucalipto no final da primeira rotação - eucalipto implantação; eucalipto na segunda rotação cultivado em sistema de reforma - eucalipto reformado; pastagem e, mata nativa, esta última tomada como referência. O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com seis repetições, sendo os tratamentos analisados em parcelas subdivididas (usos do solo na parcela e profundidades na subparcela). A substituição da mata nativa pela pastagem, e a implantação do eucalipto em área de pastagem ocasionaram reduções nos estoques de C orgânico total (COT), C lábil, C da matéria orgânica leve livre (MOLL) e, substâncias húmicas (SH). No entanto, quando cultivado sob reforma, em 2ª rotação, houve recuperação do estoque de C nestas frações, retornando aos valores similares àqueles do solo sob mata nativa. A pastagem foi o uso do solo que manteve os maiores estoques de nitrogênio (N) em todas as frações da MOS. Assim como o C, a maior parte deste N no solo sob pastagem está associada à fração humina. A análise do C nas SH foi sensível para detectar diferenças entre os diferentes usos do solo, porém, a magnitude dos efeitos são maiores nas frações mais lábeis e de labilidades intermediárias da MOS. O estoque de C da fração mais lábil (biomassa microbiana do solo) não foi diferente estatisticamente nas camadas mais superficiais e somente se detectou diferença significativa quando os estoques foram analisados juntamente com aqueles em maiores profundidades.

A adoção do cultivo mínimo, o descascamento do tronco na área de plantio, e o aumento da adubação, especialmente com N, em áreas plantadas com eucalipto, têm gerado resíduos que se acredita serem de melhor qualidade. Todavia, não se têm relatos sobre o tempo de ciclagem dos diferentes componentes do resíduo da colheita e como esta

é influenciada pelo teor de N do tecido vegetal. No terceiro capítulo, são apresentados resultados de estudo sobre a dinâmica da decomposição de resíduos de eucalipto, com diferentes composições (com e sem a presença de casca) e teores iniciais de N, em condições climáticas distintas na Bahia. Os resíduos folha e galho utilizados nesse estudo de decomposição foram provenientes de um mesmo local, oriundos de um experimento de adubação nitrogenada. Árvores clonais de híbridos de *Eucalyptus grandis* com *E. urophylla* não fertilizadas com N e, árvores que foram submetidas a altas doses de N (320 kg ha<sup>-1</sup>), com cerca de três anos de idade, foram abatidas e separadas em folha e galho. A casca foi oriunda de um povoamento de clones do mesmo híbrido com 7,4 anos de idade recém colhido. Folhas, galhos e cascas foram secos, pesados e colocados dentro dos *litter bags*, na forma mais similar àquela encontrada no campo após a colheita, sendo que cada *litter bag* continha 40 g de resíduo homogeneizado. Os *litter bags* foram alocados em cinco regiões (Oeste, Central A, Norte, Central B e Sul - listadas em ordem crescente de pluviosidade). Os tratamentos consistiram de: duas composições de resíduo (folha + galho, com ou sem casca), duas qualidades nutricionais (maior ou menor teor inicial de N); cinco épocas de coleta (0, 1, 3, 6 e 12 meses), dispostas em cinco regiões do Estado da Bahia. O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com cinco repetições, e os tratamentos dispostos em parcelas sub-sub-divididas (parcelas = tratamentos, sub-parcelas = regiões e sub-sub-parcelas = tempo). Os resíduos com maiores teores iniciais de N e em regiões com maiores precipitações pluviais foram mais rapidamente decompostos. O tempo necessário para a decomposição de 50 % de todo o resíduo combinado (folha + galho + casca) da colheita ( $t_{0,5}$ ) variou de 248 a 388 dias para resíduos com maiores teores iniciais de N e, de 322 a 459 dias para resíduos com menores teores iniciais de N. Todavia, com exceção da região Oeste, na presença de casca, os resíduos combinados com maiores teores de N reduziram a constante de decomposição ( $k$ ) e aumentaram o valor de  $t_{0,5}$ . Dos componentes individuais do *litter*, as folhas foram mais rapidamente decompostas e as taxas de decomposição variaram em função das condições ambientais, sendo mais elevada em regiões de maiores precipitações pluviais. A decomposição do galho foi estimulada pela presença da casca e pelo teor inicial mais elevado de N. Para casca, observou-se comportamento inverso, pois na presença de resíduos com maiores teores iniciais de N, houve menor decomposição. Para galho e casca, a relação C:N e lignina:N foram importantes indicadores da resistência do material à decomposição, pois quanto maior essas relações maior foi a permanência do resíduo na área. Na folha a liberação de N foi similar à dinâmica de decomposição do *litter*, enquanto que em materiais mais recalcitrantes (galho e casca) foi observada imobilização líquida de N.

## ABSTRACT

SILVA, Eulene Francisco, D Sc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2008. **Fractions of organic matter and decomposition of eucalypt harvest residues in Coastal Plain soils of Bahia, Brazil.** Adviser: Ivo Ribeiro da Silva. Co-Advisers: Nairam Félix de Barros, Roberto Ferreira de Novais e Reinaldo Bertola Cantarutti.

Eucalypt is the most planted tree in Brazil and to maintain a sustainable forest production it is fundamental do understand the processes of *litter* decomposition and the impact of eucalypt cultivation on soil organic matter (SOM) fractions. The conversion of planted pastures in eucalypt plantations alters the labile and humified pools of SOM, but little is known about the effects of eucalypt plantations in those fractions in Argisols of Brazilian Coastal Plain. Thus, in the first two chapters of this work it was investigated the changes caused by eucalypt cultivation on carbon (C) and nitrogen (N) stocks in SOM fractions. The selected soils were sampled in the 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 and 60-100 cm depths in areas previously under planted pasture, and currently cultivated with short-rotation eucalypt at the end of the first rotation – (implantation eucalypt); eucalypt in the second rotation, as a new stand (reformed eucalypt); planted pasture and, native vegetation (Atlantic Forest), used as a reference. The study was in a completely randomized block design with six replicates, and treatments analyzed as split-plot. The substitution of the native forest for planting pasture, and the implantation of the eucalypt in pasture land reduced total organic carbon (TOC), labile carbon (LC), free light fraction C (FLL) and humic substance (HS) C stocks. However, in the second rotation, when eucalypt was cultivated under reform, there was a recover in C stocks of those SOM fractions, which returned to values similar to those under the native forest soil. The pasture was the soil use that maintained the largest N stocks in all SOM fractions. Similarly to C, most of the N in the soil under pasture is associated to the humin fraction. The analysis of C in HS was sensitive to detect differences among the different soil uses, but the effects were more evident in the labile and intermediate SOM fractions. The soil microbial biomass (BMS) C stocks showed no significant difference among soil uses in surface layers, and significant differences were detected only when C stocks of deeper soil layers were taken into account.

The adoption of reduced tillage, the on site debarking, and the increase of fertilization, especially with N, in plantation eucalypt is believed to produce plant residues of better quality and faster cycling rates. However, reports on the decomposition rate of different residue components and how it is influenced by their N content are scarce. In the

third chapter, it is presented results on the dynamics of decomposition of individual eucalypt residue components (with and without bark) with distinct initial N content, under different climatic conditions in southern Bahia state, Brazil. The residues (leaves, branches) used in the decomposition study were collected in a nitrogen fertilization experiment, from three year-old clonal *Eucalyptus grandis* x *E. urophylla* trees not fertilized with N and from trees that were fertilized with high doses of N (320 kg ha<sup>-1</sup>). The bark used was from a nearby clonal 7,4 year-old eucalypt plantation that had been recently harvested with a harvester. Leaves, branches and barks were dried, weighed, combined and put inside litter bags, which were then were taken to the field. Each litter bag contained 40 g of residue. The litter bags were allocated in five regions (West, Central A, North, Central B and South) with increasing rainfall. Litter bags were collected at five periods (0, 1, 3, 6 and 12 months) after installation. The treatments consisted of two residue compositions (leaves + branches, with and without bark), two residue nutritional qualities (low and high N content), and five sampling periods (0, 1, 3, 6 and 12 months), in the five geographic regions with distinct rainfall. The experiment was in a completely randomized block design with five replicates (regions), and treatments arranged in a split-split plot design. The residues with higher initial N content and in regions with higher rainfall were more rapidly decomposed. The time required for 50 % of mass loss of the whole combined residue (leaf + branch + bark) ( $t_{0,5}$ ) varied from 248 to 388 days for residues with high initial N content, and from 322 to 459 days for residues with lower initial N content. However, with exception of the drier, West region, the presence of bark led to smaller decomposition constants ( $k$ ) and larger  $t_{0,5}$  values for the combined residues that had greater initial N content. Of the individual components of the litter, the leaves were more rapidly decomposed. The decomposition of branches was stimulated by the presence of the bark, the greater initial N content and precipitation. Conversely, the bark that was in the presence of residues with greater initial content was less decomposed. The mass remaining of individual components of residue correlated negatively with N and lignin content. For branches and bark, the C:N and lignin:N ratios were important indicators of the resistance decomposition, because higher ratios resulted in smaller mass loss and longer  $t_{0,5}$ . The release of N from leaves followed the decomposition dynamics, while in more recalcitrant materials, with lower N initial content (branches and bark) it was observed a temporary net N immobilization.

## INTRODUÇÃO GERAL

O eucalipto é a essência florestal mais plantada no Brasil, ocupando cerca de quatro milhões de hectares (73,2 % da área de florestas plantadas no país) (ABRAF, 2007). A indústria brasileira de base florestal é estratégica devido ao seu perfil fortemente exportador. Isso contribui para a realização do superávit da balança comercial, propiciando condições econômicas necessárias à promoção do desenvolvimento social. O setor responde pela segunda posição na balança comercial do agronegócio brasileiro, depois da cultura da soja (ABRAF, 2007). O Brasil detém a liderança mundial na produção e exportação de celulose de fibra curta, sendo que as projeções indicam que para suprir a demanda interna e externa de madeira, o país deverá ampliar a área e manter, de modo sustentável, a produtividade florestal.

Quando se visa manter ou aumentar a sustentabilidade da produção florestal é imprescindível o entendimento da dinâmica da decomposição de *litter* sobre a superfície do solo e a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) (Corbeels et al., 2005). A MOS é um dos principais indicadores da qualidade do solo, pois influencia suas características químicas, físicas e biológicas, e é fundamental para a fertilidade e produtividade vegetal (Nambiar, 1996; Silva & Pascal, 1999; Garay et al., 2004; Lal et al., 2005; Franchini et al., 2007; Silva & Mendonça, 2007). Alguns autores (Leite, 2001; Garay et al., 2004) têm relatado redução nos teores de MO em solos cultivados com eucalipto, o que indicaria que a conversão de resíduos florestais em MOS não estaria sendo eficiente, e, ou, que os processos que favorecem sua decomposição estão sendo acelerados.

Isto serve de alerta, uma vez que, em cultivos com ciclo mais longo, como é o caso florestal, a MOS está estreitamente relacionada com a sustentabilidade da produção no longo prazo (Morris et al., 1997; Mendham et al., 2004). Em estudo no Vale do Rio Doce-MG, foi constatado que o teor de MOS é a característica que melhor se relaciona com a produtividade do eucalipto (Menezes, 2005). A conversão de pastagens em florestas plantadas de eucalipto tem modificado as frações lábeis e humificadas da MOS em Latossolos argilosos de regiões de Mata Atlântica interiorana (Lima et al., 2006), mas a magnitude destas alterações é pouco conhecida em Argissolos de Tabuleiros Costeiros.

O setor florestal brasileiro tem buscado técnicas alternativas de manejo, capazes de proporcionar maior disponibilidade de água e nutrientes para as plantas e, maximizar a produtividade das florestas plantadas com eucalipto. Entre as opções, tem-se utilizado o

cultivo mínimo, o descascamento dos troncos na área de plantio e o aumento da adubação, especialmente com N (Miegroet & Jandl, 2007). O aumento da adubação nitrogenada tem gerado resíduos que se acredita serem de melhor qualidade. Todavia, não se têm relatos sobre o tempo de ciclagem dos diferentes componentes do resíduo da colheita e como esta é influenciada pelo teor de N do tecido vegetal, e como é o comportamento da dinâmica de decomposição desses resíduos (folhas e galhos) na presença da casca.

O número limitado de estudos no setor florestal, particularmente sobre as frações da MOS em solos aflorestados com eucalipto sobre área anteriormente com pastagens, e a falta de conhecimento sobre a dinâmica da decomposição dos resíduos de colheita de eucalipto, freqüentemente, dificulta a tomada de decisões em direção a práticas de manejo sustentáveis. Diante do exposto, esta tese, composta por três capítulos, aborda algumas dessas lacunas. No primeiro capítulo, o foco foi analisar o efeito do cultivo de eucalipto nos estoques totais de C e N, e de C lábil no solo; no segundo, abordou-se o impacto do cultivo de eucalipto, em sucessão à pastagem, nos estoques de C e N nas frações da MOS; e no terceiro capítulo estudou-se a dinâmica da decomposição de resíduos de eucalipto, com diferentes composições e teores iniciais de N, em condições climáticas distintas na Bahia.



## LITERATURA CITADA

- ABRAF - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS - Anuário Estatístico ABRAF, 2007 - Ano Base 2006.
- CORBEELS, M.; McMURTRIE, R.E.; PEPPER, D.A.; MENDHAM, D.S.; GROVE, T.S. & O'CONNELL, A.M. Long-term changes in productivity of eucalypt plantations under different harvest residue and nitrogen management practices: A modelling analysis. *For. Ecol. Manag.*, 217:1-18, 2005.
- FRANCHINI, J.C.; CRISPINO, C.C.; SOUZA, R.A.; TORRES, E. & HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in Southern Brazil *Soil Till. Res.*, 92:18–29, 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. *Appl. Soil Ecol.*, 27:177–187, 2004.
- LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manag.*, 220:242–258, 2005.
- LEITE, F.P. Relações nutricionais e alterações de características químicas de solo da Região do Vale do Rio Doce pelo cultivo do Eucalipto. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2001. 72 p. (Tese de Doutorado)
- LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; MENDONÇA, E.S.; SMYTH, T.J.; MOREIRA, M.S. & LEITE, F.P. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *For. Ecol. Manag.*, 235: 219–231, 2006.
- MENDHAM, D.S.; HEAGNEY, E.C.; CORBEELS, M.; O'CONNELL, A.M.; GROVE, T.S. & McMURTRIE, R.E. Soil particulate organic matter effects on nitrogen availability after afforestation with *Eucalyptus globulus*. *Soil Biol. Biochem.*, 36:1067-1074, 2004.
- MENEZES, A.A. Produtividade do eucalipto e sua relação com a qualidade e a classe de solo. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2005. 98p. (Tese de Doutorado)
- MIEGROET, H. V. & JANDL, R. Are nitrogen-fertilized forest soils sinks or sources of carbon? *Environ. Monit. Assess.*, 128:121–131, 2007.

- MORRIS D. M.; KIMMINS, J.P.; DAN, I. & DUCKERT, R. The use of soil organic matter as a criterion of the relative sustainability of forest management alternatives: a modelling approach using FORECAST. *For. Ecol. Manag.*, 94: 61-78, 1997.
- NAMBIAR, E.K.S. Sustained productivity of forest is a continuing challenge to Soil Science. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:1629-1642, 1996.
- SILVA, I.R. & MENONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L. eds. *Fertilidade do solo*. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.
- SILVA, L.M.V. & PASCAL, A. Dinâmica e modelagem da matéria orgânica do solo com ênfase ao ecossistema tropical. *Energia Agric.*, 14:13-24, 1999.

## CAPÍTULO 1

### FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DE ARGISSOLOS DE TABULEIROS COSTEIROS CULTIVADOS COM EUCALIPTO: I – CARBONO ORGÂNICO TOTAL E LÁBIL, E NITROGÊNIO TOTAL

#### RESUMO

O cultivo de eucalipto pode causar mudanças nos estoques de C e N do solo. Todavia, pequenas alterações no estoque total de C podem ser dificilmente detectáveis em curto prazo, devido, em parte, à sua relativa estabilidade, o que sugere o estudo de frações lábeis da matéria orgânica do solo (MOS). Objetivou-se com este trabalho analisar o efeito do cultivo de eucalipto nos estoques totais de C e N no solo, no C lábil (CL) e na biomassa microbiana. Assim, os solos selecionados foram amostrados nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm, em áreas anteriormente ocupadas por pastagem e, atualmente, por eucalipto no final da primeira rotação (eucalipto implantação); áreas com eucalipto na segunda rotação cultivado em sistema de reforma (eucalipto reformado); áreas com pastagem e mata nativa, esta última tomada como referência. O delineamento experimental foi em blocos casualizados com seis repetições. A remoção da mata nativa para o estabelecimento da pastagem praticamente não alterou o estoque de CL do solo. Todavia, a substituição da pastagem pelo eucalipto causou redução nos estoques de COT de 8,9 %, 6,7 % no C não lábil (CNL) e 32,5 % no estoque de CL. Os estoques de C nas frações lábeis, baseadas em gradiente ácido (F1+F2), demonstraram que a substituição da mata pela pastagem causou redução de 29 % nestas frações, e continuou decrescendo com a implantação do eucalipto, só que em menor magnitude (11,2 %). Para o solo sob eucalipto reformado houve aumento no estoque de COT na camada de 0-100 cm (23,82 %), sendo também observado ganhos no estoque de CL oxidado por permanganato de K e C das frações lábeis e recalcitrantes da MOS. Foram calculados dois índices de manejo, um baseado no C oxidado por  $\text{KMnO}_4$  ( $\text{IMC}_{\text{CL}}$ ) e, outro baseado no C das frações oxidáveis ( $\text{IMC}_{\text{COx}}$ ). Foram detectados reduções no  $\text{IMC}_{\text{CL}}$  e  $\text{IMC}_{\text{COx}}$  com a retirada da mata nativa para cultivo da pastagem e implantação do eucalipto, sendo o  $\text{IMC}_{\text{COx}}$  mais sensível na detecção de diferença quando o solo foi manejado. A manutenção de resíduos da colheita em áreas de eucalipto reformado, contribuiu para recuperar o valor desses índices. Os estoques de C da biomassa microbiana (CBMS) não foram significativamente alterados pelos sistemas de uso do solo. E para o N, o solo com maior estoque de N total foi o

cultivado sob pastagem (10,47 t ha<sup>-1</sup>). A análise do COT foi sensível para detectar alterações entre os diferentes usos do solo, porém a magnitude dos efeitos foi maior nas frações lábeis da MOS.

**Termos de Indexação:** mudanças no uso do solo, permanganato, carbono oxidável

## ABSTRACT

### FRACTIONS OF ORGANIC MATTER IN COASTAL PLAIN ARGISSOLS CULTIVATED WITH EUCALYPT: I – TOTAL ORGANIC CARBON AND NITROGEN, AND LABILE CARBON

The eucalypt plantations can cause changes in soil organic carbon (C) and nitrogen (N). However, short-term alterations in total organic C stocks can be difficult detected due to the complex nature, the large size, and the relatively slow turnover of most soil organic matter (SOM) pools. Thus, it is imperative to study more labile, rapid cycling, SOM fractions. The aim of the current study was to analyze the effect of short-rotation eucalypt cultivation on soil total organic carbon (TOC) and nitrogen (TN), labile C (LC), and microbial biomass (MB) C stocks. Soils samples were collected in the 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 and 60-100 cm layers in areas under native forest (taken as the reference), pasture planted after native forest clearing, and 7.4 year-old eucalypt at the end of first rotation (eucalypt implantation), planted in area previously under planted pasture, and 1.3 year-old eucalypt in the beginning of the second rotation, cultivated as a new stand (reformed eucalypt); The study was in a completely randomized block design with six replicates, and treatments were analyzed as split-plots (soil uses in the main plot and depths in the split-plot). It was found that the clearing of the native forest for the planting pasture caused small changes in the original CL stock of the soil. However, the substitution of pasture by eucalypt caused reductions of 8,9 %, 6,7 %, 32,5 % in the stocks of COT, non-labile C (CNL) and CL stocks, respectively. The labile fractions stocks, based on acid gradient (F1+F2), they demonstrated that The substitution of native forest by the pasture caused a reduction of 29% in diluted acid oxidizable C fractions (F1+F2), and such C losses were reduced, but still were detectable in the soil under implantation eucalypt. In the second rotation, reformed eucalypt soil, there was a 23,82 % recover in COT stocks in the

0-100 cm layer. Additionally, there occurred increases in permanganate and diluted acid-labile, as well as in non-labile C fractions. The calculated C management indexes based on the traditional  $\text{KMnO}_4$ -oxidizable C ( $\text{CMI}_{\text{CL}}$ ) and the other based on C  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  in diluted acid oxidizable fractions ( $\text{CMI}_{\text{COX}}$ ) indicated that occurred reductions in both  $\text{IMC}_{\text{CL}}$  and  $\text{IMC}_{\text{COX}}$  in the planted pasture and eucalypt implantation, with the  $\text{CMI}_{\text{COX}}$  being more sensitive to detect alterations related to land use change. The maintenance of harvest residues on site contributed to the recover of both CMIs. There were no detectable changes in BM C stocks related to the distinct soil uses. The largest TN stock was observed in the soil under planted pasture ( $10,47 \text{ t ha}^{-1}$ ). The TOC analysis was sensitive to detect alterations among the different soil uses, but the magnitude of the effects was larger in the more labile SOM fractions.

**Index Terms:** Land use change, permanganate, oxidizable carbon

## 1. INTRODUÇÃO

A matéria orgânica do solo (MOS) é um dos principais indicadores de qualidade do solo, em razão da atuação nas propriedades físicas, químicas e biológicas, sendo considerada de suma importância para sustentabilidade da fertilidade e da produtividade, especialmente em solos florestais (Nambiar, 1996). As perdas ou ganhos no estoque da MOS de florestas plantadas dependem do uso anterior da área. Brown et al. (1994) observaram que, em áreas anteriormente ocupadas por florestas nativas, o declínio do teor da MOS foi exponencial com o passar do tempo e, em solos tropicais, essa redução pode alcançar de 30 a 60 % do C original num período de 10 anos (0-20 cm). Sicardi et al. (2004) observaram que após 10 anos da substituição da pastagem nativa por plantação de *Eucalyptus grandis* no Uruguai, houve redução de 15 % no teor de MOS na camada de 0-10 cm. Todavia, em solos originalmente sob pastagem degradada, Lima et al. (2006) observaram que o cultivo de eucalipto aumentou o estoque de C de 0-20 cm em praticamente todas as frações da MOS.

Nos estudos sobre MOS, tem-se dado mais atenção às camadas de solo superficiais (0-20 cm). No entanto, recentemente, Baker et al. (2007), em uma ampla revisão bibliográfica, fazem uma série de questionamentos a respeito da amostragem de solo e, como esta poderia estar influenciando os resultados de seqüestro de C,

principalmente em áreas sob plantio direto. Segundo esses autores, estudos que envolveram amostragens de solo mais profundas não encontraram incrementos significativos nos estoques de carbono orgânico total (COT). Como nas espécies florestais há maior aprofundamento do sistema radicular, existe a necessidade de estudos que envolvam amostragens de solo em camadas mais profundas. Todavia, pequenas alterações no estoque total de C do solo podem ser dificilmente detectáveis em curto prazo, devido, em parte, à variabilidade encontrada nesses estoques do solo e a sua relativa estabilidade, e por isso tem-se sugerido a avaliação das frações lábeis da MOS.

A camada de manta orgânica, raízes, microrganismos, fração leve, formas solúveis em água e substâncias não-húmicas constituem os compartimentos mais lábeis da MOS (Tirol-Padre & Ladha et al., 2004). As formas lábeis de C têm grande importância em vários processos no solo, podendo ser ressaltados a formação e estabilização de agregados (Blair & Crocker et al. 2000; Dufranc et al., 2004; Passos et al., 2007), fonte de nutrientes e energia para organismos (Rosa et al., 2003), e aumento da mobilidade de alguns nutrientes como, por exemplo, Ca e Mg (Franchini et al., 2003). Portanto, a manutenção dos estoques de C do solo, especialmente das frações lábeis, é essencial para a melhoria na qualidade do solo e a sustentabilidade de sistemas de produção agrícola (Blair, 2000; Blair et al., 2001; Blair et al., 2006; Vieira et al., 2007).

Em sistema agrícola, Leite et al. (2003), analisando os estoques totais de COT e suas frações em Argissolo, observaram que em virtude da maior sensibilidade, os estoques de C na fração leve livre e no C lábil (CL) foram reduzidos em maior intensidade do que os estoques de COT. Resultados semelhantes foram obtidos por Shrestha et al. (2002), os quais observaram que, com a incorporação de resíduo, houve aumento de 18 para 37 % no C lábil, enquanto o estoque de COT permaneceu inalterado. De modo geral, os resultados de pesquisas com essas frações de C evidenciam que culturas agrícolas e, ou, sistemas de manejo que favorecem adições frequentes de resíduos orgânicos ao solo tendem a apresentar maior proporção de C na fração lábil, em comparação com a fração recalcitrante (Blair et al., 1995; Conteh et al., 1998; Chan et al., 2001). No entanto, estudos com solos florestais são escassos e, dentre os poucos cita-se o de Mendham et al. (2002a) que, analisando o efeito do manejo de resíduos de colheita de *Eucalyptus globulus*, encontraram diferenças mínimas no estoque de C e N total do solo; no entanto, houve aumento no estoque de C da biomassa microbiana e do C lábil oxidado por permanganato de K.

Para analisar frações lábeis e recalcitrantes da MOS, Chan et al. (2001) introduziram uma modificação no método clássico de determinação do COT do solo desenvolvido por Walkley & Black (1934). Esses autores, comparando a eficácia de diferentes espécies de pastagem para restaurar a qualidade do solo, observaram que a maior parte das diferenças (78-92 %) entre os tratamentos foi encontrada nas duas frações mais facilmente oxidáveis. Assim, sugere-se que a análise dessas frações poderia ser usada como indicador de mudanças na MOS em solos florestais.

Como a decomposição dos resíduos vegetais e a ciclagem da MOS dependem da atividade microbiana, a avaliação da biomassa microbiana do solo (BMS) fornece informações importantes para o entendimento das alterações na MOS, ocasionadas por mudanças no uso do solo. Por apresentar rápida ciclagem, a BMS responde a flutuações na umidade e temperatura, ao cultivo e ao manejo de resíduos, sendo também um indicador sensível das mudanças no uso do solo (Sparling, 1997, Schloter et al., 2003, Silveira et al., 2006). Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi analisar o efeito do cultivo de eucalipto nos estoques totais de C e N no solo, no C lábil e na biomassa microbiana do solo.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Características do local e preparo das amostras**

O estudo foi realizado em plantações comerciais de eucalipto localizadas na região de Eunápolis, Sul do Estado da Bahia. As coordenadas geográficas aproximadas são: 48°18' de latitude Sul e 81°97' de longitude Oeste. O clima dessa região, pela classificação de Köppen, é do tipo Af, com temperatura média anual de 23,2 °C, e pluviosidade média de 1.000 a 1.200 mm ano<sup>-1</sup>, bem distribuída ao longo do ano. A altitude média da região é de 180 m, e a cobertura vegetal natural é a floresta umbrófila densa (Mata Atlântica). O solo é classificado como Argissolo Amarelo Tb álico e de fertilidade natural muito baixa, textura média sobre argilosa, derivado do grupo Barreiras.

Foram selecionadas para a amostragem de solo áreas cultivadas com eucalipto no final da primeira rotação (7,7 anos) denominado eucalipto implantação e, povoamentos de eucalipto no início da segunda rotação, em sistema de reforma, com 1,2 ano, denominado eucalipto reformado. Ambos foram implantados em áreas ocupadas anteriormente por pastagens com *Brachiaria humidicola* sem uso de insumos. Selecionaram-se ainda, áreas

próximas com solos de mesma classe, que apresentassem a mesma variabilidade dentro do talhão a ser amostrado, cultivadas com pastagem (*Brachiaria humidicola*) e, mata nativa, esta tomada como referência (Mata Atlântica), totalizando quatro tratamentos. O histórico de uso dessas áreas encontra-se no Quadro 1. Os dados foram analisados considerando-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com seis repetições, sendo os tratamentos analisados em parcelas subdivididas (usos do solo na parcela e profundidades na subparcela).

Nessas áreas com diferentes usos do solo, considerando topografia, cobertura vegetal natural ou florestal e histórico de manejo, foram selecionados para amostragem de solos talhões de, aproximadamente, 20 ha. As distribuições dos pontos de coleta das amostras simples foram aleatórios e feitos em zig-zag e, nas áreas de eucalipto a coleta foi feita na entrelinha de plantio. Foram coletadas amostras compostas (oriundas de vinte amostras simples) de solo nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm por meio de tradagem com trado holandês. Em cada talhão e em cada profundidade foram abertas trincheiras onde se coletaram amostras indeformadas com anéis volumétricos para se estimar a densidade do solo. Após a coleta, as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas, passadas em peneira com malha de 2 mm, homogeneizadas e sub-amostras foram retiradas para caracterização física e química (Quadro 2).



**Quadro 1.** Histórico de uso da mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reformado (ER).

Uso do solo	Relevo	Cultivo anterior	Cultivo atual	Manejo do solo	Adubação base	Principais espécies Nome científico	Produtividade
<b>Mt</b>	plano	Mata Atlântica	Mata Atlântica	Sem interferência antrópica	Não realizada	<i>Manikara bella monach</i> <i>Bombax macrophylla</i> <i>Cróton floribundus</i>	Não tem informações
<b>Pt</b>	plano	Mata Atlântica	Pastagem com 15 anos de idade	Uso do fogo, esporadicamente, até o ano 2000.	Não realizada	<i>Brachiaria humidicola</i>	5.400 kg MS ha <sup>-1</sup> (P. Aérea); 7.000 kg ha <sup>-1</sup> MS (Raiz)
<b>EI</b>	plano	Pastagem (por aproximadamente 15 anos), precedido por mata nativa	Final da 1ª rotação com 7,7 anos	Escarificação e gradagem na implantação da pastagem + subsolagem a 90 cm de profundidade na implantação do eucalipto	Fertilizantes utilizados na implantação do eucalipto: 100 g/ cova de NPK 6-30-6 + 250 kg/ha de Fosfato Natural Reativo localizado no sulco de subsolagem + 150 kg/ha de NPK 05-38-05 em cobertura	Híbridos clonais de <i>E. grandis</i> com <i>E. urophylla</i>	64,2 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
<b>ER</b>	plano	Eucalipto (durante 8 anos), precedido de Pastagem (por aproximadamente 7 anos), precedido por mata nativa	Início da 2ª rotação, com 1,2 ano	Escarificação e gradagem na implantação da pastagem + subsolagem a 90 cm de profundidade na implantação e também na reforma do eucalipto	A adubação da Implantação anterior foi igual à descrita acima. A adubação da reforma foi: 100 g/ cova de NPK 6-30-6 + 350 kg/ha de Fosfato Natural Reativo localizado no sulco de subsolagem + 250 kg/ha de NPK 10-00-30 em cobertura	Híbridos clonais de <i>E. grandis</i> com <i>E. urophylla</i>	45,2 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>

**Quadro 2.** Caracterização química e física de amostras de Argissolo amarelo com diferentes cultivos, em Eunápolis, BA.

Uso do solo	Prof.	pH	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	H+Al	P	K	A.grossa	A.fina	Silte	Argila	Dens.
	---cm---		-----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----			---mg dm <sup>-3</sup>		-----%-----				g cm <sup>-3</sup>
<b>Mata</b>	0-20	5,05	1,48	0,44	4,3	1,7	44	11,65	73,21	0,85	14,28	1,19
	20-40	5,03	0,34	0,16	3,7	1,5	17	11,73	58,11	3,18	26,98	1,37
	40-60	5,20	0,28	0,14	4,0	1,4	10	10,79	42,57	2,93	43,72	1,39
	60-100	-	-	-	-	-	-	-	9,71	40,02	2,79	47,48
<b>Pastagem</b>	0-20	5,66	2,24	0,48	1,3	1,5		10,61	68,87	2,31	17,91	1,47
	20-40	5,65	1,49	0,29	1,7	1,9		11,52	58,16	3,42	26,89	1,46
	40-60	5,34	0,88	0,25	2,1	1,2		11,67	48,54	2,93	36,87	1,45
	60-100	-	-	-	-	-		10,17	47,54	2,69	39,95	1,37
<b>Euc Imp</b>	0-20	5,30	1,70	0,29	3,0	2,1	15	10,88	71,85	2,05	15,22	1,31
	20-40	5,32	0,89	0,16	2,9	0,9	5	10,98	63,92	3,28	21,28	1,39
	40-60	5,21	0,57	0,12	2,9	0,8	4	10,90	57,21	3,37	28,51	1,37
	60-100	-	-	-	-	-	-	-	11,41	51,21	2,58	34,80
<b>Euc Ref</b>	0-20	5,25	1,84	0,45	3,5	2,4	26	11,46	66,79	2,20	19,56	1,41
	20-40	5,10	0,82	0,18	3,5	1,4	22	11,18	59,90	3,16	25,76	1,45
	40-60	5,2	0,84	0,17	2,9	1,1	20	11,41	51,76	1,85	34,98	1,50
	60-100	-	-	-	-	-	-	11,86	44,83	2,04	41,26	1,42

pH em H<sub>2</sub>O – relação 1:2,5; P – K – Extrator Mehlich 1; Ca – Mg – Al – KCl – 1 mol L<sup>-1</sup>; H+Al – Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup>; Areia, silte e argila – método da pipeta. Fonte: **Laboratório DPS/UFV**  
Euc Imp = Eucalipto Implatação e Euc. Ref. = Eucalipto em sistema de Reforma.

## 2.2. Carbono orgânico (COT) e nitrogênio total (NT)

Sub-amostras de TFSA foram trituradas e passadas em peneira de 0,149 mm para determinação do teor de COT pelo método de oxidação via úmida, com aquecimento externo (Yeomans & Bremner, 1988) e de NT pelo método de Kjeldhal, após digestão sulfúrica.

## 2.3. Carbono lábil oxidado por permanganato de potássio (KMnO<sub>4</sub>)

Para detectar frações mais lábeis da MOS, Loginow et al. (1987) desenvolveram um método em que o C lábil (CL) é considerado como o C oxidável por solução de KMnO<sub>4</sub> o qual foi modificado, posteriormente, por Blair et al. (1995) e Shang & Tiessen (1997).

Para determinação do teor de C oxidado por  $\text{KMnO}_4$  (CL), sub-amostras de 1 g de solo (camada de 0-20 cm), triturado e passado em peneira de 0,210 mm foram acondicionadas em tubo de centrífuga de 50 mL, juntamente com 25 mL de solução de  $\text{KMnO}_4$  ( $0,033 \text{ mol L}^{-1}$ ) (Shang & Tiessen, 1997). Os tubos de centrifugas foram colocados em agitador horizontal a 170 rpm por 1 h, e centrifugados a 2.500 rpm por 10 min, sempre protegidos da luz.

Após centrifugação, pipetou-se 0,5 mL do sobrenadante em balões volumétricos de 25 mL, completando seu volume com água deionizada. As dosagens foram realizadas em espectrofotômetro em comprimento de onda de 565 nm. Para a curva padrão, alíquotas de 0,5 mL de seis soluções-padrões de  $\text{KMnO}_4$ , com concentrações de 0,020; 0,025; 0,028; 0,030 e  $0,033 \text{ mol L}^{-1}$ , tiveram a mesma diluição.

O CL foi estimado a partir da equação da curva-padrão, considerando-se o cálculo:

$$CL (g \text{ kg}^{-1}) = [0,033 - (a + b \cdot \text{absorbância})] \cdot 9 \cdot \text{vol}(L) / \text{peso} (g)$$

Sendo que:

$0,033 \text{ mol L}^{-1}$  = Concentração inicial de  $\text{MnO}_4$  ( $\text{mol L}^{-1}$ );

$(a + b \cdot \text{absorbância})$  = concentração estimada com a leitura da amostra;

9 = é a massa (g) do C oxidado por 1,0 mol de  $\text{MnO}_4$ ;

Vol (L) = volume (L) da solução em cada tubo;

Peso (g) = massa em gramas adicionado em cada tubo.

O C não lábil (CNL) foi determinado pela diferença entre o COT e o CL. A padronização da solução  $\text{KMnO}_4$   $0,033 \text{ mol L}^{-1}$  foi realizada em triplicata utilizando Oxalato de Sódio ( $\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$ ).

#### **2.4. Frações de carbono oxidável em gradiente ácido**

Para analisar frações lábeis e recalcitrantes da MOS, Chan et al. (2001) introduziram modificações no método clássico de determinação do COT do solo desenvolvido por Walkley & Black (1934). No método original, o teor de COT é determinado pela utilização de uma única concentração de ácido sulfúrico ( $12 \text{ mol L}^{-1}$ ), mas com a modificação proposta por Chan et al. (2001), pode-se separar o COT em quatro frações com graus crescentes de oxidação, por meio da utilização de concentrações

crecentes de ácido sulfúrico e, assim, obter um método mais sensível em detectar as alterações na MOS decorrentes do uso e manejo do solo.

Para determinação do teor de C oxidável em gradiente ácido, amostras de 0,3 g (mata) e 0,5 g (eucalipto e pastagem) (camada de 0-20 cm) de solo, triturado e passado em peneira de 0,210 mm, foram acondicionadas em tubo de digestão, juntamente com 10 mL de  $K_2Cr_2O_7$  0,167 mol L<sup>-1</sup>. A partir desta etapa, amostras individuais foram separadas em quatro frações de C oxidável (Cox), tomando como base concentrações crescentes de  $H_2SO_4$  concentrado (3, 6, 9 e 12 mol L<sup>-1</sup>):

A primeira fração (F1) foi obtida pelo acréscimo de 2,5 mL de  $H_2SO_4$  P.A., resultando numa proporção ácido:aquosa de 0,25:1, com diluição final correspondendo a concentração ácida de 3 mol L<sup>-1</sup>. A F1 é considerada a fração de C prontamente lábil;

A segunda fração (F2) foi obtida pela diferença entre o Cox com  $H_2SO_4$  entre 6 (obtida pela adição de 5,0 mL de  $H_2SO_4$  P.A.) e 3 mol L<sup>-1</sup> e, corresponde à fração de C lábil;

A terceira fração (F3) foi obtida pela diferença entre o Cox com  $H_2SO_4$  entre 9 (obtida pela adição de 10,0 mL de  $H_2SO_4$  P.A.) e 6 mol L<sup>-1</sup>, e corresponde à fração de C moderadamente lábil;

A quarta fração foi obtida pela diferença entre o Cox com  $H_2SO_4$  12 (obtida pela adição 20,0 mL de  $H_2SO_4$  P.A.) e 9 mol L<sup>-1</sup> de  $H_2SO_4$ , e corresponde a fração de C pouco lábil.

Para todas as concentrações foram adicionados 50 mL de água deionizada, e após esfriar, adicionaram-se 5 gotas de ferroin, titulando o excesso de  $K_2Cr_2O_7$  0,167 mol L<sup>-1</sup> com  $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$  0,5 mol L<sup>-1</sup>.

As frações F1 e F2 foram consideradas como sendo constituídas por compostos de C facilmente oxidáveis, enquanto que as frações F3 e F4 foram consideradas como sendo constituídas por compostos orgânicos mais recalcitrantes (resistentes à oxidação).

## 2.5. Índice de manejo de C com base no C lábil ( $IMC_{CL}$ ) e no C oxidável ( $IMC_{COX}$ )

Foram propostos dois índices de manejo de C, o primeiro baseado no C oxidado por  $KMnO_4$  ( $IMC_{CL}$ ) e, o segundo baseado nas frações de C oxidável em gradiente ácido ( $IMC_{COX}$ ):

O  $IMC_{CL}$  foi calculado de acordo com Blair et al. (1995), em que:

$$\text{Índice de Manejo de Carbono (IMC}_{CL}) = \text{ICC} \times \text{IL} \times 100$$

$$\text{Índice de Labilidade (IL)} = \frac{\text{L do solo cultivado}}{\text{L do solo de referência}}$$

$$\text{Labilidade (L)} = \frac{\text{Estoque de CL}}{\text{Estoque de CNL}};$$

Sendo que: CNL é a fração de C não lábil

$$\text{Índice de Compartimento de C (ICC)} = \frac{\text{Estoque COT do solo cultivado}}{\text{Estoque COT do solo da mata nativa}};$$

O IMC<sub>cox</sub> foi calculado da seguinte forma:

$$\text{Índice de Manejo de Carbono (IMC}_{CoX}) = \text{ICC} \times \text{IL} \times 100$$

$$\text{Índice de Labilidade (IL)} = \frac{\text{L do solo cultivado}}{\text{L do solo de referência}}$$

$$\text{Labilidade (L)} = \frac{\text{Estoque de F1+F2}}{\text{Estoque de F3+F4}}$$

$$\text{Índice de Compartimento de C (ICC)} = \frac{\text{Estoque COT do solo cultivado}}{\text{Estoque COT do solo da mata nativa}};$$

## 2.6. Carbono da biomassa microbiana do solo

Para determinação do teor de C da biomassa microbiana do solo (CBMS) foram pesados 50 g de TFSA (camada de 0-20), acondicionados em copos plásticos com tampas perfuradas, e incubados com umidade a 70 % da capacidade de campo (-33 kPa) em ambiente controlado sob temperatura de 25 °C, por 15 dias, para permitir o restabelecimento da comunidade microbiana. Neste período de tempo, a umidade das amostras foi aferida por meio de pesagem a cada quatro dias.

Após essa incubação, o CBMS foi extraído pelo método da irradiação-extração (Islam & Weil, 1998) e nos extratos foi determinado o C por meio de oxidação via úmida, com K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (Yeomans & Bremner, 1988).

## 2.7. Estimativa dos estoques de carbono e nitrogênio no solo e análises estatísticas

Para corrigir a influência da compactação do solo, os estoques de C foram obtidos por meio da multiplicação do teor (g kg<sup>-1</sup>) pela massa de solo da vegetação de referência

(mata nativa), em cada profundidade estudada. A massa de solo de referência foi obtida por meio da multiplicação da espessura de cada camada (m), pela sua densidade ( $\text{kg dm}^{-3}$ ), e o volume de solo ( $\text{dm}^3$ ), e ao final obteve-se o somatório do estoque de C de cada camada até 100 cm de profundidade. Para o CL, Cox e CBMS, os estoques foram calculados apenas para a camada de 0-20 cm. A escolha da camada superficial para avaliar as frações lábeis da MOS, é porque as maiores variações em termos de labilidade serem encontradas na profundidade de 0-20 cm.

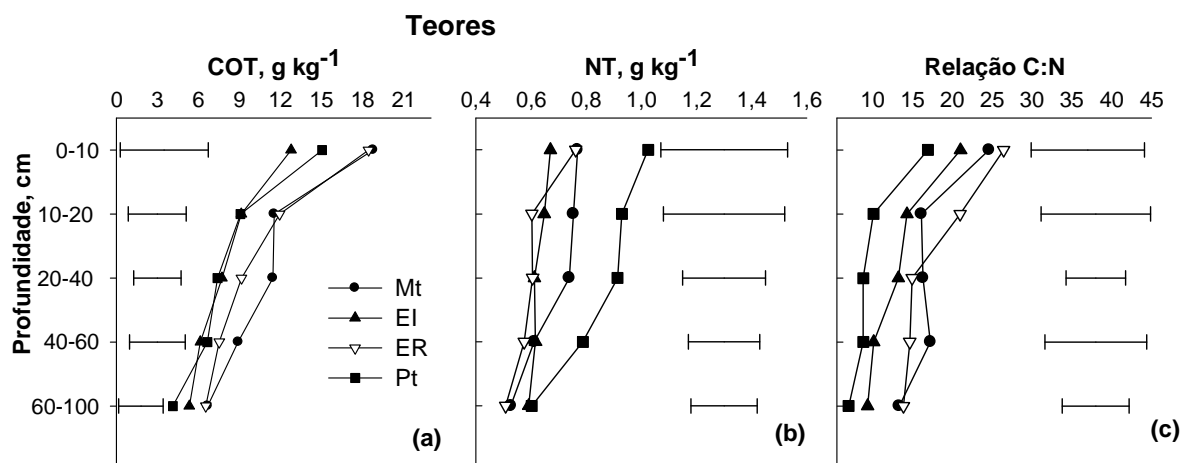
Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias dos tratamentos comparados pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ), utilizando os programas estatísticos SAEG 9.0 e Sigma Plot 9.0.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.1. Teores e estoques de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT)**

Em todos os solos em que houve interferência antrópica, apesar de não se constatar diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), houve redução nos teores de COT (Figura 1a). A conversão de áreas de mata nativa em cultivo agrícola ou florestal, resulta numa diminuição de 20–50 % nos teores de COT (Lal et al., 2005), sendo esses decréscimos atribuídos a inúmeros fatores como: menores quantidades de aportes orgânicos em sistemas manejados comparativamente a florestas nativas, mudanças no regime de umidade e temperatura, acelerando a taxa de decomposição do C, revolvimento do solo promovendo aeração, quebra de agregados e exposição da matéria orgânica protegida dentro dos agregados aos microrganismos decompositores (Zech et al., 1997; Zinn et al., 2002; Lal et al., 2005; Silva & Mendonça, 2007).

Comportamento diferenciado foi observado para os teores de NT, sempre tendendo para valores mais elevados no solo da pastagem do que naqueles sob os demais usos do solo (Figura 1b). O maior teor de NT no solo sob pastagem resultou em menor relação C:N para todas as profundidades, com variação entre 6,8 a 16,9 (Figura 1c). Essa estreita relação C:N pode causar rápida mineralização da MOS, reduzindo o teor de C, sendo significativo ( $p < 0,05$ ), especialmente, a profundidades maiores, abaixo de 40 cm no perfil.



**Figura 1.** Teores de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e relação C:N em amostras de solo de diferentes profundidades sob mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reformado (ER). As barras horizontais representam o valor da diferença mínima significativa pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

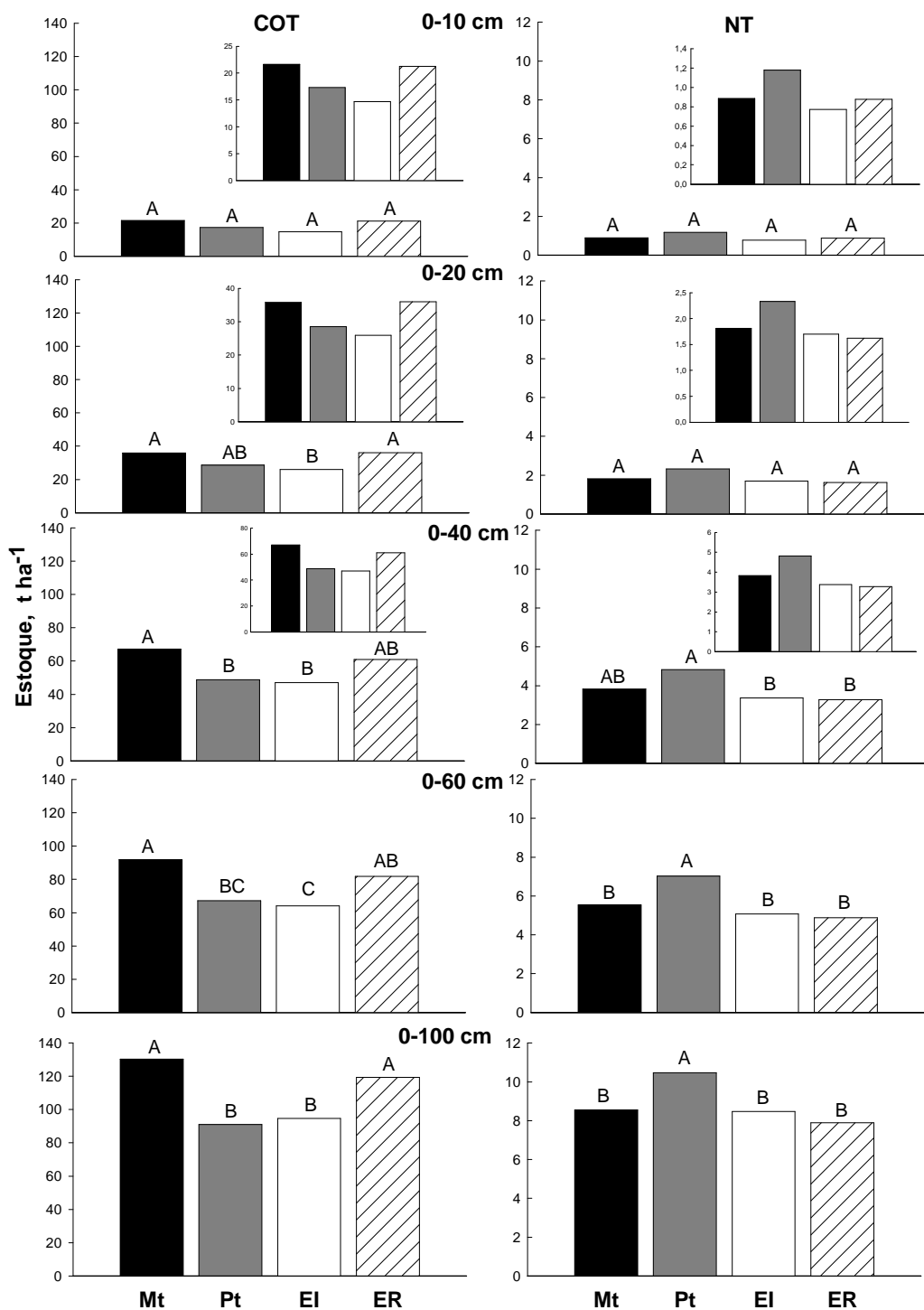
A retirada da mata nativa para o cultivo da pastagem causou redução no estoque total de C. No entanto, com a remoção da pastagem para implantação do eucalipto, notou-se aumento neste estoque, com ganhos significativos, em segunda rotação, por ocasião da reforma (Figura 2).

Houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) no estoque acumulado de COT a partir da profundidade de 10 cm (Figura 2), com exceção para o eucalipto reformado. A retirada da mata nativa para o cultivo de pastagem, ocasionou redução de 30,2 % no estoque de COT, o que equivale a déficit de  $30,25 \text{ t ha}^{-1}$ . No entanto, com a implantação do eucalipto, no final da primeira rotação, já se observou diminuição destas perdas para 27,3 % na camada de 0-100 cm de profundidade (Figura 2). Quando comparado à pastagem, não houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) e, apesar da redução de 8,9 % na camada de 0-20 cm, observou-se um ganho de 4 % no estoque de COT até 100 cm de profundidade ( $90,92$  e  $94,69 \text{ t ha}^{-1}$  para pastagem e eucalipto implantação, respectivamente). O maior estoque de COT no solo sob eucalipto na profundidade até 100 cm pode ser devido à contribuição do sistema radicular mais profundo desta cultura em relação à pastagem. Isso demonstra a importância de avaliações a maiores profundidades em solos sob cultivos florestais, e não somente na camada superficial do solo.

Na tentativa de compreender a origem do C nos solos, Rasse et al. (2005) em uma ampla revisão bibliográfica, relataram significativas contribuições das raízes à estabilização da MOS. Segundos esses autores, o C derivado de raízes tem um tempo médio de residência 2,4 vezes maior que o C derivado da parte aérea, e a contribuição das raízes para MOS é cerca de 30 % maior que da parte aérea.

No solo sob cultivo de eucalipto reformado, em segunda rotação, observaram-se reduções nas perdas de COT de 27,3 % (eucalipto implantação) para 8,3 % para o eucalipto reformado, igualando-se estatisticamente à mata nativa. Com relação à pastagem, esse incremento foi ainda maior, cerca de 23,8 %, o que equivale a 26,7 t ha<sup>-1</sup> de C acumulado até 100 cm de profundidade (Figura 2). Como o fluxo de entrada e saída de resíduo orgânico foi modificado pelo cultivo de eucalipto, o sistema está tendendo, com a reforma, a um novo equilíbrio, aproximando-se mais das condições originais. Isso demonstra que o cultivo do eucalipto, devido à elevada produtividade e a manutenção de grande quantidade de resíduos da colheita na superfície do solo, está conservando mais o solo que as pastagens degradadas da região, resultando em melhor manutenção da MOS. Além de contribuir para o seqüestro de quantidades substanciais de CO<sub>2</sub> atmosférico, os maiores estoques de MOS contribuem para retenção de água e nutrientes, resultando num sistema mais sustentável.





**Figura 2.** Estoques acumulados de carbono orgânico (COT) e nitrogênio total (NT) nos solos sob mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reformado (ER), em diferentes profundidades do solo. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

No Brasil, a quantidade média de *litter* em plantações de eucalipto em idade comercial (7-8 anos) está em torno de 11 t ha<sup>-1</sup> e a amplitude desses dados varia muito em função das grandes diferenças ambientais e de manejo florestal (Skorupa, 2001). Esses resíduos possuem alta relação C:N, variando de 30 a 100 dependendo da parte da planta em questão, além de altas relações C:P e C:S, resultando em lenta decomposição (Skorupa, 2001), o que pode favorecer o incremento dos estoques de COT à longo prazo.

Os estoques de NT acumulados até 100 cm foram similares para os solos sob mata nativa (8,47 t ha<sup>-1</sup>), eucalipto implantação e reformado (8,47 e 7,89 t ha<sup>-1</sup>, respectivamente). Os maiores estoques de NT foram observados para solos cultivados sob pastagem (10,47 t ha<sup>-1</sup>) (Figura 2). Reis Junior et al. (2004) observaram que pastagens formadas por algumas espécies do gênero *Brachiaria* poderiam beneficiar-se com o processo de fixação biológica do N<sub>2</sub> atmosférico (FBN), com destaque para a bactéria diazotrófica *Azospirillum amazonense*. Choné et al. (1991) observaram aumento de 10 % nos conteúdos de N em áreas de pastagem de oito anos em Latossolo Amarelo, em relação aos teores originais na Amazônia brasileira. Bernoux et al. (1999) observaram aumento no estoque de N do solo na camada 0-10 cm de 26,3 e 5,3 %, respectivamente, após 4 e 15 anos de implantação da pastagem, e atribuíram isso à FBN, uma vez que não houve incorporação deste nutriente por meio de adubações.

Pode ser ressaltada, também, inibição do processo de nitrificação pela *Brachiaria sp.*, aumentando o teor de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo, reduzindo a lixiviação (Souza et al, 2006). Subbarao et al. (2006) utilizando bioluminescência observaram que as enzimas amônia monooxigenase e hidroxilaminoxidoreductase em *Nitrosomonas* eram efetivamente bloqueadas pela atividade de inibidores biológicos de nitratos liberadas pelas raízes de *B. humidicola*, sendo a síntese e liberação dos componentes inibidores, estimulados pela presença de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no ambiente radicular (Subbarao et al., 2007).

### **3.2. Estoque de C lábil (CL) e C da biomassa microbiana do solo (CBMS)**

A remoção da mata nativa para a implantação da pastagem praticamente não alterou o estoque de CL do solo. Todavia, a substituição da pastagem pelo eucalipto causou redução de 8,9 % nos estoques de COT, 6,7 % no C não lábil (CNL) e 32,5 % no estoque de CL, sendo essa diferença significativa apenas para o CL (Figura 3). Esse comportamento ressalta a maior sensibilidade do CL em indicar declínio na MOS por meio

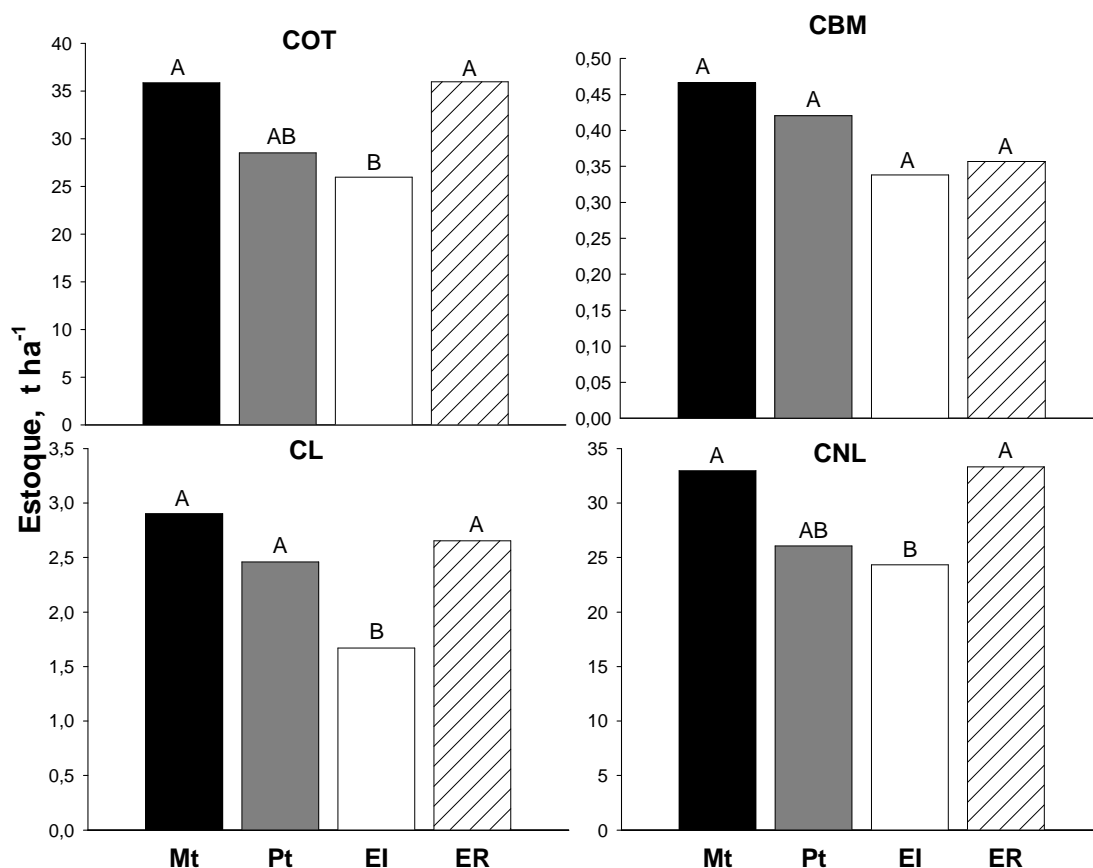
do cultivo, quando comparado ao CNL e COT. De maneira análoga, Blair et al. (1995), ao avaliarem solos da Austrália e Brasil, constataram que o cultivo agrícola (trigo em rotação com leguminosas e cana-de-açúcar) resultou em maior redução do CL (63,3 %) em comparação com aquelas observadas para o CNL (39,3 %) e o COT (44,9 %). Avaliando a dinâmica desses compartimentos em Latossolo do Brasil, após 12 meses da realização de cobertura morta em um experimento conduzido com cana-de-açúcar, esses mesmos autores observaram, também, aumentos de 39,7, 2,4 e 8,5 % no CL, CNL e COT, respectivamente.

Além do maior declínio do CL, Blair et al. (1995) também verificaram que, quando incorporaram uma leguminosa no sistema de rotação de cultura, foram notados aumentos no CL (58,8 %) superiores aos do CNL (15,7 %) e COT (21,6 %). Whitbread et al. (2000) e Lucas (2004) observaram que os estoques de CL diminuíram rapidamente, porém sua recuperação também foi rápida, o que sugere o uso do CL como um indicador sensível da dinâmica do C no sistema. A manutenção dos estoques de C do solo, especialmente as frações lábeis, é essencial à melhoria da qualidade do solo, formação e estabilização de agregados e sustentabilidade destes sistemas de produção (Blair & Crocker, 2000).

No solo sob cultivo de eucalipto reformado, observou-se a mesma tendência analisada para o COT. Em relação à pastagem, houve incrementos de 7,2 % no CL e 21,8 % no CNL, com valores similares aos da mata nativa (Figura 3). Por ocasião da colheita, a quantidade de matéria seca dos resíduos de eucalipto, para as áreas em Eunápolis – BA foram de: 2,53 t ha<sup>-1</sup> para as folhas, 3,39 e 3,47 t ha<sup>-1</sup> para galhos finos e grossos, respectivamente. E quando há descascamento da madeira na área há um aporte de casca de 13,0 t ha<sup>-1</sup>, totalizando 22,35 t ha<sup>-1</sup> de resíduo. Mendham et al. (2002b) e Foekel, (2005) observaram quantidades semelhantes de resíduo, folhas (1,0-3,0 t ha<sup>-1</sup>), galhos finos (2-3 t ha<sup>-1</sup>) e cascas (6 a 19 t ha<sup>-1</sup>), fatores que podem ter contribuído para o aumento de CL quando o eucalipto foi reformado. Em geral, o CL oxidado por KMnO<sub>4</sub> 0,333 mol L<sup>-1</sup> correspondeu, em média, de 7 a 9 % do COT.

Os estoques de C da biomassa microbiana (CBMS) não foram significativamente influenciados pelos sistemas de manejo (Figura 3), demonstrando que esse atributo, nesse caso, não foi um indicador sensível ao uso do solo. Provavelmente, o aporte praticamente contínuo de resíduos nos povoamentos de eucalipto, e o resíduo que permanece no solo durante a reforma, favoreceram a comunidade microbiana, assemelhando-se a floresta nativa. Todavia, mesmo não sendo significativo ( $p < 0,05$ ), observaram-se redução no

estoque de CBMS nos solos sob cultivo eucalipto de 1<sup>a</sup> e 2<sup>a</sup> rotações (0,34 t ha<sup>-1</sup> e 0,36 t ha<sup>-1</sup>, respectivamente), em relação ao solo sob mata nativa (0,46 t ha<sup>-1</sup>) e pastagem (0,42 t ha<sup>-1</sup>).



**Figura 3.** Estoque de C orgânico (COT), C da biomassa microbiana (CBMS), C lábil (CL), e C não lábil (CNL), na camada de 0-20 cm de solos sob mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reforma (ER). Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

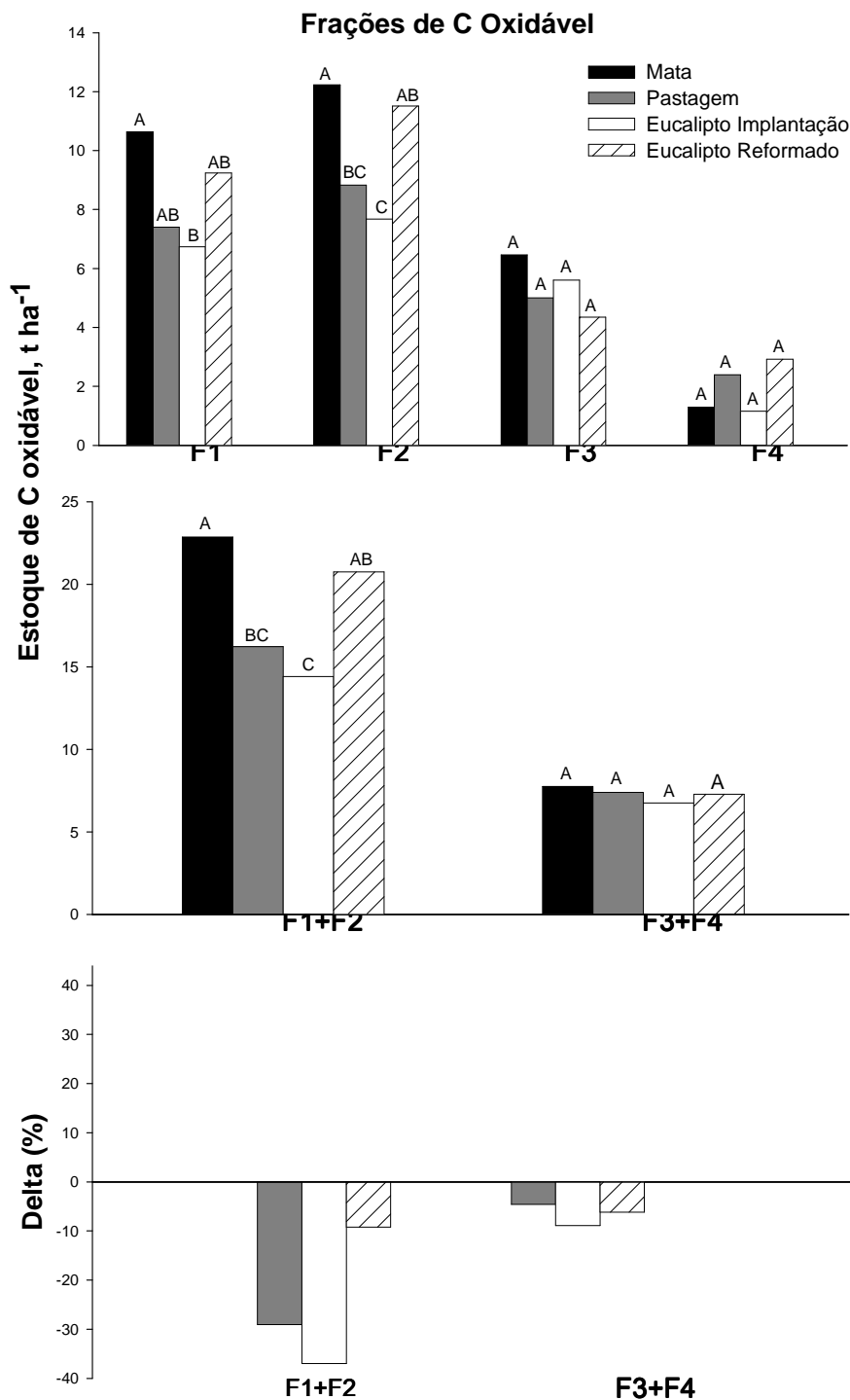
### 3.3. Frações de C oxidável em ácido com diferentes concentrações (gradiente ácido)

Os estoques de C oxidável em gradiente ácido (Cox) foram significativamente diferentes entre os tratamentos apenas para a fração 1 (F1) e fração 2 (F2), consideradas mais lábeis (Figura 4). Estas duas frações contribuíram com 70 % do COT. Avaliando um solo tratado com lodo de esgoto, Andrade (2005) encontrou teores de C para F1 e F2 correspondendo a cerca de 50 % do COT. Corroborando com os dados apresentados, Chan

et al. (2001), quando comparam a eficácia de diferentes espécies de pastagem para restaurar a qualidade do solo, observaram que a maioria das diferenças (78-92 %) entre os tratamentos ocorreu nas duas frações mais facilmente oxidáveis, ou seja, F1 e F2. Assim, o monitoramento dessas frações poderia ser usado como indicadores de mudanças na qualidade da MOS em solos florestais.

Os estoques de C nessas duas frações combinadas (F1+F2) demonstraram que a substituição da mata pela pastagem causou redução de 29 % nas frações consideradas mais lábeis, e continuou decrescendo com a implantação do eucalipto, só que em menor magnitude (11,2 %). Todavia, em segunda rotação, o eucalipto reformado (20,75 t ha<sup>-1</sup>) atingiu estoques superiores à pastagem (16,22 t ha<sup>-1</sup>) e similares aos solos de mata nativa (22,86 t ha<sup>-1</sup>) (Figura 4).

Analisadas separadamente ou combinadas, as frações 3 e 4 (F3 e F4) não apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os tratamentos (Figura 4). Em valores combinados (F3+F4), observou-se também que o solo sob cultivo de eucalipto implantação (6,76 t ha<sup>-1</sup>) reduziu o estoque de C em frações mais resistentes à oxidação, em relação à pastagem, só que em menor magnitude (8,3 %) que na F1+F2. Assim como nas frações lábeis, no solo sob eucalipto reformado (7,28 t ha<sup>-1</sup>) e pastagem (7,40 t ha<sup>-1</sup>), houve recuperação dessas frações atingindo valores similares ao da mata nativa (7,75 t ha<sup>-1</sup>), com redução no estoque de C de apenas 6 e 4,5 %, respectivamente. Quando se comparam os estoques de C da F1+F2 e da F3+F4 nos solos cultivados em relação aquele da mata nativa, a diferença (delta), é sempre negativa. Essas perdas de C ocorreram, principalmente, nas frações mais lábeis (F1+F2), mas as frações resistentes à oxidação também foram reduzidas (Figura 4).



**Figura 4.** Estoques de C nas frações oxidáveis obtidas sob gradiente de oxidação com ácido sulfúrico de solos sob mata nativa, pastagem, eucalipto-implantação e reformado, na camada de 0-20 cm. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). Delta é a diferença entre a fração de C mais facilmente oxidável (F1+F2) ou frações mais resistentes (F3+F4) e as respectivas frações no solo da referência (mata nativa).

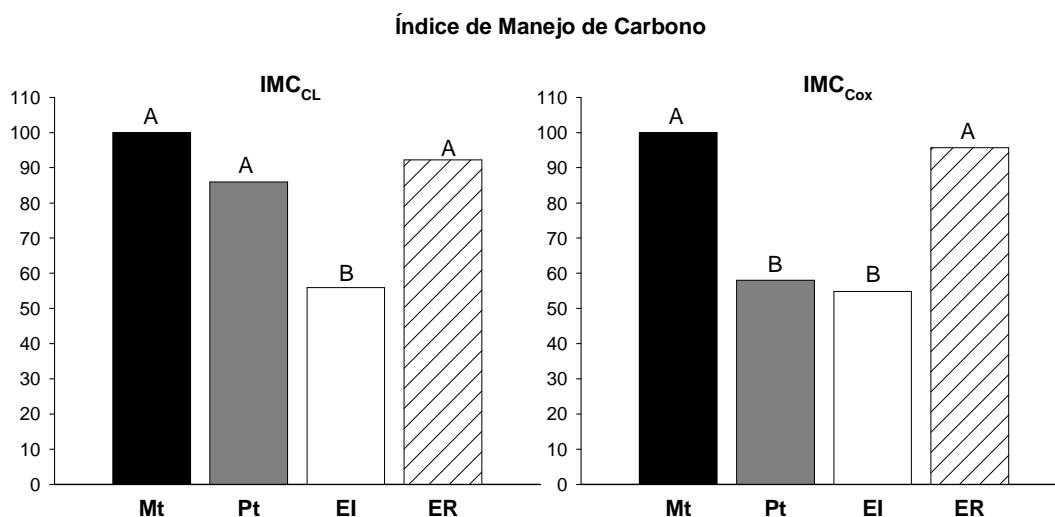
De modo geral, os resultados de estudos com essas frações de CL e Cox evidenciam que culturas agrícolas e, ou, sistemas de manejo que favorecem adições freqüentes de resíduo orgânico ao solo apresentam maior proporção de C na fração lábil, em relação à fração recalcitrante (Blair et al., 1995; Conteh et al., 1998; Chan et al., 2001), o que é consistente com o que foi observado, para o solo sob eucalipto, após a reforma. Isto é devido, provavelmente, à grande quantidade de matéria seca dos resíduos de eucalipto, para as áreas em Eunápolis – BA, 2,53 t ha<sup>-1</sup> para as folhas, 6,86 t ha<sup>-1</sup> para galhos e 13,0 t ha<sup>-1</sup> casca de, totalizando 22,35 t ha<sup>-1</sup> de resíduo depositada sobre o solo, além do aporte via ciclagem de raízes e rizodeposição reciclados no sítio florestal.

### 3.4. Índice de Manejo de Carbono

Diante da complexidade da MOS e de seu comportamento dinâmico, existe a necessidade de obtenção de índices que possam favorecer o monitoramento, ao longo das rotações, da capacidade do sistema de manejo em promover sua qualidade e sustentabilidade. Blair et al. (1995) e Vieira et al. (2007) sugerem o Índice de Manejo de Carbono (IMC), o qual leva em consideração aspectos da labilidade da MOS e permite comparar as mudanças que ocorrem no COT e CL em consequência do uso e manejo do solo. O fato de sistemas de manejo possuírem IMCs superiores ou significativamente iguais ao da mata nativa (100), que representa o sistema de referência, evidencia a capacidade de os mesmos em melhorar a qualidade do solo e promover a sustentabilidade do agroecossistema em regiões tropicais (Leite et al., 2003). Valores de IMC inferiores a 100 são indicativos de impacto negativo das práticas de manejo sobre os teores da MOS e qualidade do solo (Blair et al., 1995).

Calculado com base no C oxidado por KMnO<sub>4</sub>, o IMC<sub>CL</sub> demonstrou que a remoção da mata nativa para o cultivo da pastagem causou redução no IMC de 100 para 86, e a substituição da pastagem para implantação do eucalipto manteve a mesma magnitude de redução (56), sendo o eucalipto implantação o único uso do solo que resultou em reduções significativas ( $p < 0,05$ ) no IMC<sub>CL</sub> em relação à mata nativa (Figura 5). Todavia, quando se calcula o índice de manejo de C com base nas frações lábeis (F1+F2) e recalcitrantes (F3+F4) da MOS (IMC<sub>Cox</sub>), observou-se maior sensibilidade na detecção de diferenças quando o solo foi manejado. Por esse índice observou que a maior redução ocorreu quando houve remoção da mata nativa (100) para o cultivo da pastagem (58), não

diferenciando estatisticamente ( $p < 0,05$ ) do solo onde ocorreu a implantação do eucalipto (55). Todavia, para ambos após a colheita, com cultivo de eucalipto em reforma, houve recuperação dos índices  $IMC_{CL}$  (92) e  $IMC_{Cox}$  (95), demonstrando que ocorreu melhoria na qualidade solo e, indicando que os sistemas florestais em que os resíduos da colheita são deixados na área, são mais sustentáveis em longo no prazo.



**Figura 5.** Índice de Manejo de Carbono na camada de 0-20 cm de solos sob mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reforma (ER). Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

#### 4. CONCLUSÕES

1. A remoção da mata nativa para o cultivo de pastagem e implantação de eucalipto causa maior redução nas frações lábeis da matéria orgânica do solo, do que no estoque de carbono orgânico total (COT).
2. A manutenção de resíduos da colheita do eucalipto e a forma de manejo empregado, por ocasião de reforma, contribuem para recuperar o índice de manejo de C (IMC) e aumentar o estoque de COT e C lábil no solo.
3. A pastagem é o uso do solo que mantém os maiores estoques de N total do solo.
4. A análise do COT é sensível para detectar diferenças entre os diferentes usos do solo, porém a magnitude dos efeitos são maiores nas frações lábeis da MOS.



## 5. LITERATURA CITADA

- ANDRADE, C.A.; OLIVEIRA, O. & CERRI, C.C. Qualidade da matéria orgânica e estoques de carbono e nitrogênio em latossolo tratado com biossólido e cultivado com eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:803-816, 2005.
- BAKER, J.M.; OCHSNER, T.E.; VENTEREA, R.T. & GRIFFIS, T.J. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? Commentary. *Agric. Ecos. Envir.*, 118:1–5, 2007.
- BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; GERALDES, A.P.A. & FERNANDES, S.A.P. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronosequência de floresta tropical - pastagem de Paragominas. *Scientia Agricola*, 56:777-783, 1999.
- BLAIR, N.; FAULKNER, R.D.; TILL, A.R. & CROCKER, G.J. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part III. Tamworth crop rotation experiment. *Soil Till. Res.*, 91:48–56, 2006.
- BLAIR, G.J.; LEFROY, R.; WHITBREAD A.; BLAIR N. & CONTEH, A. The development of the  $KMnO_4$  to determine labile carbon in soil and its use in a carbon management index. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F., & STEWART, D.B.A. (Ed.) *Assessment methods for soil carbon*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. p. 323-337, 2001.
- BLAIR N. Impact of cultivation and sugar-cane green trash management on carbon fractions and aggregate stability for a Chromic Luvisol in Queensland, Australia. *Soil Till. Res.*, 55:183-191, 2000.
- BLAIR, N. & CROCKER, G.J. Crop rotation effects on soil carbon and physical fertility of two Australian soils. *Aust. J. Soil Res.*, 38:71-84, 2000.
- BLAIR, G.J., LEFROY, R.D.B. & LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.*, 46:1459-1466, 1995.
- BROWN, S.; ANDERSON, J.M.; WOOMER, P.L.; SWIFT, M.J. & BARRIOS, E. Soil biological processes in tropical ecosystems. In: WOOMER, P.L.; SWIFT, M.J. *The biological management of tropical soil fertility*. Chichester: John Wiley, 1994. cap. 2, p.17-46.

- CHAN, K.Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic paleustalf under different pasture leys. *Soil Science*, 166:61-67, 2001.
- CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CORREA, J.C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Changes in organic matter in an Oxisol from the Central Amazonian forest during eight years as pasture, determined by <sup>13</sup>C isotopic composition. In: BERTHELIN, J. ed. *Diversity of environmental biogeochemistry*. Amsterdam: Elsevier, 1991. p.397-405.
- CONTEH, A.; BLAIR, G.J. & ROCHESTER, I.J. Soil organic carbon fractions in a Vertisol under irrigated cotton production as affected by burning and incorporating cotton stubble. *Aust. J. Soil Res.*, 36:655-667, 1998.
- DUFRANC, G.; DECHEN, S.C.F; FREITAS, S.S. & CAMARGO, O.A. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois Latossolos em plantio direto no Estado de São Paulo. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:505-517, 2004.
- FOELKEL, C. Minerais e nutrientes das árvores dos eucaliptos: Aspectos ambientais, fisiológicos, silviculturais e industriais acerca dos elementos inorgânicos presentes nas árvores. *Eucalyptus Online Book & Newsletter*, 2005, 133p. Disponível em <http://www.eucalyptus.com.br/disponiveis.html> Acessado em: 04/10/2007.
- FRANCHINI, J.C.; HOFFMANN-CAMPO, C.B.; TORRES, E.; MIYAZAWA, M. & PAVAN, M.A. Organic composition of green manures during growth and its effect on cation mobilization in an acid Oxisol. *Com. Soil Sci. Plant Anal.*, 34:2045-2058, 2003.
- ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biol. Fert. Soils*, 27:408-416, 1998.
- LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manag.*, 220:242-258, 2005.
- LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S.; NEVES, J.C.L.; MACHADO, P.L.O. A & GALVÃO, J.C.C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:821-832, 2003.
- LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; MENDONÇA, E.S.; SMYTH, T.J.; MOREIRA, M.S. & LEITE, F.P. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *For. Ecol. Manag.*, 235: 219-231, 2006.
- LOGINOW, W.; WISNIEWSKI W.; GONET, S.S. & CIESCINSKA, B. Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation. *Polish J. Soil Sci.* 20:47-52, 1987.

- LUCAS, S.T. Evaluation of labile soil carbon test for prediction of soil productivity response to organic matter management. University of Maryland - Department of Natural Resource Sciences and Landscape Architecture, 2004. 212 p. (Tese de Mestrado)
- MENDHAM, D.S.; SANKARAN K.V.; O'CONNELLA, A.M. & GROVE, T.S. Eucalyptus globulus harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 1903–1912, 2002a.
- MENDHAM, D.S.; CONNELL, A.M. & GROVE, T.S. Organic matter characteristics under native forest, long-term pasture, and recent conversion to eucalyptus plantations in Western Australia: microbial biomass, soil respiration, and permanganate oxidation. *Aust. J. Soil Sci.*, 40:859–872, 2002b.
- NAMBIAR, E.K.S. Sustained productivity of forest is a continuing challenge to Soil Science. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:1629-1642, 1996.
- PASSOS, R.R.; RUIZ, H.A.; MENDONÇA, E.S.; CANTARUTTI, R.B & SOUZA, A.P. Substâncias húmicas, atividade microbiana e carbono orgânico lábil em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:1119-1129, 2007.
- RASSE, D.P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M. F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil*, 269: 341–356, 2005.
- REIS JUNIOR, F.B.; SILVA, M.F. da; TEIXEIRA, K.R.S.; URQUIAGA, S.; REIS, V.M. Intra-specific diversity study of the nitrogen fixing bacterium *Azospirillum amazonense* isolated from different *Brachiaria* species. *Symbiosis*, 36:41-56, 2004.
- ROSA, M.E.C.; OLSZEWSKI, N.; MENDONÇA, E.S.; COSTA, L.M. & CORREIA, J.R. Formas de carbono em latossolo vermelho Eutroférico sob plantio direto no sistema biogeográfico do cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:911-923, 2003.
- SCHLOTER, M.; DILLY, O. & MUNCH, J.C. Indicators for evaluating soil quality. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 98:55-262, 2003.
- SHANG, C. & TIESSEN, H. Organic matter lability in tropical Oxisol: Evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, and magnetic fractionations. *Soil Sci.*, 162:795-807, 1997.

- SHRESTHA, R.K.; LADHA, J.K. & LEFROY, R.D.B. Carbon management for sustainability of an intensively managed rice-based cropping system. *Biol. Fert. Soils*, 36: 215-223, 2002.
- SICARDI, M.; GARCIA-PRE´CHAC, F. & FRIONI, L. Soil microbial indicators sensitive to land use conversion from pastures to commercial *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) plantations in Uruguay. *Appl. Soil Ecol.*, 27:125– 133, 2004.
- SILVEIRA, R.B.; MELLONI, R. & MELLONI, E.G.P. Atributos microbiológicos e bioquímicos como indicadores da recuperação de áreas degradadas, em Itajubá-MG. *Cerne*, 12:48-55, 2006.
- SILVA, I.R. & MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F., CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L. eds. Fertilidade do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.
- SKORUPA, A.L.A. Acumulação e decomposição de litter em povoamento de eucalipto na região do Baixo Rio do Doce-MG. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2001. 68p. (Tese de Mestrado)
- SOUZA, L.S.; VELINI, E.D.; MARTINS, D. & ROSOLEM, C.A. Efeito alelopático de capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) sobre o crescimento inicial de sete espécies de plantas cultivadas. *Planta Daninha*, 24:657-668, 2006.
- SPARLING, G.P. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: PANKHURST, C.; DOUBE, B.M. & GUPTA, V.V.S.R., eds. Biological indicators of soil health. Cambridge, CAB International, 1997. p.97-120.
- SUBBARAO, G.V.; ISHIKAWA, T.; ITO, O.; NAKAHARA K.; WANG, H.Y. & BERRY, W.L. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. *Plant Soil*, 288:101–112, 2006.
- SUBBARAO, G.V.; WANG, H.Y.; ITO, O.; NAKAHARA K.; & BERRY, W.L. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> triggers the synthesis and release of biological nitrification inhibition compounds in *Brachiaria humidicola* roots. *Plant Soil*, 290:245–257, 2007.
- TIROL-PADRE, A. & LADHA, J.K. Assessing the reliability of permanganate-oxidizable carbon as an index of soil labile carbon. *Soil Sci. Soc Am. J.*, 68: 969-978, 2004.
- VIEIRA, F.C.B.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J. & HE, Z.L. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter

- in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. *Soil Till. Res.*, 96: 195–204, 2007.
- WALKLEY, A. & BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, 37:29–38, 1934.
- WHITBREAD, A.M., BLAIR, G.J. & LEFROY, R.D.B. Managing legume leys, residues and fertilisers to enhance the sustainability of wheat cropping systems in Australia 2. Soil physical fertility and carbon. *Soil Tillage Res.*, 54:77-89, 2000.
- YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 19:1467-1476, 1988.
- ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T.M.; MILTNER, A. & SCHROTH, G. Factor controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*, 79:117-161, 1997.
- ZINN, Y.L.; RESCK, D.V.S. & SILVA, J.E. Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the *Cerrado* region of Brazil. *For. Ecol. Manag.*, 166: 285-294, 2002.

## **CAPÍTULO 2**

### **FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DE ARGISSOLOS DE TABULEIROS COSTEIROS CULTIVADOS COM EUCALIPTO: II – BIOMASSA MICROBIANA, MATÉRIA ORGÂNICA LEVE E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS**

#### **RESUMO**

A conversão de pastagens degradadas em florestas plantadas de eucalipto modifica as frações lábeis e humificadas da matéria orgânica do solo (MOS), mas a magnitude destas alterações é pouco conhecida no bioma da Mata Atlântica de Tabuleiros Costeiros. Assim, com o objetivo de avaliar as mudanças causadas pelo cultivo do eucalipto nos estoques de C e N nessas frações, foram selecionadas áreas cujos solos foram então amostrados nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm, de áreas anteriormente ocupadas por pastagem e, atualmente, cultivadas com eucalipto no final da primeira implantação (eucalipto implantação); em áreas com eucalipto na segunda rotação cultivado em sistema de reforma (eucalipto reformado); em pastagem e mata nativa, esta última tomada como referência. O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com seis repetições, sendo os tratamentos analisados em parcelas subdivididas (usos do solo na parcela e profundidades na subparcela). As características analisadas foram C e N da biomassa microbiana do solo (BMS), matéria orgânica leve livre (MOLL) e substâncias húmicas. O cultivo do eucalipto causou impactos negativos nos estoques de C e N da BMS, na mesma magnitude que a pastagem. A substituição da mata nativa pela pastagem e a retirada da pastagem para implantação do eucalipto ocasionaram reduções nos estoques de C da MOLL e substâncias húmicas (SH). No entanto, quando cultivado sob reforma, em 2ª rotação, houve recuperação do estoque de C nestas frações retornando aos valores similares ao solo sob mata nativa. O eucalipto manejado sob reforma promoveu incrementos de 16, 18 e 26 % para os estoques de C nas frações húmica (Hum), ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF), respectivamente, em comparação à primeira rotação. Comparativamente ao solo com pastagem, o maior ganho ficou restrito à fração Hum (19,18 %). A pastagem foi o uso do solo que manteve os maiores estoques de N em todas as frações da MOS. Assim como o C, a maior parte deste N no solo sob pastagem está associada à fração Hum. A análise do C nas SH foi sensível para detectar diferenças entre os usos do solo, porém a magnitude dos efeitos é maior na fração de labilidade intermediária (MOLL). O teor de C da biomassa microbiana, apesar de ser menor

superficialmente nos solos com interferência antrópica, somente apresentou diferença significativa quando analisado em maiores profundidades.

**Termos de indexação:** Mudanças de uso da terra, seqüestro de carbono, conversão de pastagem, ácidos húmicos.

## **ABSTRACT**

### **ORGANIC MATTER FRACTIONS IN COASTAL PLAIN ARGISSOLS CULTIVATED WITH EUCALYPT: II – MICROBIAL BIOMASS, LIGHT ORGANIC MATTER AND HUMIC SUBSTANCES**

The conversion of degraded pastures to short-rotation eucalypt has the potential to modify the labile and humic fractions of the soil organic matter (SOM), but little known about such alterations in the humid Atlantic Forest ecosystem of Brazilian Coastal Plains. Thus, with the objective to evaluate the changes caused by cultivation of short-rotation eucalypt on organic carbon (C) and total nitrogen (TN) stocks of the soil microbial biomass (MB), light fraction (LF) and humic substances (HS). The selected soils were sampled in the 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 and 60-100 cm depths in areas previously under planted pasture, and currently cultivated with short-rotation eucalypt at the end of the first rotation–(implantation eucalypt); eucalypt in the second rotation, as a new stand (reformed eucalypt); planted pasture, and native vegetation (Atlantic Forest), used as a reference. The study was in a completely randomized block design with six replicates, and treatments were analyzed as split-plots. It was found that when compared to the native forest soil the eucalypt implantation caused a negative impact on C and N stocks of soil MB, and it was at same magnitude as did the pasture. The clearing of the pasture for planted pasture, as well as the subsequent substitution of the pasture by the first-rotation eucalypt, caused reductions in C stocks of the LF and HS fractions. However, the second-rotation eucalypt when cultivated under reform led to a recovery of C stocks in these fractions, which returned to levels similar to those found in the soil under native forest. The soil under reformed (second-rotation) eucalypt showed increases of 16, 18 and 26 % in C stocks of the fulvic acids (AF), humic acids (AH) and humin (Hum) fractions, respectively, as compared to the implantation (first-rotation) eucalypt soil. Comparatively to the pasture

soil, the gain was restricted to the Hum fraction (19,18 %). The pasture was the soil use that maintained the largest stocks of N in every SOM fraction. Similar to the pattern observed for C, most of this N in the soil under pasture is associated with the Hum fraction. The analysis of C in SH fractions was sensitive enough to detect differences among the soil uses, however the magnitude of effects were larger in the LF C stocks. The C stocks of BM, despite being smaller in superficial layers of soils that had anthropic influence, showed significant differences only when analyzed in combination with greater soil depths.

**Index Terms:** Land use change, carbon sequestration, pasture conversion, humic acid

## 1. INTRODUÇÃO

Os tabuleiros costeiros são uma extensa faixa da região litorânea do Brasil e, especialmente para a região Nordeste, estes solos têm grande importância social e econômica, porque sustenta o cultivo de grande número de culturas, como: cana-de-açúcar, citros, mamão e pastagem, esta última, na sua maioria degradada devido, principalmente, à falta de insumos e manejo inadequado. A substituição da pastagem por cultivo de eucalipto, geralmente de curta rotação (7-9 anos), é uma atividade em expansão nessas áreas; somente na Bahia são mais de 500 mil ha de área plantada (ABRAF, 2006). O plantio de eucalipto nessas áreas certamente altera várias características do solo; todavia, o tipo e a magnitude dessas alterações são pouco conhecidos, e quando se tem informação, está restrita às camadas superficiais. Mais recentemente, tem-se aumentado a demanda por indicadores sensíveis e reproduzíveis, que detectem mudanças na qualidade do solo até camadas mais profundas, particularmente em solos florestais.

Neste contexto, a matéria orgânica do solo (MOS) é frequentemente citada como um dos principais indicadores da sustentabilidade dos solos, devido a sua estreita relação com as características químicas, físicas e biológicas do solo (Freixo et al., 2002; Garay et al., 2004, Franchini et al., 2007). Além de ter um papel importante no sequestro de C atmosférico (Swift et al., 2001; Freixo et al., 2002; Jandl et al., 2007), sua quantificação e qualificação em compartimentos fornece subsídios à modelagem da dinâmica da MOS (Leite et al., 2004).



Em locais onde o uso anterior não favoreceu a manutenção da MOS, o aumento no seu teor nos primeiros anos de rotação, após a implantação do eucalipto, pode não ser evidente. De fato, resultados de estudo de curta duração (32 meses) em solos com *Eucalyptus saligna* estabelecido sob cultivo anterior de cana de açúcar no Havaí, levaram Binkley & Resh (1999) a sugerirem que não se deveriam ter grandes expectativas para incrementos no conteúdo da MOS depois do estabelecimento de florestas, porque as adições de C no solo oriundo da floresta são compensadas pelas rápidas perdas de C derivado da cultura anterior. Tais resultados foram confirmados por Binkley et al. (2004), que no término da primeira rotação de *E. saligna* (8 anos), mesmo com alta fertilização e alta produtividade, não observaram aumento líquido no estoque de carbono orgânico total (COT) nos primeiros 45 cm de profundidade.

A substituição de pastagens por florestas plantadas geralmente leva a redução nos teores de MOS. Davis & Condrón (2002) observaram que, em média, os teores de C na camada de 0-10 cm foram 9,5 % menores nas florestas com menos de 20 anos em relação à pastagem adjacente. Todavia, ao longo do tempo houve recuperação da MOS, pois em florestas com mais de 20 anos de idade, não houve diferenças significativas em comparação com os solos sob pastagem. Por outro lado, Lima et al. (2006), estudando a substituição de pastagem degradada por eucalipto no Sudeste do Brasil, observaram que com exceção da biomassa microbiana, o cultivo de eucalipto (quatro rotações) na região de Belo Oriente, causou aumento do estoque de C nas frações lábeis e humificadas da MOS na camada de 0-20 cm de profundidade. Ainda são escassos estudos que englobam camadas mais profundas.

Estudos têm demonstrado que determinados compartimentos da MOS são capazes de indicar mais rapidamente alterações na MOS decorrentes da mudança de uso ou manejo do solo. Numa escala crescente de sensibilidade têm-se: a biomassa microbiana do solo (BMS), com menor tempo de ciclagem, bastante variável e sensível, considerada como compartimento ativo na dinâmica da MOS (Insan & Domsh, 1988; Gama-Rodrigues, 1997; Rosa et al., 2003; Gama-Rodrigues et al., 2005); em seguida, representando uma medida de sensibilidade intermediária, está a matéria orgânica leve (MOL) (Freixo et al., 2002; Roscoe & Buurman, 2003; Pinheiro et al., 2004; Jinbo et al., 2007) e, por último, as substâncias húmicas (SH), como as mais recalcitrantes, abundantes e quimicamente ativas (Jandl et al., 2007; Fernández et al., 2007).

Estudos constataram que a fração leve livre da MOL e a BMS mostraram-se mais sensíveis às mudanças no uso do solo que a fração pesada (FP) e os estoques de C orgânico total (COT) (Insan & Domsh, 1988; Gama-Rodrigues, 1997; Freixo et al., 2002; Roscoe & Buurman, 2003; Pinheiro et al., 2004; Xavier et al., 2006; Ashagrie et al., 2007; Jinbo et al., 2007). Além da análise de frações lábeis e intermediárias, o estudo das frações mais recalcitrantes torna-se essencial, pois o potencial para seqüestrar C de qualquer solo depende de sua capacidade de acumular C nas substâncias húmicas (SH) (Olendzki, 2006; Grinhut et al., 2007). Na natureza, as substâncias húmicas (principalmente ácidos húmicos e huminas) são mais resistentes à biodegradação, com tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) podendo atingir milhares de anos (Grinhut et al., 2007).

Sendo o C e o N componentes da MOS, a dinâmica do N está intimamente associada à dinâmica do C. Assim, solos degradados pelo cultivo e com baixos teores de MOS normalmente são deficientes em N, o que pode limitar a estabilização de C nas substâncias húmicas do solo (Stevenson, 1994; Moran et al., 2005). A hipótese para este trabalho é que o cultivo de eucalipto em áreas anteriormente ocupadas por pastagens extensivas seria uma boa opção para o aumento dos estoques de C e N nas frações da MOS. A fração leve livre da MOS (MOLL) e a biomassa microbiana do solo (BMS) seriam indicadores mais sensíveis às mudanças impostas pelo uso do solo do que as substâncias húmicas. E nesta última classe, os ácidos fúlvicos e húmicos seriam mais susceptíveis que a humina às alterações induzidas pela mudança no uso do solo. Para testar essa hipótese, o presente estudo avaliou o impacto do cultivo de eucalipto, em sucessão à pastagem degradada, nos estoques de C e N nas frações da MOS, tendo como referência solos sob vegetação nativa (Mata Atlântica) e como uso alternativo a pastagem na região do extremo Sul do estado da Bahia.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Características do local e preparo das amostras**

O estudo foi realizado em plantações comerciais de eucalipto localizadas na região de Eunápolis, Sul do Estado da Bahia. As coordenadas geográficas aproximadas são: 48°18' de latitude Sul e 81°97' de longitude Oeste. O clima dessa região, pela classificação

de Köppen, é do tipo Af, com temperatura média anual de 23,2 °C, e pluviosidade média de 1.000 a 1.200 mm ano<sup>-1</sup>, bem distribuída ao longo do ano. A altitude média da região é de 180 m, e a cobertura vegetal natural é floresta umbrófila densa (Mata Atlântica). O solo é classificado como Argissolo Amarelo Tb álico e de fertilidade natural muito baixa, textura média sobre argilosa, derivado do grupo Barreiras.

Foram selecionadas para a amostragem de solo áreas cultivadas com eucalipto no final da primeira rotação (7,7 anos) denominado eucalipto implantação e, povoamentos de eucalipto no início da segunda rotação, em sistema de reforma (1,2 ano) denominado eucalipto reformado. Ambos foram implantados em áreas ocupadas anteriormente por pastagens com *Brachiaria humidicola* sem uso de insumos. Selecionaram-se ainda, áreas próximas com solos de mesma classe, cultivadas com pastagem (*B. humidicola*) e, mata nativa (Mata Atlântica), esta última tomada como referência, totalizando quatro tratamentos. O histórico de uso dessas áreas encontra-se no Quadro 1. Os dados foram analisados considerando-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com seis repetições, sendo os tratamentos analisados em parcelas subdivididas (usos do solo na parcela e profundidades na subparcela).

Nessas áreas com diferentes usos do solo, considerando topografia, cobertura vegetal natural ou florestal e histórico de manejo, foram selecionados para amostragem de solos talhões de, aproximadamente, 20 ha. As distribuições dos pontos de coleta das amostras simples foram aleatórios e feitos em zig-zag e, nas áreas de eucalipto a coleta foi feita na entrelinha de plantio. Foram coletadas amostras compostas (oriundas de vinte amostras simples) de solo nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm por meio de tradagem. Em cada talhão e em cada profundidade foram abertas trincheiras, onde foram coletadas amostras indeformadas com anéis volumétricos para se estimar a densidade do solo. Após a coleta, as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas, passadas em peneira com malha de 2 mm, homogeneizadas e sub-amostras foram retiradas para caracterização física e química (Quadro 2).

**Quadro 1.** Histórico de uso da mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reformado (ER).

Uso do solo	Relevo	Cultivo anterior	Cultivo atual	Manejo do solo	Adubação base	Principais espécies Nome científico	Produtividade
<b>Mt</b>	plano	Mata Atlântica	Mata Atlântica	Sem interferência antrópica	Não realizada	<i>Manikara bella monach</i> <i>Bombax macrophylla</i> <i>Cróton floribundus</i>	Não tem informações
<b>Pt</b>	plano	Mata Atlântica	Pastagem com 15 anos de idade	Uso do fogo, esporadicamente, até o ano 2000.	Não realizada	<i>Brachiaria humidicola</i>	5.400 kg MS ha <sup>-1</sup> (P. Aérea); 7.000 kg ha <sup>-1</sup> MS (Raiz)
<b>EI</b>	plano	Pastagem (por aproximadamente 15 anos), precedido por mata nativa	Final da 1ª rotação com 7,7 anos	Escarificação e gradagem na implantação da pastagem + subsolagem a 90 cm de profundidade na implantação do eucalipto	Fertilizantes utilizados na implantação do eucalipto: 100 g/ cova de NPK 6-30-6 + 250 kg/ha de Fosfato Natural Reativo localizado no sulco de subsolagem + 150 kg/ha de NPK 05-38-05 em cobertura	Híbridos clonais de <i>E. grandis</i> com <i>E. urophylla</i>	64,2 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
<b>ER</b>	plano	Eucalipto (durante 8 anos), precedido de Pastagem (por aproximadamente 7 anos), precedido por mata nativa	Início da 2ª rotação, com 1,2 ano	Escarificação e gradagem na implantação da pastagem + subsolagem a 90 cm de profundidade na implantação e também na reforma do eucalipto	A adubação da Implantação anterior foi igual à descrita acima. A adubação da reforma foi: 100 g/ cova de NPK 6-30-6 + 350 kg/ha de Fosfato Natural Reativo localizado no sulco de subsolagem + 250 kg/ha de NPK 10-00-30 em cobertura	Híbridos clonais de <i>E. grandis</i> com <i>E. urophylla</i>	45,2 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>

**Quadro 2.** Caracterização química e física de amostras de Argissolo amarelo com diferentes cultivos, em Eunápolis sul da BA.

Uso do solo	Prof.	pH	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	H+Al	P	K	A.grossa	A.fina	Silte	Argila	Dens.
	---cm---		-----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----			---mg dm <sup>-3</sup>		-----%-----				g cm <sup>-3</sup>
	0-20	5,05	1,48	0,44	4,3	1,7	44	11,65	73,21	0,85	14,28	1,19
<b>Mata</b>	20-40	5,03	0,34	0,16	3,7	1,5	17	11,73	58,11	3,18	26,98	1,37
	40-60	5,20	0,28	0,14	4,0	1,4	10	10,79	42,57	2,93	43,72	1,39
	60-100	-	-	-	-	-	-	9,71	40,02	2,79	47,48	1,43
	0-20	5,66	2,24	0,48	1,3	1,5		10,61	68,87	2,31	17,91	1,47
<b>Pastagem</b>	20-40	5,65	1,49	0,29	1,7	1,9		11,52	58,16	3,42	26,89	1,46
	40-60	5,34	0,88	0,25	2,1	1,2		11,67	48,54	2,93	36,87	1,45
	60-100	-	-	-	-	-		10,17	47,54	2,69	39,95	1,37
	0-20	5,30	1,70	0,29	3,0	2,1	15	10,88	71,85	2,05	15,22	1,31
<b>Euc Imp</b>	20-40	5,32	0,89	0,16	2,9	0,9	5	10,98	63,92	3,28	21,28	1,39
	40-60	5,21	0,57	0,12	2,9	0,8	4	10,90	57,21	3,37	28,51	1,37
	60-100	-	-	-	-	-	-	11,41	51,21	2,58	34,80	1,31
	0-20	5,25	1,84	0,45	3,5	2,4	26	11,46	66,79	2,20	19,56	1,41
<b>Euc Ref</b>	20-40	5,10	0,82	0,18	3,5	1,4	22	11,18	59,90	3,16	25,76	1,45
	40-60	5,2	0,84	0,17	2,9	1,1	20	11,41	51,76	1,85	34,98	1,50
	60-100	-	-	-	-	-	-	11,86	44,83	2,04	41,26	1,42

pH em H<sub>2</sub>O – relação 1:2,5; P – K – Extrator Mehlich 1; Ca – Mg – Al – KCl – 1 mol L<sup>-1</sup>; H+Al – Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup>; Areia, silte e argila – método da pipeta. Fonte: **Laboratório DPS/UFV**.

## 2.2. Carbono da biomassa microbiana do solo

Para determinação do teor de C da biomassa microbiana do solo (CBMS) foram pesados 50 g de TFSA, que foram acondicionados em copos plásticos com tampas perfuradas e incubadas com umidade a 70 % da capacidade de campo (-33 kPa) em ambiente controlado sob temperatura de 25 °C, por 15 dias, para permitir o restabelecimento da comunidade microbiana. Neste período a umidade das amostras foi aferida por meio de pesagem a cada quatro dias.

Após essa incubação, o CBMS foi extraído pelo método da irradiação-extração (Islam & Weil, 1998) e nos extratos foi determinado o teor de C por meio de oxidação via úmida, com K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (Yeomans & Bremner, 1988).

### **2.3. Carbono e nitrogênio da fração leve livre da matéria orgânica solo (MOLL)**

Para determinação da fração leve livre da MOL, 15 g de solo (TFSA) e 30 mL de solução de iodeto de sódio (NaI), densidade 1,8 kg L<sup>-1</sup>, foram adicionados a um tubo de centrifuga de 50 mL, agitados manualmente em sentido vertical (12 vezes) e, posteriormente, centrifugados a 2.500 rpm (1500 g) durante 15 min. Após a centrifugação, o material orgânico em suspensão foi transferido para peneira de 100 mesh (0,149 mm) e lavado com água destilada. Em seguida, este material foi transferido para copo plástico de 50 mL e seco a 65 °C por três dias. Após a secagem o material foi pesado, moído e os teores de C e N quantificados por combustão via seca em analisador elementar (Perkin-Elmer series II CHNS/O).

### **2.4. Carbono e nitrogênio das substâncias húmicas**

Sub-amostras de solo (TFSA) foram trituradas e passadas em peneira de 0,149 mm e submetidas ao fracionamento de substâncias húmicas (SHs), segundo o método da International Humic Substances Society (IHSS) (Swift, 1996). Deste fracionamento foram obtidas as frações correspondentes aos ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e huminas (Hum), segundo a solubilidade diferencial em soluções ácidas e alcalinas. Do somatório de todas essas frações húmicas foram obtidas as SHs. A determinação do teor de C em cada fração húmica foi realizada pelo método de oxidação via úmida, com aquecimento externo, proposto por Yeomans & Bremner (1988), e o de N pelo método de Kjeldhal, após digestão sulfúrica.

### **2.5. Estimativa do estoque de carbono e nitrogênio no solo e análises estatísticas**

Para corrigir a influência da compactação do solo, os estoques de C foram obtidos por meio da multiplicação do teor (g kg<sup>-1</sup>) pela massa de solo da vegetação de referência (mata nativa), em cada profundidade estudada. A massa de solo de referência foi obtida por meio da multiplicação da espessura de cada camada (m), pela sua densidade (kg dm<sup>-3</sup>), e pelo volume de solo (dm<sup>3</sup>) e, ao final obteve-se o somatório do estoque de C de cada camada até 100 cm de profundidade. Os estoques de C e N da BM foram calculados até a camada de 60 cm devido à dificuldade metodológica na detecção desses teores nos extratos

a profundidade de 60-100 cm. Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias dos tratamentos comparados pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ), utilizando os programas estatísticos SAEG 9.0 e Sigma Plot 9.0.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Biomassa microbiana do solo (BMS)

Todos os solos submetidos à interferência antrópica apresentaram redução do estoque de CBMS, já nas camadas superficiais. No entanto, os estoques de C e N da biomassa microbiana (BMS) foram significativamente ( $p < 0,05$ ) influenciados pelo uso do solo somente quando o perfil foi analisado abaixo da camada de 40 cm (Figura 1), possivelmente, devido ao somatório das pequenas diferenças entre as camadas individuais até 60 cm de profundidade. Isto demonstra que considerar as análises apenas nas camadas superficiais (0-20 cm) pode tornar obscuras as informações importantes entre os tratamentos, especialmente em solos florestais. Em estudo recente, Kramer & Gleixner (2008) encontraram atividade microbiana em amostras de solo a maiores profundidades (até 60 cm). Estudando fontes de C para comunidades microbianas, especialmente bactérias, em diferentes profundidades, esses autores observaram predominância de bactérias gram-negativas na superfície (0-20 cm), as quais usavam como fonte energética o C derivado de plantas, enquanto que em maiores profundidades (20-40 e 40-60 cm), predominavam as bactérias gram-positivas que utilizavam como fonte energética o C derivado da MOS mais estabilizada (Kramer & Gleixner, 2008).

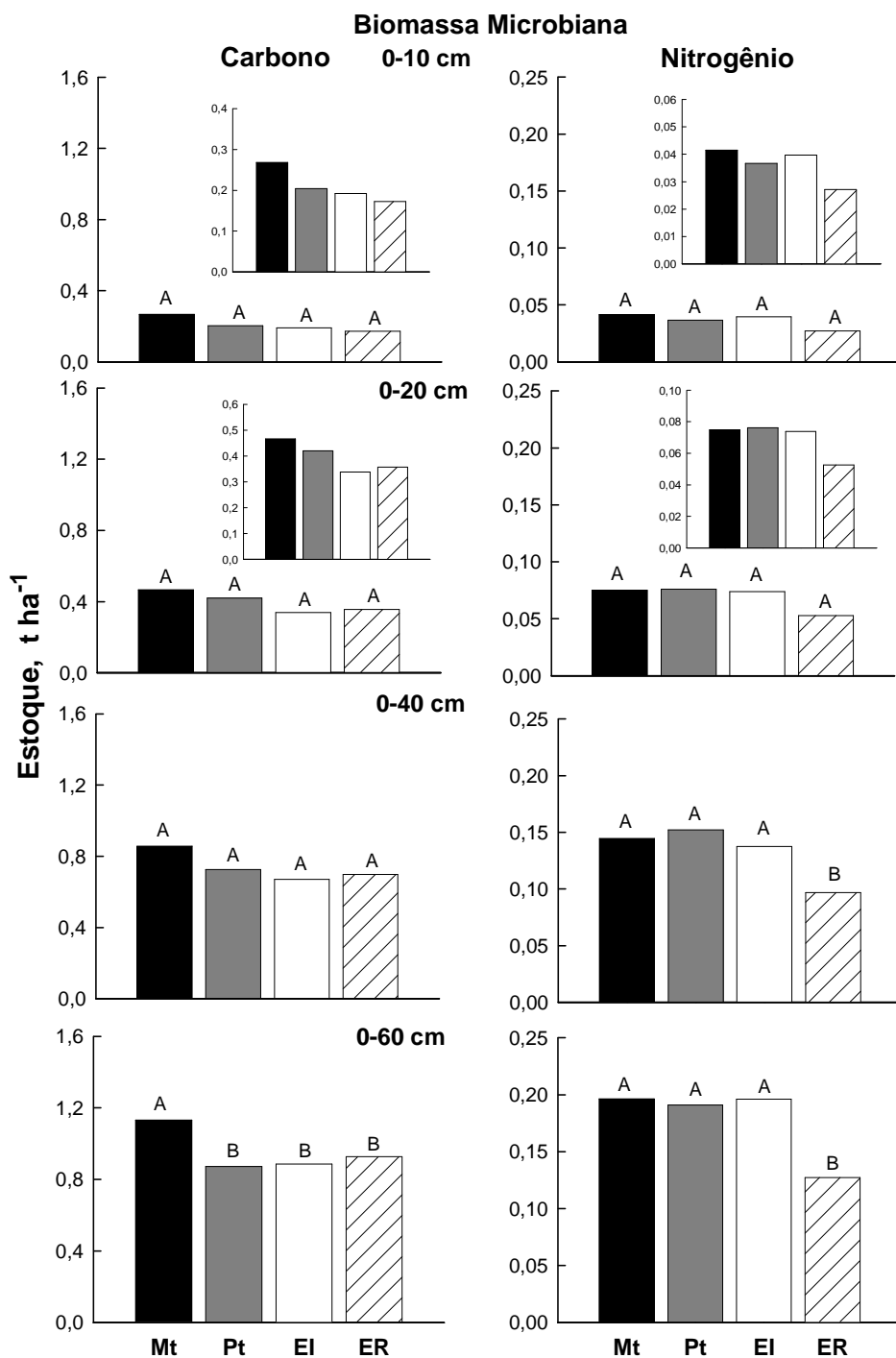
Na camada de solo de 0-60 cm, a mata nativa permaneceu com os maiores estoques de CBMS ( $1,13 \text{ t ha}^{-1}$ ), sendo que os demais usos não diferenciaram estatisticamente entre si ( $p < 0,05$ ) (Figura 1). A provável causa para isto, pode estar associada às condições mais favoráveis para a biota se desenvolver, destacando-se: ausência de preparo de solo, maior diversidade florística, preservação das hifas fúngicas, acúmulo de *litter* e maior presença de raízes, as quais aumentam a entrada de substratos via exsudatos radiculares (Bandick & Dick, 1999; Rosa et al., 2003).

Em comparação ao solo de pastagem degradada, apesar de não diferir estatisticamente ( $p < 0,05$ ), aquele sob eucalipto apresentou estoque de CBMS 2,5 % maior, já em primeira rotação e, quando reformado houve incremento ainda maior de 5,4 %

(Figura 1). Alvarenga et al. (1999), analisando a camada superficial (0-20 cm) de solos de Cerrado com diferentes usos, observaram maiores valores de CBMS para áreas com eucalipto, seja conduzido sob reforma (378 mg g<sup>-1</sup> de C no solo) ou plantado há 15 anos (364 mg g<sup>-1</sup> de C no solo), seguido pela pastagem plantada (349,5 mg g<sup>-1</sup> de C no solo) e pastagem nativa (207,1 mg g<sup>-1</sup> de C no solo). Sicardi et al. (2004), estudando atributos microbianos sensíveis à mudança no uso do solo, observaram que após 10 anos da substituição da pastagem nativa pela plantação de *E. grandis* houve diminuição de 15 % no teor de CBMS na camada de 0-10 cm, mas o número de diversos grupos dos microrganismos não foi alterado. Lima et al. (2006) analisando povoamentos de eucalipto na região de Belo Oriente e Virginópolis, em Minas Gerais, não observaram diferenças nos estoques de CBMS entre mata nativa, pastagem e eucalipto (0-20 cm).

Os estoques de nitrogênio na biomassa microbiana do solo (NBMS) foram os menos alterados pelos diferentes usos. Aquele que teve maior impacto negativo foi o solo sob eucalipto reformado em segunda rotação, cujos estoques foram inferiores a todos os usos distintos em praticamente todas as profundidades estudadas (Figura 1). O estoque de NBMS de eucalipto implantação (0,19 t ha<sup>-1</sup>) foi igual àquele da pastagem (0,19 t ha<sup>-1</sup>), e similar ao da mata nativa (0,20 t ha<sup>-1</sup>), quando se considera de 0-60 cm de profundidade (Figura 1). Assim, infere-se que a adição de novos substratos ao solo a curto prazo, via *litter*, provavelmente alterou apenas pequena parte da BMS que estava ativa e imobilizando N. Todavia, provavelmente, os distúrbios do sítio, resultantes das atividades de colheita e reforma, fizeram com que o eucalipto reformado fosse o sistema de manejo com menor estoque de NBMS (0,13 t ha<sup>-1</sup>) na camada de 0-60 cm (Figura 1). Hatch et al. (2000) e Vargas et al. (2005) observaram aumentos no estoque de N da BMS apenas em longo prazo, em solo sob pastagem e plantio direto. Esses autores argumentaram que isso se deveu ao efeito da maior produção de biomassa vegetal e do conseqüente aumento de estoque de C orgânico no solo. Os microrganismos diferem muito mais no seu teor de N do que no de C, dependendo do seu estágio de crescimento e composição. Assim, pequenas alterações na estrutura da BMS podem resultar em mudanças no seu estoque de N, o que é de difícil quantificação (Anderson & Domsch, 1989).





**Figura 1.** Estoque acumulado de C e N na biomassa microbiana em solos sob mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reformado (ER), em diferentes profundidades no solo. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

A relação CBMS:COT, também denominado quociente microbiano ( $qMIC$ ), é considerada uma indicadora da disponibilidade da matéria orgânica para microrganismos. Neste estudo, o  $qMIC$  não apresentou diferença significativa entre os diferentes usos do solo, tendo uma variação de 1,07 a 1,48 % (0-20 cm) (Quadro 3). Esses valores estão na mesma ordem de grandeza daqueles observados por Mendham et al. (2002) os quais, analisando o efeito do resíduo da colheita de *E. globulus* sobre a biomassa microbiana, encontraram valores de  $qMIC$  variando entre 0,21 e 1,71 % do total de C (0-5 cm). Em condições estressantes (pH, deficiência nutricionais, metais pesados, entre outros) para os microrganismos, a capacidade de utilização do C é menor, conduzindo ao decréscimo do  $qMIC$ . Já em condições de matéria orgânica de boa qualidade, ou término de situação de estresse, ocorre um incremento na BMS, assim como no  $qMIC$ , ainda que os teores de COT permaneçam inalterados (Roscoe et al., 2006). Para as condições brasileiras foram observados valores de  $qMIC$  variando entre 0,3 a 5,5 (média 3,3) em solos sob vegetação natural, 0,4 a 2,6 (média de 1,2) para solos sob pastagem e 0,1 a 2,7 (média de 1,2) em solos cultivados (cultivo agrícola e florestal) (Alvarenga et al., 1999; Roscoe et al., 2006).

Apesar da não significância estatística ( $p < 0,05$ ), a tendência de maior  $qMIC$  foi para o solo da pastagem (1,48 %), o que pode estar relacionado à abundância superficial do sistema radicular das gramíneas, disponibilizando compostos orgânicos utilizados como fonte de C e energia pelos microrganismos. Corroborando com os dados obtidos, Alvarenga et al. (1999) também não observaram grande variação do  $qMIC$  entre solos sob usos diferenciados, apesar da maior magnitude de seus dados. Em povoamento adulto de *E. grandis* com 15 anos de idade em solo de Cerrado, esses autores encontraram  $qMIC$  de 2,78 %. Para solos com eucalipto reformado o  $qMIC$  foi 2,66 %, para solos com pastagem plantada com 10 anos com *Brachiaria decumbens* 2,38 % e pastagem nativa 1,34 %.

A relação NBMS:NT não apresentou diferença significativa entre os distintos usos do solo na camada de 0-20 cm. Nos solos sob eucalipto em primeira rotação observou-se valores muito similares a mata nativa (4,79 e 4,17 %, respectivamente) e, redução desses valores nos solos sob eucalipto em segunda rotação e pastagem (3,49 e 3,65 %, respectivamente) (Quadro 3). Anderson & Domsch (1989) e Schlöter et al. (2003) avaliando indicadores da qualidade do solo, observaram valores entre 3 a 5 % de NBMS. Segundo Gama-Rodrigues (1999) e Goh et al. (2000) a maior relação NBMS:NT representa maior capacidade da microbiota do solo em imobilizar o N, representando uma fração lábil deste nutriente para as plantas.

**Quadro 3.** Proporções entre estoques de COT e NT e, estoques de C e N nas frações da MOS em áreas sob diferentes usos do solo, na camada de 0–20 cm.

Uso do solo	CBMS:COT	NBMS:NT	CMOLL:COT	NMOLL:NT	CHUM:COT	CAH:CAF
			<b>0-20 cm</b>			
			%			
<b>Mata</b>	1,33A	4,17A	23,58A	22,28A	54,99A	1,58A
<b>Pastagem</b>	1,48A	3,65A	14,06B	11,34B	59,16A	1,22A
<b>Euc Imp</b>	1,33A	4,79A	12,82B	17,17B	54,92A	0,92A
<b>Euc Ref</b>	1,07A	3,49A	18,30AB	9,71B	52,03A	1,04A

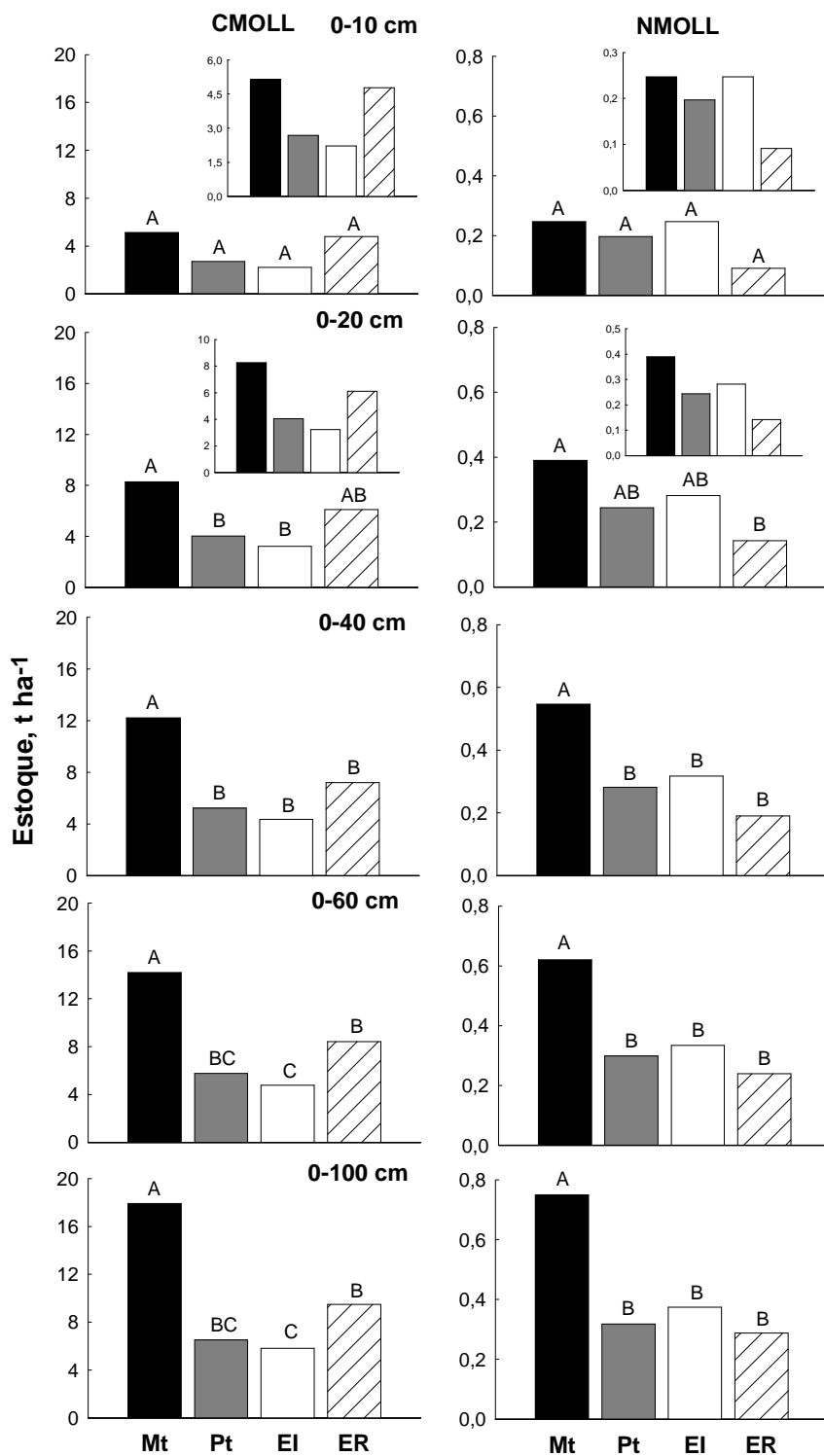
CBMS= estoque de carbono da biomassa microbiana do solo; COT= estoque de carbono orgânico total; NBMS= estoque de nitrogênio da biomassa microbiana do solo, CMOLL= estoque de carbono na matéria orgânica leve livre; CHum= estoque de carbono da Humina; CAH= estoque de carbono dos ácidos húmicos; CAF= estoque de carbono dos ácidos fúlvicos. Euc Imp = Eucalipto implantação; Euc Ref = Eucalipto reforma. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

### 3.2. Matéria orgânica leve livre (MOLL)

A remoção da mata nativa para o cultivo da pastagem ocasionou redução de 51 e 63 % nos estoques de C da matéria orgânica leve livre (CMOLL) nas profundidades de 0-20 e 0-100 cm, respectivamente (Figura 2), bem como nas camadas intermediárias. No entanto, com a implantação do eucalipto, no final da primeira rotação, já se observaram menores perdas, da ordem de 20 e 10 %, nessas mesmas camadas em relação à pastagem, não sendo suficiente para detecção de diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). Na retirada da mata nativa com o intuito de cultivar pastagem e, na posterior implantação do eucalipto, desenvolve-se uma série de práticas que envolvem revolvimento do solo e, conseqüentemente, sua desagregação e, fragmentação da MOLL estimulando a decomposição do material vegetal mais lábil e de labilidade intermediária, e apenas uma rotação do eucalipto (7-8 anos) não foi suficiente para repor o C perdido desta fração. Xavier et al. (2006) observaram que as perdas de CMOLL em superfície nos solos sob o sistema de cultivo convencional, provavelmente, estavam associadas tanto ao revolvimento do solo, que aumentou as taxas de oxidação da matéria orgânica, como à retirada dos restos culturais. A rápida mineralização do CMOLL é devida à natureza lábil dos seus constituintes e à baixa proteção física pelos agregados (Six et al., 1998).

Todavia, em solos cultivados com eucalipto reformado, observou-se incremento de 30 e 39 % (0-20 e 0-100 cm, respectivamente) no estoque de CMOLL, o que equivale a 2,89 e 3,65 t ha<sup>-1</sup>, em relação ao eucalipto implantação, sendo diferente estatisticamente apenas na camada de 0-100 cm. Esse incremento representou ganho de 31 % no estoque de CMOLL em relação à pastagem (Figura 2), mas não foi significativamente diferente ( $p < 0,05$ ). Segundo Balieiro et al. (2004), são acumulados sobre o solo resíduos da colheita de eucalipto de cerca de 16,6 t ha<sup>-1</sup> de material lenhoso com alta relação C:N e lignina:N, como galhos e cascas, fato que pode ter contribuído para o aumento no tempo médio de decomposição dos resíduos no solo. A maior taxa de adição de resíduos associada à menor decomposição, devida à maior recalcitrância, na área em reforma, provavelmente foram os fatores que contribuíram para o aumento do estoque de C na fração leve da MOS. Freixo et al. (2002), em solos sob diferentes sistemas de cultivo anual, verificaram diminuição do estoque de C da MOLL, tanto no sistema plantio direto (40 %) quanto no convencional (60 %), comparado com a área de mata, o que sinaliza para a boa sensibilidade da MOLL em detectar as alterações provocadas pelo manejo.

Os estoques de NMOLL reduziram com o cultivo do solo em relação à mata nativa, com exceção da camada de 0-10 cm (Figura 2). Possivelmente, essa redução foi devido à mudança na qualidade do material e no tipo de sistema radicular das diferentes culturas. Em solos sob eucalipto (0-100 cm), o estoque de NMOLL reduziu 21,6 % da primeira rotação em comparação com aquele da área reformada. Isto provavelmente ocorreu porque a maior parte do estoque de N derivado da pastagem permaneceu no sistema após a implantação do eucalipto. Já em segunda rotação houve perdas de N (lixiviação, absorção pela cultura e perdas gasosas), e deposição de material mais recalcitrante com maior relação C:N por ocasião da reforma.



**Figura 2.** Estoque acumulado de C e N na fração leve livre da matéria orgânica em solos sob mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reformado (ER), em diferentes profundidades. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Analisando a relação CMOLL:COT observou-se que, a retirada da mata nativa causou redução ( $p < 0,05$ ) na contribuição do CMOLL para o COT de 23,58 % para 14,06 % no solo de pastagem e 12,82 % no solo de eucalipto em primeira rotação. Todavia, em segunda rotação, sob sistema de reforma, devido à deposição dos resíduos da colheita, houve aumento dessa relação, retornando para valores similares à mata nativa (18,30 %) (Quadro 3). Segundo Roscoe & Machado (2002), o estoque de C da MOLL perfaz entre 2 e 35 % do COT. Em solos com elevado nível de degradação a tendência é do estoque de CMOLL ficar próximo a 2 %, enquanto nos solos bem preservados e com elevado aporte de resíduos orgânicos este valor pode chegar a 35 %. Para o N a situação se inverteu, pois a reforma diminuiu a contribuição do NMOLL para o NT de 17,14 % em primeira rotação, para 9,71 % no solo da área reformada (Quadro 3). Isto ocorreu, possivelmente, devido à deposição de resíduos mais recalcitrantes com menor teor de N, uma vez que a MOLL ainda é quimicamente parecida com o *litter* depositado.

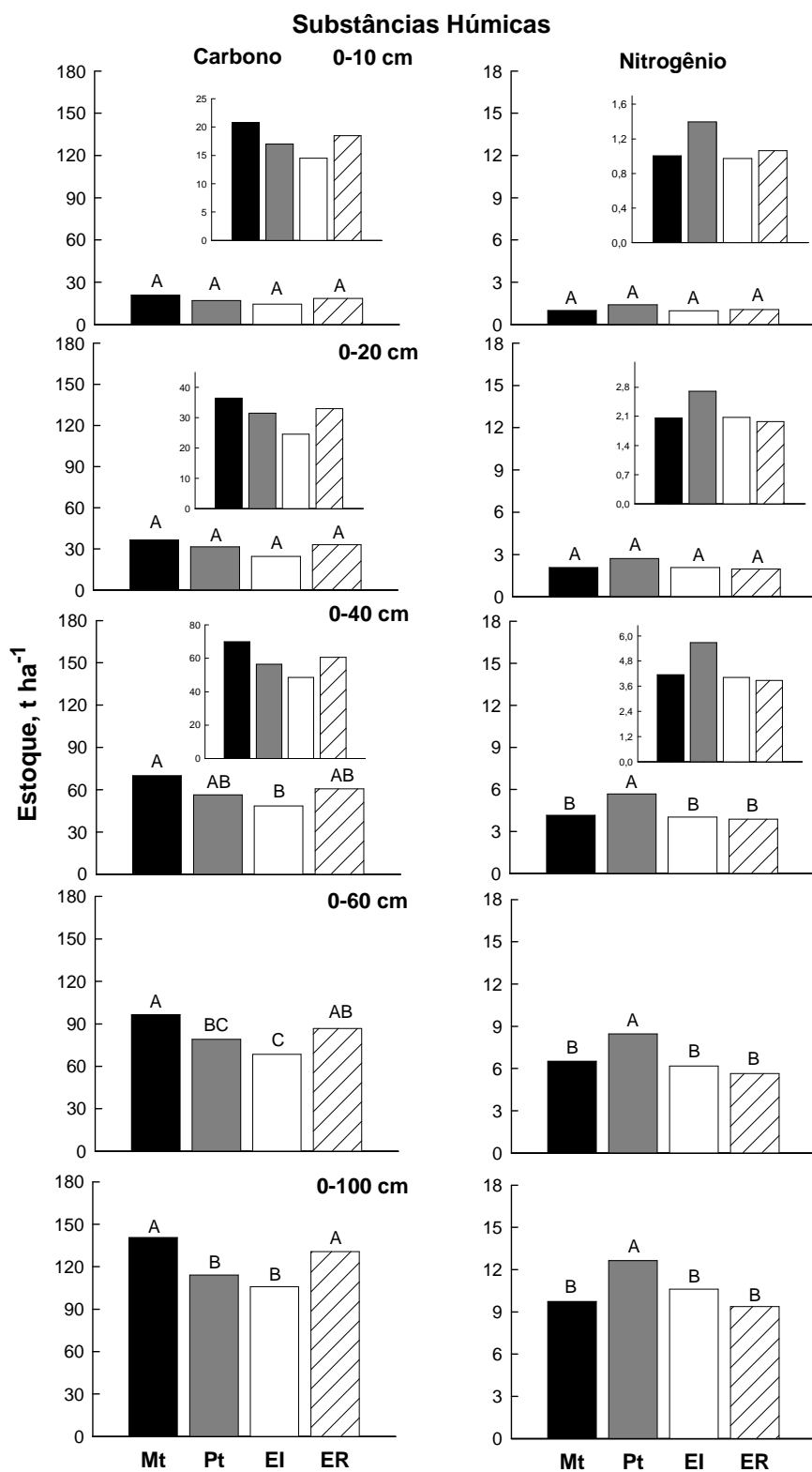
### **3.3. Substâncias Húmicas (SH)**

Os estoques de C das SH diferiram significativamente ( $p < 0,05$ ) entre os diferentes usos a partir de 20 cm de profundidade (Figura 3). Observou-se que a retirada da mata nativa para o cultivo da pastagem causou redução no estoque de C nesta fração a partir de 60 cm de profundidade (Figura 3). Como o uso anterior não favoreceu a manutenção da MOS, com a retirada da pastagem para implantação do eucalipto notou-se redução, porém de menor magnitude, não sendo suficiente para que houvesse diferença significativa ( $p < 0,05$ ). No entanto, com eucalipto em segunda rotação, por ocasião da reforma, observaram-se ganhos significativos nos estoques de C nas SH e suas frações (humina, ácidos húmicos e fúlvicos).

A retirada da mata nativa para o cultivo de pastagem ocasionou redução de 18,8 % nos estoques de C das SH, o que equivale a déficit de 26,47 t ha<sup>-1</sup>. No entanto, com a implantação do eucalipto, no final da primeira rotação, já se observou diminuição destas perdas para 7,3 % na camada até 100 cm de profundidade, em relação à pastagem (Figura 3). Reduções similares nas substâncias húmicas foram observadas por Piccolo et al. (2005) após a retirada da floresta para o cultivo do solo na Nigéria. Os autores atribuíram

esse fato à oxidação microbiana de materiais orgânicos, e a quebra de agregados, expondo complexos argilo-húmicos à ação microbiana.

Todavia, no solo cultivado com eucalipto reformado, obteve-se recuperação dos estoques de C nas SHs em todas as profundidades estudadas. O eucalipto no final da primeira rotação, obteve um estoque até 100 cm de 108,32 t ha<sup>-1</sup> de C nas SHs, enquanto que, no solo sob eucalipto reformado esse valor aumentou para 130,60 t ha<sup>-1</sup>, um incremento de 17,1 % em relação ao solo sob eucalipto implantação e, 12,6 % em relação à pastagem (Figura 3). Essa capacidade que o solo sob eucalipto em reforma apresentou em proteger e acumular SH é importante, pois ela define o potencial de seqüestro de CO<sub>2</sub> (Swift, 2001, Jandl et al., 2007). Jandl et al. (2007), em uma ampla revisão bibliográfica sobre a influência do manejo do solo e resíduo no seqüestro de C, relataram que a taxa de formação de MOS estável está entre 2 e 12 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C, dependendo do manejo, forma de colheita, qualidade química dos compostos de C, fertilização e condições locais. Sistemas de manejos florestais que mantêm resíduos da colheita sobre o solo contribuem para o aumento de C nesta fração da MOS (Grinhut et al., 2007).

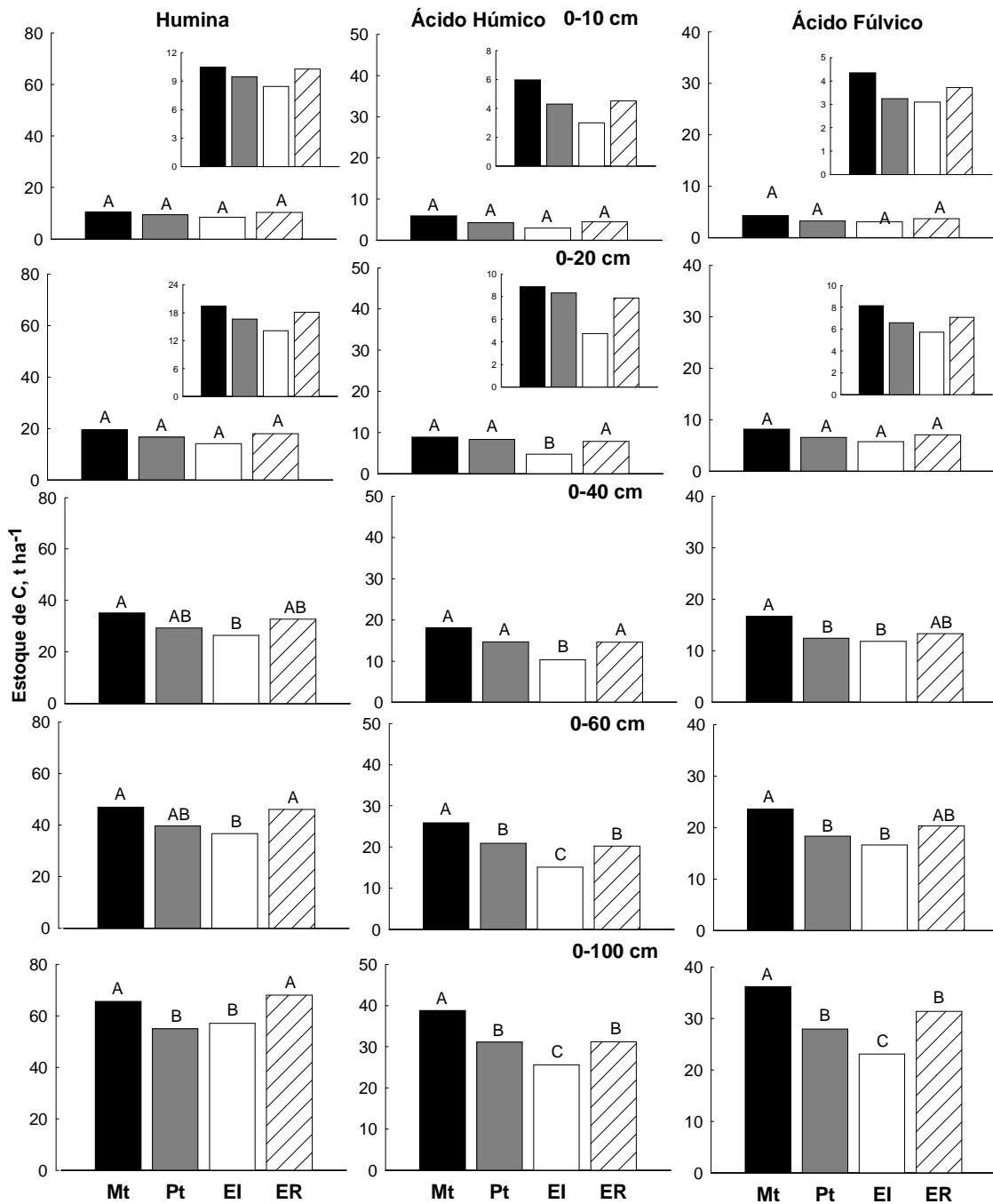


**Figura 3.** Estoques acumulados de C e N nas substâncias húmicas em solos sob mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reformado (ER), em diferentes profundidades. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).



Na fração humificada da MOS houve predominância da fração humina (Hum) em relação às frações ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF), independentemente dos sistemas de manejos e profundidades analisadas (Figura 4). A fração Hum representou, em média, contribuição de 50,8 a 61,8 % do COT do solo (Quadro 3). Valores similares (50 a 66 %) foram encontrados por Leite et al. (2003) em solos agrícolas e Lima et al. (2006) em solos florestais. Esta predominância da fração Hum está relacionada à sua insolubilidade e sua resistência à biodegradação, favorecida pela formação de complexos argilo-húmicos estáveis (Grinhut et al., 2007). A composição mineralógica de predominância caulinítica e oxídica desses solos, bem como ciclos de umedecimento e secagem do solo, favorecem as interações organo-minerais, aumentam a proteção dos grupos funcionais de fácil decomposição da fração Hum, e contribuem para elevar seu estoque de C (Dick et al., 2005).

O cultivo do eucalipto sob reforma acarretou modificações nos estoques de C das frações humificadas da MOS, promovendo aumentos significativos nos estoques de C das três frações analisadas em relação ao solo de eucalipto implantação, atingindo valores similares àqueles da mata nativa (Figura 4). O eucalipto manejado sob reforma promoveu incrementos de 16,1, 18,0 e 26,4 % para os estoques de C nas frações humina, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos, respectivamente, em comparação à primeira rotação. Comparativamente ao solo de pastagem, o maior ganho ficou restrito à fração Hum (19,2 %). A elevação no teor de C nas frações AH e AF podem ser uma indicação de melhoria da qualidade do húmus, ou do incremento da atividade biológica que promove a síntese de substâncias húmicas mais condensadas (Canellas et al., 2001). Em estudo realizado na Austrália, Chen et al. (2004) observaram que a substituição de floresta nativa por pinheiro (*Araucaria cunninghamii*) (51 anos) resultou na diminuição do estoque de C da fração AF, enquanto o estoque de C da fração AH ficou inalterado. Isso mostra que a fração AF é mais sensível à mudança de uso do solo em relação à fração AH. No entanto, no presente estudo os maiores ganhos no estoque de C ocorreram na fração Hum, sugerindo que está ocorrendo estabilização das SH preferencialmente nessa fração quando é cultivado eucalipto.



**Figura 4.** Estoques acumulados de C nas frações humina, ácidos húmicos e fúlvicos em solos sob mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reformado (ER), em diferentes profundidades. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

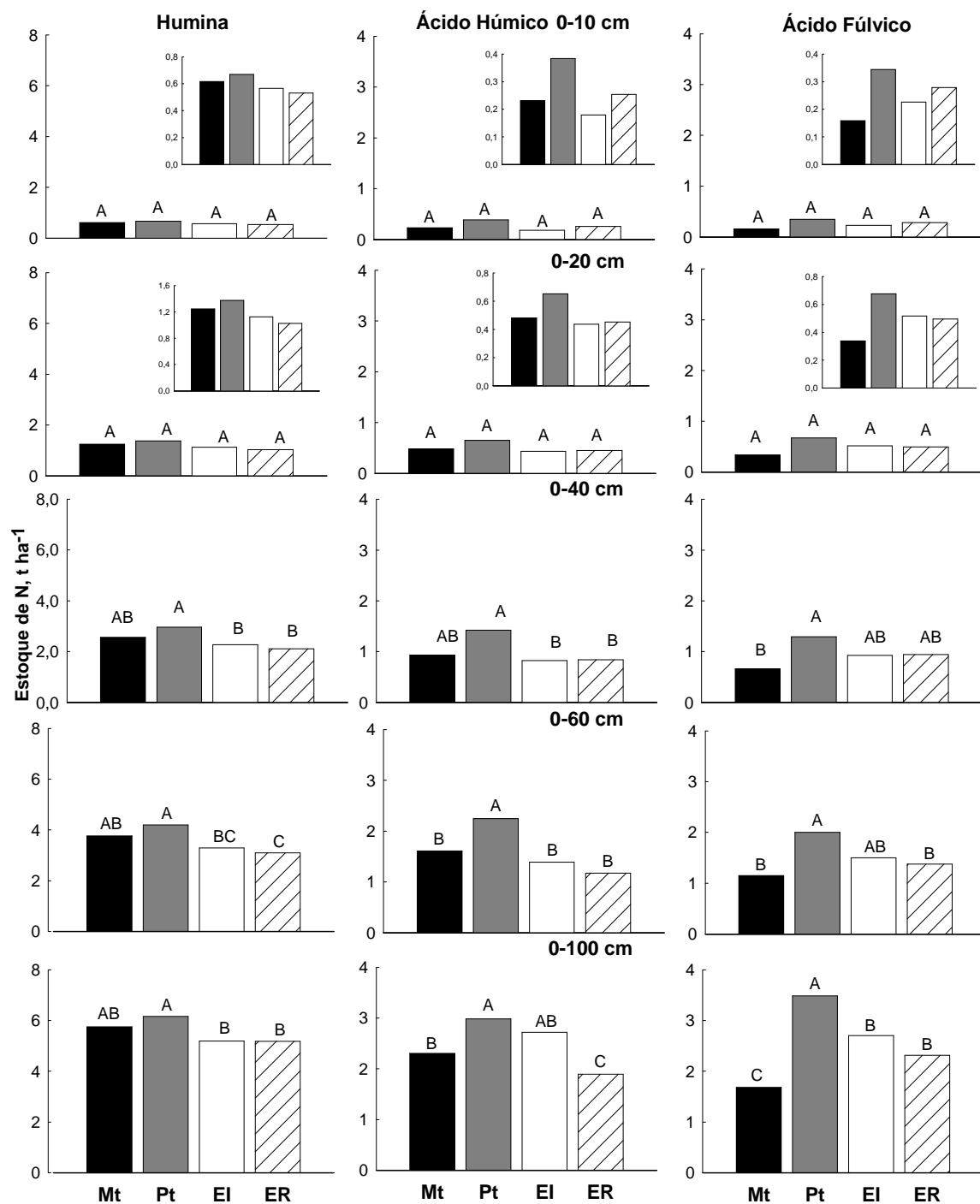
Não houve diferença significativa entre a relação AH:AF, com os valores próximos a unidade (Quadro 3), sugerindo que há equilíbrio maior entre as frações humificadas mais reativas da MOS. O solo sob mata nativa apresentou o maior valor dessa relação (1,48), provavelmente, devido ao menor grau de perturbação da área, o que promove maior polimerização de compostos húmicos e favorece a formação da fração AH em relação à fração AF. Corroborando com esses dados, Leite et al. (2003) verificaram maiores valores da relação AH:AF em solo sob floresta do que em solo sob sistemas agrícolas.

Em solos tropicais altamente intemperizados, onde a MOS tem grande influência nas características físicas, químicas e biológicas do solo, a estabilização de C nas frações humificadas (Hum, AH, AF) mais estáveis do ponto vista físico-químico, e de difícil degradação, é desejável. Como no eucalipto manejado sob sistema de reforma, houve ganhos significativos no estoque de C nas SH, isto indica uma reserva de C em compostos mais estáveis e ativos no solo, demonstrando o potencial para seqüestro de C não apenas na biomassa, mas também nos solos florestais. Associado a isso, há ganhos na retenção de nutrientes, estruturação do solo, com melhorias na aeração, na retenção da umidade e na proteção do solo contra a degradação e erosão (Stevenson, 1994).

Os maiores estoques de N nas SH foram observados nos solos cultivados com pastagem, atingindo  $12,63 \text{ t ha}^{-1}$  até a profundidade de 100 cm (Figura 5). Assim como o C, a maior parte deste N no solo sob pastagem está associado à fração Hum ( $6,16 \text{ t ha}^{-1}$ ), seguido das frações AF ( $3,49 \text{ t ha}^{-1}$ ) e AH ( $2,98 \text{ t ha}^{-1}$ ). Esse maior estoque de N nesta situação pode estar relacionado com a ocorrência de fixação biológica associada às raízes da gramínea e este N, possivelmente, está sendo incorporado e estabilizado nas SHs. Boddey & Victoria (1986), em condições de campo com incorporação de material marcado de *Brachiaria humidicola* e *B. decumbens* com o isótopo  $^{15}\text{N}$ , observaram taxas de fixação de  $\text{N}_2$  significativas, ao redor de 30 % na primeira espécie, e 39 % na segunda, do total de  $\text{N}_2$  atmosférico acumulado no período do estudo.

Assim, como ocorreu com o NBMS e NMOLL, o cultivo do eucalipto em reforma promoveu redução de 11 % no estoque de N nas SHs de 0-100 cm em relação à primeira rotação, sendo o AH a fração que apresentou maior redução no estoque de N, cerca de 32 %. Tais resultados suportam a idéia que o N dos solos sob pastagem foi mantido, pelo menos parcialmente, quando da implantação do eucalipto (1ª rotação). No

entanto, por ocasião da 2ª rotação em sistema de reforma, parte substancial desse N foi perdido no solo ou absorvido anteriormente pelo eucalipto.



**Figura 5.** Estoques acumulados de N nas frações humina, ácidos húmicos e fúlvicos em solos sob mata nativa (Mt), pastagem (Pt), eucalipto implantação (EI) e eucalipto reformado (ER), em diferentes profundidades. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

#### 4. CONCLUSÕES

1. O cultivo do eucalipto causa impactos negativos nos estoques de C e N da biomassa microbiana, na mesma magnitude que a pastagem.

2. A remoção da mata nativa para o cultivo da pastagem, e a implantação do eucalipto ocasionam redução nos estoques de C da fração leve livre da MOS e das substâncias húmicas (SH). No entanto, quando cultivado sob reforma em 2ª rotação, há recuperação do C nestas frações, retornando aos teores similares ao solo sob mata nativa.

3. O fracionamento das SH demonstra predominância nos estoques de C e N para a fração humina (Hum) em relação aos ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF) para todos os usos do solo.

4. A pastagem é o uso do solo que mantém os maiores estoques de N em todas as frações da MOS, com exceção da BMS.

5. O cultivo de eucalipto em áreas anteriormente ocupadas por pastagem degradadas, é uma boa opção para o aumento no estoque de C nas frações da MOS, principalmente em segunda rotação sob reforma.

6. A análise do C nas SH é sensível para detectar diferenças entre os diferentes usos do solo, porém a magnitude dos efeitos são maiores na fração intermediária (MOLL).

7. A fração lábil (biomassa microbiana do solo), apesar de reduzir superficialmente com a interferência antrópica, somente mostra diferença significativa quando analisada em conjunto com as maiores profundidades.

## 5. LITERATURA CITADA

- ABRAF- Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. Anuário estatístico da ABRAF: ano base 2005 /ABRAF -- Brasília, 2006. 80p.
- ALVARENGA, M.I.N.; SIQUEIRA, O.S. & VIDE, A.C. Teor de carbono, biomassa microbiana, agregação e micorriza em solos de cerrado com diferentes usos. *Ciência Agrot.*, 23:617-625, 1999.
- ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soil. *Soil Biol. Biochem.*, 21:471-479, 1989.
- ASHAGRIE, Y.; ZECH, W.; GUGGENBERGER, G. & MAMO, T. Soil aggregation, and total and particulate organic matter following conversion of native forests to continuous cultivation in Ethiopia. *Soil Tillage Res.*, 94:101-108, 2007.
- BALIEIRO, F.C.; FRANCO, A.A.; PEREIRA, M.G.; CAMPELLO, DIAS, L.E; E.F.C.; FARIA, S.M. & ALVES, B.J.R. Dinâmica da serrapilheira e transferência de nitrogênio ao solo, em plantios de *Pseudosamanea guachapele* e *Eucalyptus grandis*. *Pesq. Agrop. Bras.*, 39(6):597-601, 2004.
- BANDICK, A.K. & DICK, R.P. Field management effects on soil enzymes activities. *Soil Biol. Biochem.*, 31:1471-1479, 1999.
- BINKLEY, D.; KAYE, J.; BARRY, M. & RYAN, M.G. First-rotation changes in soil carbon and nitrogen in a Eucalyptus plantation in Hawaii. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:1713-1719, 2004.
- BINKLEY, D. & RESH, S.C. Rapid changes in soils following Eucalyptus afforestation in Hawaii. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:222-225, 1999.
- BODDEY, R.M. & VICTORIA, R.L. Estimation of biological nitrogen fixation associated with *Brachiaria* and *Paspalum* grasses using <sup>15</sup>N labelled organic matter and fertilizer. *Plant Soil*, 90:265-292, 1986.
- CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; RUMJANEK, A.A.M. & GURIDIO, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. *Pesq. Agrop. Bras.*, 36:1529-1538, 2001.
- CHEN, C.R.; XU, Z.H. & MATHERS, N.J. Soil carbon pools in adjacent natural and plantation forests of subtropical Australia. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:282-291, 2004.
- COMPTON, J.E. & BOONE, R.D. Soil nitrogen transformations and the role of light fraction organic matter in forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 34:933-943, 2002.

- DAVIS, M.R. & CONDRON, L.M. Impact of grassland afforestation on soil carbon in New Zealand: a review of paired-site studies. *Aust. J. Soil Res.*, 40:675–690, 2002.
- DICK, D. P.; ÁVILA, L. G. & KNICKER, H. Huminas de horizonte A de quatro Latossolos brasileiros sob vegetação nativa: quantificação e caracterização. In: *Anais do VI Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas*, Rio de Janeiro, 2005.
- FERNÁNDEZ, J.M.; HERNÁNDEZ, D.; PLAZA, C. & PÓLO, A. Organic matter in degraded agricultural soils amended with composted and thermally-dried sewage sludges. *Sci. Total Environ.*, 378:75–80, 2007.
- FRANCHINI, J.C.; CRISPINO, C.C.; SOUZA, R.A.; TORRES, E. & HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil Tillage Res.*, 92:18–29, 2007.
- FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.A.; GUIMARÃES, C.M.; SILVA, C.A. & FADIGAS, F.S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. *R. Bras. Ci. Solo*, 26:425-434, 2002.
- GAMA-RODRIGUES, E.F.; BARROS, N.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & SANTOS, G.A. Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:893-901, 2005.
- GAMA-RODRIGUES, E.F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. ed. *Fundamentos da matéria orgânica do solo*. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 227-243.
- GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & BARROS, N.F. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:361-365, 1997.
- GARAY, I.; PELLENS, R.; KINDEL, A.; BARROS, E. & FRANCO, 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. *Appl. Soil Ecol.*, 27:177–187, 2004.
- GOH, K.M.; BRUCE, G.E.; DALY, M.J. & FRAMPTON, C.M.A. Sensitive indicators of soil organic matter sustainability in orchard floors of organic, conventional and integrated apple orchards in New Zealand. *Biol. Agric. Hortic.*, 17:197-205, 2000.
- GRINHUT, T.; HADAR, Y. & CHEN, Y. Degradation and transformation of humic substances by saprotrophic fungi: processes and mechanisms. *Fungal Biol. Reviews*, 21:179-189, 2007.

- GUGGENBERGER, G. & ZECH, W. Soil organic matter composition under primary forest, pasture, and secondary forest succession, Región Huetar North, Costa Rica. *For. Ecol. Manag.*, 124:93-104, 1999.
- HATCH, D.J.; LOVELL, R.D.; ANTIL, R.S.; JARVIS, S.C. & OWEN, P.M. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. *Biol. Fert. Soils*, 30:288-293, 2000.
- ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biol. Fert. Soils*, 27:408-416, 1998.
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D.W.; MINKKINEN, K. & BYRNE, K.A. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Review. Geoderma*, 137:253–268, 2007.
- JANZEN, H.H.; CAMPBELL, C.A.; BRANDT, S.A.; LAFOND, G.P. & TOWNLEYSMITH, L. Light fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56:1799-1806, 1992.
- JINBO, Z.; CHANGCHUN, S. & SHENMIN, W. Dynamics of soil organic carbon and its fractions after abandonment of cultivated wetlands in northeast China. *Soil Tillage Res.*, 96:350–360, 2007.
- KRAMER, C. & GLEIXNER, G. Soil organic matter in soil depth profiles: Distinct carbon preferences of microbial groups during carbon transformation. *Soil Biol. Biochem.*, 40:425–433, 2008.
- LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S. & MACHADO, P.L.O.A. Simulação pelo modelo Century da dinâmica da matéria orgânica de um Argissolo sob adubação mineral e orgânica. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:347-358, 2004.
- LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S.; NEVES, J.C.L.; MACHADO, P.L.O. & GALVÃO, J.C.C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:821-832, 2003.
- LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F. MENDONÇA, E.S.; SMYTH, T.J.; MOREIRA, M.S. & LEITE, F.P. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *For Ecol Manag.*, 235:219–231, 2006.



- MENDHAM, D.S.; CONNELL, A.M. & GROVE, T.S. Organic matter characteristics under native forest, long-term pasture, and recent conversion to eucalyptus plantations in Western Australia: microbial biomass, soil respiration and permanganate oxidation. *Aust. J. Soil Sci.*, 40:859–872, 2002.
- MORAN, K.K.; SIX, J.; HORWATH; W.R. & van KESSEL, van C. Role of mineral-nitrogen in residue decomposition and stable soil organic matter formation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69:1730-1736, 2005.
- OLENDZKI, R.N. Caracterização das interações de substâncias húmicas com a matéria inorgânica em solos de cultivo de arroz irrigado: contribuição à aquisição de dados essenciais para avaliação global do sequestro de carbono no solo. Dissertação (Doutorado Química) - Universidade Federal do Paraná, 2006. 153p.
- PICCOLO, A.; CONTE, P.; SPACCINI, R. & MBAGWU, J.S.C. Influence of land use on the characteristics of humic substances in some tropical soils of Nigeria. *Eur. J. Soil Sci.*, 56:343–352, 2005.
- PINHEIRO, E.F.M.; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C. & MACHADO, P.L.O.A. Fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo e cobertura vegetal em Paty do Alferes (RJ). *R. Bras. Ci. Solo*, 28:731-737, 2004.
- ROSA, M.E.C.; OLSZEWSKI, N.; MENDONÇA, E. S.; COSTA, L.M. & CORREIA, J.R. Formas de carbono em Latossolo Vermelho Eutroférico sob plantio direto no sistema biogeográfico do cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:911-923, 2003.
- ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M.; MENDES, I.C.; REIS JUNIOR, F.B.; SANTOS, J.C.F. & HUNGRIA, M. Biomassa microbiana do solo: Fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F.M. & SALTON, J.C. eds. *Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: Modelagem matemática e métodos auxiliares*. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006. p. 163-198 p.
- ROSCOE, R. & BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. *Soil Tillage Res.*, 70:107-119, 2003.
- ROSCOE, R. & MACHADO, P.L.O.A. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Dourados, Embrapa Agropecuária Oeste, 2002. 86p.
- SCHLOTTER, M.; DILLY, O. & MUNCH, J.C. Indicators for evaluating soil quality. *Agric. Ecos. Environ.*, 98:255-262, 2003.

- SICARDI, M.; GARCIA-PRÉCHAC, F. & FRIONI, L. Soil microbial indicators sensitive to land use conversion from pastures to commercial *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) plantations in Uruguay. *Appl. Soil Ecol.*, 27:125–133, 2004.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. & DORAN, J.W. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62:1367– 1377, 1998.
- SOHI, S.P.; MAHIEU, N.; ARAH, J.R.M.; POWLSON, D.S.; MADARI, B. & GAUNT, J.L. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:1121-1128, 2001.
- STEVENSON, F.J. *Humus Chemistry: Genesis, composition and reactions*. 2.ed. New York, Willey & Sons Inc., 1994. 496 p.
- SWIFT, R.S. Sequestration of carbon by soil. *Soil Sci.*, 166:858–871, 2001.
- SWIFT, R.S. Method for extraction of IHSS soil fulvic and humic acids. In: SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T. & SUMMER, M.E., eds. *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. Soil Sci. Soc. Am. Books, 1996. p. 1018-1020.
- VARGAS, L.K.; SELBACH, P.A. & DE SÁ, E.L.S. Imobilização de nitrogênio em solo cultivado com milho em sucessão à aveia preta nos sistemas plantio direto e convencional. *Ciência Rural*, 35: 76-83, 2005.
- XAVIER, F.A.S; MAIA, S.M.F.; OLIVEIRA, T.S. & MENDONÇA, E.S. Biomassa microbiana e matéria orgânica leve em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na Chapada da Ibiapaba – CE. *R. Bras. Ci. Solo*, 30:247-258, 2006.
- YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil. Sci. Plant Anal.*, 13:1467-1476, 1988.

## CAPÍTULO 3

### DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUO DA COLHEITA DE EUCALIPTO EM CONDIÇÕES CLIMÁTICAS DISTINTAS INFLUENCIADA PELA COMPOSIÇÃO E QUALIDADE DOS COMPONENTES

#### RESUMO

A adoção do cultivo mínimo, o descascamento do tronco na área de plantio, e o aumento da adubação, especialmente com N, em áreas plantadas com eucalipto, têm gerado resíduos que se acredita serem de melhor qualidade e com maior taxa de ciclagem. Todavia, não se têm relatos sobre o tempo de ciclagem dos diferentes componentes do resíduo da colheita de eucalipto e como esta é influenciada pelo clima e teor de N no tecido. Assim, este estudo objetivou avaliar a dinâmica da decomposição de resíduo da colheita de eucalipto, com diferentes composições e qualidades, em condições climáticas distintas na Bahia. Os resíduos (folha, galho) utilizados nesse estudo de decomposição foram provenientes de um mesmo local, oriundas de um experimento de adubação nitrogenada. Árvores de *Eucalyptus grandis* não fertilizadas com N e árvores que foram submetidas a altas doses de N ( $320 \text{ kg ha}^{-1}$ ), com cerca de dois anos de idade, foram abatidas e separadas em folha e galho. A casca foi oriunda de um povoamento de *E. grandis* de 7,4 anos recém colhido. Folhas, galhos e cascas foram secos, pesados e colocados dentro dos *litter bags*, na forma mais similar àquela encontrada no campo após a colheita, sendo que cada *litter bag* continha 40 g de resíduo homogeneizado. Os *litter bags* foram alocados em cinco regiões (Oeste, Central A, Norte, Central B e Sul - listadas em ordem crescente de pluviosidade). Foram coletados os *litter bags* correspondentes às cinco primeiras épocas (0, 1, 3, 6 e 12 meses). Os tratamentos consistiram de: duas composições de resíduo (folha + galho, com e sem casca), duas qualidades nutricionais (maior e menor teor inicial de N); cinco épocas de coleta (0, 1, 3, 6 e 12 meses) e dispostas em cinco regiões no extremo Sul do Estado da Bahia. O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com cinco repetições, e os tratamentos dispostos em parcelas sub-sub-divididas (parcelas = tratamentos, sub-parcelas = regiões e sub-sub-parcelas = tempo). Os resíduos com maiores teores iniciais de N e em regiões com maiores precipitações pluviárias foram mais rapidamente decompostos. O tempo necessário para a decomposição de 50 % de todo resíduo combinado (folha+galho+casca) da colheita ( $t_{0,5}$ ) variou de 248 a 388 dias para

resíduos com maiores teores iniciais de N, e de 322 a 459 dias para resíduos com menores teores iniciais de N. Todavia, com exceção da região Oeste, mais seca, na presença de casca os resíduos combinados com maiores teores de iniciais de N apresentaram menor constante de decomposição ( $k$ ) e maior valor de  $t_{0,5}$ . Dos componentes individuais do resíduo, as folhas foram mais rapidamente decompostas. A decomposição do galho foi estimulada pela presença da casca, maiores precipitações pluviais e resíduos com maiores teores iniciais de N. Observou-se comportamento inverso para casca que, na presença de resíduos com maiores teores de N apresentou menor decomposição. Os teores de lignina solúvel, extrativo, holocelulose e N remanescente, e as relações extrativo:N, holocelulose:N e holocelulose:lignina estiveram positivamente correlacionados com a matéria seca remanescente das folhas. As matérias remanescentes dos componentes individuais do resíduo apresentaram correlações negativas com os teores de N e lignina insolúvel. Para galho e casca, as relações C:N e lignina:N foram importantes indicadores da resistência do material à decomposição, pois quanto maior essas relações maior foi a permanência do resíduo na área. A liberação do N na folha foi similar à dinâmica de decomposição do resíduo, enquanto que em materiais mais recalcitrantes, com menores teores de N (galho e casca), foi observada imobilização líquida de N.

**Termos de indexação:** ciclagem do nitrogênio, qualidade do *litter*, casca, tempo de meia-vida.

## **DECOMPOSITION OF EUCALYPT HARVEST RESIDUES UNDER DISTINCT CLIMATIC CONDITIONS AS INFLUENCED BY COMPOSITION AND QUALITY OF COMPONENTS**

### **ABSTRACT**

The adoption of reduced tillage systems, the on-site debarking, and the increase of fertilization, especially with N, in areas planted with short-rotation eucalypt generates residues that are reportedly of better quality and faster decomposition. However, there are scant reports on the turnover time of the different components of harvest residues and how it is influenced by its N content. Thus, this study aimed at evaluating the dynamics of eucalypt residue decomposition as affected by compositions and qualities, under different climatic conditions in the Coastal Plain of Southern Bahia, Brazil. The eucalypt residues (leaves, branches) used in the decomposition study were collected in a nearby nitrogen

fertilization experiment. Three-year old clonal hybrid eucalypt (*Eucalyptus grandis* x *E. urophila*) plants that received no N fertilization or that were fertilized with a high dose of N (320 kg ha<sup>-1</sup>) were cut and had their leaves and branches collected separately for using in the decomposition study. The bark was collected in a 7.4 years old stand of the same eucalypt clone that had been recently harvested. Leaves, branches and bark were dried, weighed and accommodated inside litter bags, which were taken to the field to evaluate their decomposition along the time. Each litter bag contained 40 g of homogenized residue. The litter bags were allocated in five distinct regions (West, Central A, North, Central B and South - listed based on increasing rainfall). The litter bags were collected only in five periods after starting the experiment. The treatments consisted of two eucalypt residue compositions (leaves + branches, with and without bark), two nutritional qualities (lower and higher initial N content), and five collection periods (0, 1, 3, 6 and 12 months), and the five regions in the Coastal Plain of Southern Bahia, Brazil. The experiment was in a completely randomized block design with five replicates, and treatments were arranged in split-split plots. It was found that the eucalypt residues with higher initial N content and in regions with greater rainfall were more rapidly decomposed. The time necessary for the decomposition of 50 % of the whole combined residue (leaves + branches + bark) ( $t_{0,5}$ ) varied from 248 to 388 days for residues with higher initial N content, and from 322 to 459 days for residues with lower initial N content. However, with the exception of the drier West region, the bark presence slowed down decomposition of the combined residues with higher initial N content, leading to a smaller decomposition constant ( $k$ ) and greater  $t_{0,5}$  value. Of the individual components of litter, the leaves were more rapidly decomposed. The decomposition of branches was stimulated by the presence of the bark, the higher rainfall and the higher initial N content. Conversely, the bark was less decomposed when in the presence of residues with higher initial N content. The content of soluble lignin, extractives, holocellulose and remaining N, and the extractives:N, holocellulose:N and holocellulose:lignin ratios were positively correlated with the remaining mass of leaves. The remaining mass of individual components of the residue were negatively correlated with the initial N and the insoluble lignin content. For branches and bark, the C:N and lignin:N ratios were important indicators of their resistance to decomposition. The liberation of N by leaves was similar to the dynamics of residue decomposition, while in more recalcitrant materials such as branches and bark with lower initial N content it was observed a net N immobilization.

**Index Terms:** nitrogen cycling, litter quality, bark, half-life time

## 1. INTRODUÇÃO

A qualidade ( $q$ ) do substrato é um dos fatores que mais influencia sua taxa de decomposição, e ela pode ser definida como a facilidade com que os resíduos vegetais são utilizados por microrganismos do solo como fonte de energia e, ou, esqueletos de C para suas próprias estruturas (Rovira & Valejo, 2002; Rovira & Valejo, 2007). Os índices geralmente sugeridos para analisar  $q$  e predisposição do resíduo à decomposição são: teor inicial de N e lignina (Valenzuela-Solano & Crohn, 2006; Wang et al., 2008), relações C:N (Vallejo, 1993; Bubb et al., 1998; Costa, 2005; Polyakova & Billor, 2007; Tateno et al., 2007; Wang et al., 2008), lignina:N (Taylor et al., 1989; Bubb et al., 1998; Prescott, 2005; Valenzuela-Solano & Crohn, 2006), holocelulose:lignina (McClaugherty & Berg, 1987) e, celulose:lignina:N (Entry & Backman, 1995; Gama-Rodrigues et al., 2005).

*Litter* rico em nutrientes, especialmente N, com baixa relação C:N, tem taxa de decomposição mais rápida em comparação ao *litter* de menor teor inicial de N (Hättenschwiler et al., 2005; Schimel & Hättenschwiler, 2007; Wang et al., 2008). No entanto, em florestas temperadas têm-se observado que aportes intermediários de N reduzem a taxa de decomposição de resíduos lenhosos mais lignificados (Berg, 2000). Adicionalmente, evidências experimentais sugerem que quando se adiciona *litter* rico em N pode ocorrer um efeito sinérgico entre comunidade microbiana e o *litter* de melhor qualidade, onde os microrganismos, além de decompor o *litter* de melhor qualidade, permitem a transferência dos nutrientes ao *litter* de menor qualidade, estimulando assim a sua decomposição (Briones & Ineson, 1996; Hättenschwiler et al., 2005; Schimel & Hättenschwiler, 2007).

O setor florestal tem buscado técnicas alternativas de manejo, capazes de proporcionar maior disponibilidade de água e nutrientes para as plantas e maximizar a produtividade das florestas plantadas com eucalipto. Entre as opções têm-se utilizado o cultivo mínimo e o aumento da adubação, especialmente com N (Miegroet & Jandl, 2007). O aumento da adubação nitrogenada tem gerado resíduos com melhor qualidade (maiores teores de N). Todavia, estudos enfocando a taxa de ciclagem desses resíduos de pós-colheita são escassos.

Na tentativa de reduzir a exportação de nutrientes e a compactação do solo, tem-se realizado, também, o descascamento do tronco na área de plantio. Por ser um material bem lignificado, a casca pode contribuir com mais de 50 % dos resíduos da parte aérea que

permanecem na área pós-colheita (7-10 t ha<sup>-1</sup>) (Neves, 2000; Leite, 2001). Todavia, não se têm relatos sobre as alterações na dinâmica de decomposição de resíduos (folhas e galhos) na presença da casca. Tão pouco se conhece o efeito do teor de N dos componentes nas taxas de decomposição. No entanto, pesquisa recente demonstrou que, quando se misturaram as folhas com os galhos, houve decomposição 50 % mais rápida dos galhos e redução de 50 % na taxa de decomposição das folhas de pinus do que quando estes componentes foram avaliados individualmente (Blumfield et al., 2004).

As interações dos fatores abióticos e bióticos controlam a funcionalidade dos ecossistemas florestais. Assim, mesmo em um dado local, o processo de decomposição não é influenciado apenas pela qualidade do substrato, mas também pelos fatores climáticos. De modo geral, o clima controla o processo de decomposição em escala regional, enquanto a composição química domina o processo em escala local (Berg, 2000). Os fatores climáticos que mais influenciam na decomposição do *litter* são temperatura e precipitação pluvial. Quando não há grandes variações na temperatura média das regiões, a precipitação pluvial passa a ser o fator mais limitante da decomposição (Austin & Vitousek, 2000). Costa et al. (2005), estudando a decomposição e liberação de nutrientes do *litter* foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no Norte Fluminense, observaram aumento na taxa de decomposição sob condições de maiores pluviosidades. Quanto maior a precipitação pluvial anual média e mais homogênea sua distribuição ao longo do ano, menores são as percentagens médias de resíduo remanescente (Castanho, 2005). Diante do exposto, a presente pesquisa objetivou avaliar a dinâmica da decomposição de resíduos de eucalipto, com diferentes componentes e teores iniciais de N, em condições climáticas distintas na Bahia.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

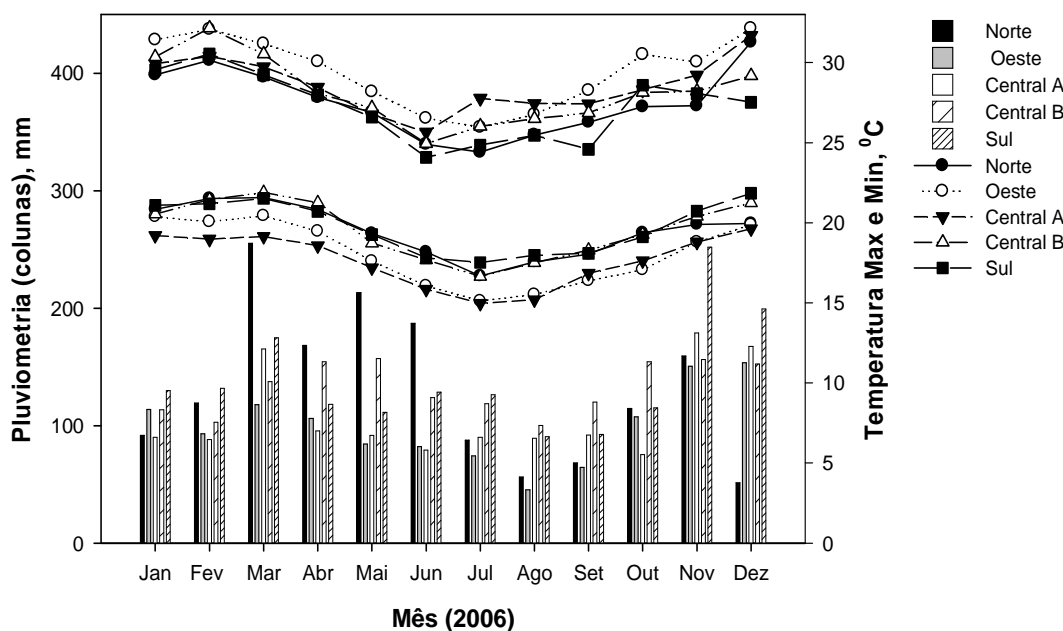
### **2.1. Caracterização da área experimental**

O estudo foi realizado em plantações comerciais de eucalipto localizadas nas regiões Oeste, Central A, Norte, Central B e Sul (listadas em ordem crescente de pluviosidade), no extremo Sul do Estado da Bahia. Os dados climáticos e os valores acumulados das precipitações pluviais durante o período experimental (12 meses) foram obtidos em estações meteorológicas locais (Quadro 1 e Figura 1). Todas as análises

químicas foram realizadas no Laboratório de Solos Florestais e no Laboratório de Isótopos Estáveis do Departamento de Solos na Universidade Federal de Viçosa.

**Quadro 1.** Precipitação pluvial acumulada no período de 12 meses (dezembro de 2005 a dezembro de 2006) nas cinco regiões climáticas do Estado da Bahia.

Mês	Precipitação pluviométrica acumulada				
	Oeste	Central A	Norte	Central B	Sul
Dez/05-Jan/06	113,68	90,05	91,77	113,46	129,86
Dez/05-Mar/06	324,78	343,65	466,35	353,83	436,50
Dez/05-Jun/06	597,98	610,49	1.035,21	789,11	794,56
Dez/05-Dez/06	1.194,16	1.303,88	1.572,84	1.591,39	1.670,89



**Figura 1.** Precipitação pluvial, temperaturas máxima e mínima das cinco regiões estudadas no Estado da Bahia.

## 2.2. Implantação e condução do experimento

Os resíduos (folha, galho) utilizados nesse estudo de decomposição foram provenientes de um mesmo local, oriundas de um experimento de adubação nitrogenada. Árvores clonais de híbridos de *Eucalyptus grandis* com *E. urophylla* não fertilizadas com N e, árvores que foram submetidas a altas doses de N ( $320 \text{ kg ha}^{-1}$ ), com três anos de idade, foram abatidas e separadas em folhas e galhos. A casca foi oriunda de um povoamento de



*E. grandis* de 7,4 anos recém colhido. Todos os componentes do resíduo usado no estudo foram submetidos à caracterização química (Quadro 2).

**Quadro 2.** Composição química dos componentes individuais oriundos de árvores que foram adubadas com N (+N), e de árvores não fertilizadas com N (-N), por ocasião da instalação do experimento.

Composição química		Folha	Galho	Casca <sup>(1)</sup>
Carbono	-N	48,4	42,5	38,1
	+N	48,3	44,9	
Nitrogênio	-N	1,6	0,16	0,3
	+N	2,1	0,19	
Relação C:N	-N	29,8	272,7	124,9
	+N	23,2	242,8	
Lignina insolúvel	-N	20,8	21,1	17,3
	+N	24,7	21,7	
Lignina insolúvel:N	-N	12,8	135,0	56,5
	+N	11,8	117,9	
Lignina solúvel	-N	10,4	5,3	3,8
	+N	10,6	5,1	
Lignina solúvel:N	-N	6,5	33,3	12,1
	+N	5,0	26,9	
Holocelulose	-N	58,7	75,9	76,7
	+N	55,8	75,2	
Holocelulose:N	-N	36,4	485,0	252,2
	+N	26,8	407,2	
Holocel:LigInsolúvel	-N	2,7	3,6	4,4
	+N	2,3	3,5	
Extrato	-N	19,9	3,4	5,9
	+N	19,6	3,1	
Extrato:N	-N	12,3	22,1	19,5
	+N	9,4	16,5	

<sup>(1)</sup> A casca foi oriunda de um povoamento de *E. grandis* de 7,4 anos recém colhido.

Folhas, galhos e cascas foram secos em estufa a 65 °C por 72 h, pesados e colocados dentro dos *litter bags*, com dimensões de 20 x 20 cm e malha de 2 mm, na forma mais similar àquela encontrada no campo após a colheita, ou seja, cortou-se com auxílio de facão os galhos e cascas o suficiente para caberem nos *litter bags*, sem muita fragmentação,

para não alterar a taxa de decomposição do resíduo. Os galhos foram padronizados com 15 cm de comprimento e com diâmetro compreendido entre 2 mm e 2 cm. Cada *litter bag* continha 40 g de resíduo homogeneizado, cuja quantidade de matéria seca dos componentes de folhas, galhos e cascas foram estimados utilizando as equações geradas pelo software Nutricalc, desenvolvido pelo departamento de solos da UFV, para árvores com sete anos de idade na região da Bahia (Quadro 3).

**Quadro 3.** Quantidade de matéria seca dos resíduos de folhas, galhos e cascas de eucalipto estimados pelo software Nutricalc utilizados em cada *litter bag* no experimento. Os valores entre parênteses se referem à matéria seca equivalente em t ha<sup>-1</sup>.

Resíduo	Com casca (g)	Proporção (%)	Sem casca (g)	Proporção (%)
Folha	4,20 (2,50)	1,4	10,60 (6,30)	3,4
Galho	11,80 (6,87)	3,8	29,40 (17,13)	9,5
Casca	24,00 (14,06)	7,7	-	-
<b>Total resíduo</b>	<b>40,00 (23,43)</b>	<b>12,9</b>	<b>40,00 (23,43)</b>	<b>12,9</b>

\* O restante dos 100 % é lenho (87,10 %).

Nove *litter bags*, correspondentes às épocas de coleta do mesmo tratamento, foram amarradas a uma corda de nylon, formando um cordão. Após a remoção cuidadosa dos resíduos de *litter*, esse cordão foi colocado em volta de uma árvore, diretamente sobre o solo, espaçados 2 m entre si. No presente estudo foram coletados os *litter bags* correspondentes às cinco primeiras épocas (0, 1, 3, 6 e 12 meses) e analisadas. O material das cinco épocas restantes (24, 36, 48, 60 e 72 meses) serão coletadas ao longo da rotação. Foram coletados os *litter bags* no momento da implantação em cada região, caracterizando o tempo zero, em dezembro de 2005, enquanto os demais foram coletados nos meses subsequentes pré-determinados.

### 2.3. Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos consistiram de: duas composições de resíduo (folha + galho, e folha + galho + casca) doravante denominado sem e com casca; dois níveis de N - resíduos oriundos de árvores de clones de híbridos de *E. grandis* com *E. urophylla* que foram adubadas com alta dose de N (320 kg ha<sup>-1</sup>), e de árvores não fertilizadas com N (+N-Casca,

-N-Casca, +N+Casca, -N+Casca); e cinco épocas de coleta dos *litter bags* (0, 1, 3, 6 e 12 meses após a instalação do experimento). Os experimentos de decomposição dos resíduos foram instalados em cinco Regiões (Oeste, Central A, Norte, Central B e Sul - listadas em ordem crescente de pluviosidade) com características climáticas distintas, em povoamentos de eucalipto com cerca de seis meses de idade, cujas áreas experimentais estavam localizadas próximas às estações meteorológicas. O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com cinco repetições, e os tratamentos dispostos em parcelas sub-sub-divididas (parcelas = tratamentos, sub-parcelas = regiões e sub-sub-parcelas = tempo).

## **2.4 Análises dos resíduos**

### **2.4.1. Matéria seca**

Para a obtenção da matéria seca dos resíduos presentes nos *litter bags*, estes foram cuidadosamente separados em folha, galho e casca (quando presente), limpos, postos em sacos de papel e acondicionados em estufa com circulação forçada de ar à temperatura de 65 °C por cinco dias, e pesados. Com base nesses dados calculou-se a matéria seca remanescente de cada componente do *litter bag* para cada época.

### **2.4.2. Extrativo, holocelulose e lignina**

Os componentes do resíduo da colheita (folha, galho e casca) foram moídos, e utilizou-se para análise a fração que passou pela peneira de 0,425 mm e que ficou retida na de 0,250 mm. Assim, 2 g desse resíduo seco foram submetidas à extração em aparelho Soxhlet com, aproximadamente, 150 mL de acetona por 4 h para a retirada do extrativo, segundo os procedimentos ABCP M3/69 e ABCP M4/88 da Associação Brasileira de Celulose e Papel (ABCP, 1974). A determinação da lignina insolúvel Klason foi realizada segundo procedimentos descritos por Gomide & Demuner (1986). A lignina solúvel permaneceu no extrato filtrado obtido no procedimento para a determinação da lignina insolúvel, e foi quantificada por espectroscopia na região do ultravioleta, conforme método descrito por Goldschimid (1971). A holocelulose foi determinada pela diferença entre os extrativos e a lignina insolúvel.

### 2.4.3. Carbono orgânico e nitrogênio totais

Sub-amostras de resíduos foram moídas e nelas determinados os teores de carbono orgânico pelo método de oxidação via úmida, com aquecimento externo (Yeomans & Bremner, 1988) e, de N após digestão sulfúrica, pelo método Kjeldhal.

### 2.4.4. Matéria seca e conteúdos de C, N, lignina, extrativo e holocelulose remanescente

A matéria seca e os conteúdos de C, N, lignina, extrativo e holocelulose remanescentes foram calculados da seguinte forma:

$$\text{Matéria seca Remanescente} = \frac{\text{MS} \times 100}{\text{MSI}}$$

$$\text{Conteúdo Remanescente} = \frac{\text{TN} \times \text{MS} \times 100}{\text{TNI} \times \text{MSI}}$$

em que: MS = Matéria seca atual do resíduo; MSI = Matéria seca inicial; TN = teor atual do nutriente; TNI = teor inicial do nutriente.

### 2.4.5. Taxa de decomposição do resíduo e análises estatísticas

O modelo exponencial simples foi ajustado aos dados de matéria seca, e conteúdos de N, lignina, extrativo e holocelulose remanescentes ao longo do tempo:

$$X = X_0 e^{-kt}$$

em que: X é a quantidade de matéria seca ou nutriente remanescente após um período de tempo t, em dias; X<sub>0</sub> é a quantidade de matéria seca ou nutriente inicial; e k é a constante de decomposição. Reorganizando os termos dessa equação, foi possível calcular a constante de decomposição, ou valor k:  $k = \ln(X / X_0) / t$ .

O tempo de meia-vida (t<sub>0,5</sub>) (tempo necessário para decomposição de 50 % do resíduo inicial) e tempo necessário para que 95 % dos resíduos se decomponham, ou, nutriente seja liberado (t<sub>0,95</sub>), foram obtidos por meio das equações:  $t_{0,5} = \ln(2) / k$  e  $t_{0,95} = 3 / k$ , respectivamente. Adicionalmente, essas equações matemáticas também foram utilizadas como modelos para extrapolação dos dados além do período máximo estudado (12 meses), com o intuito de se determinar o tempo necessário para que 50 e 95 % dos resíduos fossem decompostos.

Devido à quantidade insuficiente de folha após os três meses de implantação do experimento, as estimativas dos parâmetros da equação  $X=X_0 e^{-kt}$  para lignina, extrativo e holocelulose remanescentes foram ajustadas para 90 dias de decomposição. Os dados de galho e casca foram ajustados no período de decomposição de 360 dias. Os resultados foram submetidos à análise de variância e as equações matemáticas que melhor se ajustaram à decomposição de matéria seca e a liberação de nutrientes foram obtidas por meio dos softwares Sigma Plot 9.0 e SAEG 9.0. Efetuaram-se testes de correlação linear de Pearson ( $p < 0,05$ ) objetivando avaliar a relação entre as características químicas e a matéria seca remanescente do resíduo.

Foram realizadas comparações do  $t_{0,5}$  envolvendo os resíduos com diferentes teores iniciais de N e, ausência e presença de casca, das cinco regiões, por meio de contrastes ortogonais (Quadro 4). A significância dos contrastes com um grau de liberdade foi testada pelo teste F ( $p < 0,05$ ). Os contrastes ortogonais C1 e C2 tiveram por objetivo avaliar o efeito da casca e do teor inicial de N no tecido de eucalipto no tempo necessário para decomposição de 50 % do resíduo inicial.

**Quadro 4.** Contrastes ortogonais (C1) utilizados na comparação entre diferentes teores iniciais de N e ausência e presença de casca.

Tratamentos	C1	C2
-N - C	1	1
-N + C	-1	1
+N - C	1	-1
+N +C	-1	-1

$C1 = [(+N+C) + (-N+C)] - [(+N-C) + (-N-C)]$  efeito da casca;

$C2 = [(+N-C) + (+N+C)] - [(-N-C) + (-N+C)]$  efeito do teor inicial de N.

(+N) = resíduos oriundos de árvores adubadas com N;

(-N) = resíduos oriundos de árvores não fertilizadas com N;

(-C e +C) = ausência e presença de casca, respectivamente.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Decomposição de resíduos de eucalipto com diferentes teores iniciais de N

##### 3.1.1. Resíduo combinado (folha+galho+casca)

Independente das regiões estudadas, observou-se por meio de contrastes ortogonais ( $p < 0,05$ ) que, em geral, o resíduo combinado (folha+galho com e sem casca) com maiores teores iniciais de N, foi mais rapidamente decomposto (Quadro 5, C2). O tempo necessário para a decomposição de 50 % de todo o resíduo ( $t_{0,5}$ ) variou de 248 a 388 dias para resíduos com mais N e de 322 a 459 dias para resíduos com menos N (Quadro 6). O teor inicial de N no *litter* é um dos principais responsáveis pelo aumento na taxa de decomposição da matéria seca. Gama-Rodrigues et al. (1997) trabalhando com solo e *litter* sob diferentes coberturas florestais, relataram que as maiores taxas de decomposição estavam associadas ao *litter* com maior teor de N. Analisando o impacto da qualidade de espécies florestais nas taxas de decomposição, Polyakova & Billor (2007) observaram que a mistura de acículas de pinus (*Pinus taeda* L.) e 20 % de folhas de cinco espécies decíduas com alta concentração inicial de N, aumentou a taxa de decomposição das acículas de pinus durante o primeiro ano de estudo.

**Quadro 5.** Tempo de meia-vida ( $t_{0,5}$ ) médio dos resíduos com diferentes teores iniciais de N na ausência ou presença de casca, nas cinco regiões no Estado da Bahia.

Trat/contrastes	$t_{0,5}$ resíduo combinado	$t_{0,5}$ folha	$t_{0,5}$ galho
-N - C	383,2	125	666,2
-N + C	372,4	118	590,0
+N - C	288,4	100	449,6
+N +C	351,8	97	404,6
<b>Contraste 1-C1</b>	ns	ns	ns
<b>Contraste 2-C2</b>	*	*	**

(+N) = resíduos oriundos de árvores que foram adubadas com N; (-N) = resíduos oriundos de árvores não fertilizadas com N; (-C e +C) = ausência e presença de casca, respectivamente. C1=[(+N+C) + (-N+C)] - [(+N-C) + (-N-C)] efeito da casca; C2= [(+N-C) + (+N+C)] - [(-N-C) + (-N+C)], efeito do teor inicial de N. ns, \* e \*\* = Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

**Quadro 6.** Estimativas dos parâmetros da equação  $X=X_0e^{-kt}$  ajustada aos dados de matéria seca remanescente do resíduo combinado de eucalipto (folha+galho com e sem casca), com diferentes componentes e teores iniciais de N, após 360 dias de decomposição.

<b>Região Oeste</b>					
Tratamentos	$X_0$	$k^{**}$	$R^2$	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	99,59	0,0015	0,98	459	5,51
-N + C	97,86	0,0016	0,80	444	5,34
+N - C	99,51	0,0018	0,99	382	4,59
+N +C	98,68	0,0018	0,86	388	4,66
<b>Região Central A</b>					
	$X_0$	$k^{**}$	$R^2$	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	102,5	0,0020	0,96	341	4,10
-N + C	104,0	0,0021	0,97	322	3,99
+N - C	102,3	0,0026	0,97	262	3,16
+N +C	103,1	0,0020	0,97	299	3,60
<b>Região Norte</b>					
	$X_0$	$k^{**}$	$R^2$	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	98,89	0,0018	0,95	376	4,52
-N + C	100,2	0,0017	0,93	409	4,92
+N - C	100,9	0,0026	0,96	269	3,24
+N +C	99,84	0,0018	0,99	384	4,61
<b>Região Central B</b>					
	$X_0$	$k^{**}$	$R^2$	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia
-N - C	98,80	0,0017	0,98	399	4,81
-N + C	102,2	0,0020	0,97	340	4,09
+N - C	100,2	0,0025	0,96	248	2,98
+N +C	100,4	0,0019	0,99	348	4,19
<b>Região Sul</b>					
	$X_0$	$k^{**}$	$R^2$	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	94,92	0,0020	0,97	341	4,10
-N + C	96,74	0,0019	0,92	347	4,18
+N - C	94,32	0,0025	0,91	281	3,38
+N +C	95,24	0,0020	0,96	340	4,09

(+N) = resíduos oriundos de árvores que foram adubadas com N; (-N) = resíduos oriundos de árvores não fertilizadas com N; (-C e +C) = ausência e presença de casca, respectivamente.

\*\* Significativos a 1 % pelo teste t.  $k$  = constante de decomposição,  $t_{0,5}$  = tempo em dias necessário para decomposição de 50 % do resíduo inicial, e  $t_{0,95}$  = tempo em dias ou anos necessário para decomposição de 95 % do resíduo.

Balieiro et al. (2004) encontraram menor tempo médio de residência (TMR) do *litter* no solo num plantio consorciado de *E. grandis* com *Pseudosamanea gachapele* (0,9 ano) que num plantio puro de eucalipto (1,43 ano). A introdução de material mais rico em N pela leguminosa, via deposição da serapilheira no plantio consorciado, foi determinante para redução do TMR. Em estudo comparando a taxa de decomposição de *litter* de *Eucalyptus spp.* com *litter* de floresta semi-decidual, Louzada et al. (1997) observaram que o valor da constante de decomposição ( $k$ ) do *litter* de floresta ( $0,00360 \text{ g dia}^{-1}$ ) foi maior do que o valor de  $k$  para o *litter* do eucalipto ( $0,00241 \text{ g dia}^{-1}$ ), citando entre vários fatores, que a melhor qualidade do *litter* da floresta nativa, confere melhores condições para colonização de microrganismos, o que favorece a decomposição.

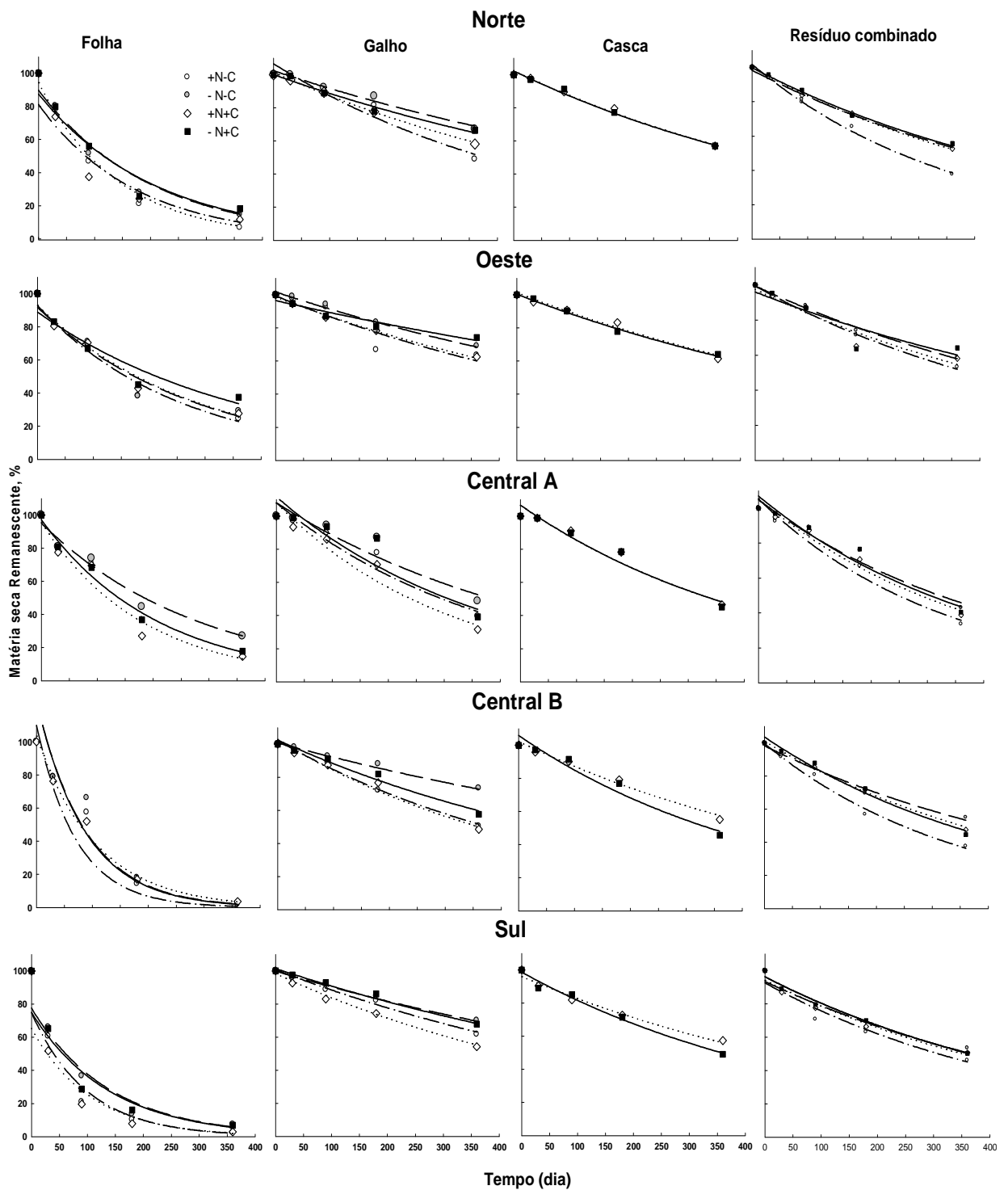
Todavia, com exceção da região Oeste, resíduos combinados com maiores teores iniciais de N, na presença de casca, apresentaram menor constante de decomposição ( $k$ ) e maior tempo de meia-vida ( $t_{0,5}$ ). As regiões Norte e Central B tiveram as maiores reduções de  $k$  (31 e 24 %), aumentando o  $t_{0,5}$  de 269 para 384 e, de 248 para 348 dias, respectivamente. Nas regiões Central A e Sul a redução de  $k$  foi menor, 23 e 20 %, aumentando o  $t_{0,5}$  em 37 dias (262 para 299 dias) e 59 dias (281 para 340 dias), respectivamente. Em resíduos com baixos teores iniciais de N os valores de  $k$  e de  $t_{0,5}$  foram similares entre as regiões (Quadro 6). Assim, em áreas onde o aumento da adubação nitrogenada favorece o aporte de resíduos com maiores teores iniciais de N, é importante a manutenção da casca na área, pois além de minimizar a exportação de nutrientes, e reduzir a compactação pelo trânsito de máquinas (Silva et al., 2007), esta também auxilia na redução da decomposição do *litter*. Na presença da casca a menor decomposição do *litter* deveu-se, provavelmente, a sua complexa composição química. A casca é rica em lignina e outros compostos fenólicos tais como taninos e quitina, e ela pode causar efeitos alelopáticos em plantas daninhas e também ser repelente a alguns insetos e microrganismos (Foelkel, 2005).



### 3.1.2. Componentes individuais do resíduo

#### 3.1.2.1. Folha

Em todos os tratamentos, dos componentes individuais em estudo (folhas, galhos e cascas), houve maior decomposição para folha (Figura 2). Também foi observada correlação negativa entre a precipitação pluvial acumulada no período de decomposição e matéria seca remanescente das folhas, galhos e cascas ( $r = -0,58^{**}$ ,  $-0,83^{**}$  e  $-0,90^{**}$ , respectivamente), porém, não se observou correlação com as temperaturas máxima, média e mínima (Quadro 7). A cinética de decomposição de folhas apresentou padrões distintos de acordo com a região, teor de inicial de N, e ausência ou presença da casca. Os maiores valores de  $k$  ( $0,0113$  a  $0,0165 \text{ g dia}^{-1}$ ) e, conseqüentemente, a maior taxa de decomposição na região Sul (Quadro 8) deveu-se, possivelmente, à maior precipitação pluvial ocorrida nos meses em estudo (Quadro 1). No outro extremo está a região Oeste que teve a menor ocorrência de chuvas, sendo sua fase inicial de decomposição moderada, seguida de outra fase mais lenta. O tempo necessário para a decomposição de 50 % das folhas ( $t_{0,5}$ ) foi de 154 e 172 dias e, 187 e 200 dias e, o tempo estimado para decomposição de 95 % ( $t_{0,95}$ ) foi de 669 e 748 dias e, 811 e 866 dias, para resíduos com maior e menor teor inicial de N, respectivamente (Quadro 8). Para ambos os resíduos (maior e menor teor inicial de N), a tendência de maior matéria seca remanescente de folhas estava associada à presença da casca, apesar de não ser constatado diferença significativa pelo teste de contraste ( $p < 0,05$ ) (Quadro 5).



**Figura 2.** Percentagem de matéria seca remanescente de resíduos de eucalipto com diferentes componentes e teores iniciais de N, ao longo de 360 dias de decomposição, em cinco regiões distintas. Legenda: (+N) – resíduos oriundos de árvores que foram adubadas com N; (-N) resíduos oriundos de árvores não fertilizadas com N; (-C e +C) ausência e presença de casca, respectivamente.

**Quadro 7.** Coeficientes de correlação linear de Pearson entre as variáveis observadas e medidas de todos os tempos e a matéria seca remanescente de folha (MSRF), galho (MSRG), casca (MSRC) e combinado (folha+galho+casca).

Variáveis observadas ou medidas	Componente do resíduo			
	MSRF	MSRG	MSRC	MSR combinado
<b>PMP</b>	-0,86**	-0,85**	-0,90**	-0,92**
<b>PAA</b>	-0,21 <sup>ns</sup>	0,02 <sup>ns</sup>	-0,07 <sup>ns</sup>	-0,07 <sup>ns</sup>
<b>Temperatura máxima</b>	-0,13 <sup>ns</sup>	0,05 <sup>ns</sup>	-0,00 <sup>ns</sup>	-0,05 <sup>ns</sup>
<b>Temperatura mínima</b>	-0,21 <sup>ns</sup>	0,08 <sup>ns</sup>	-0,05 <sup>ns</sup>	-0,01 <sup>ns</sup>
<b>Temperatura média</b>	-0,23 <sup>ns</sup>	-0,02 <sup>ns</sup>	0,07 <sup>ns</sup>	0,07 <sup>ns</sup>
<b>Teor de lignina insolúvel</b>	-0,82**	-0,58**	-0,82**	-0,32*
<b>Lignina insolúvel remanescente</b>	0,44*	0,82**	0,55**	0,79**
<b>Relação lignina insolúvel:N</b>	-0,67**	0,63**	0,52**	0,61**
<b>Teor de lignina solúvel</b>	0,85**	0,58**	0,16 <sup>ns</sup>	0,63**
<b>Relação lignina solúvel:N</b>	0,72**	0,72**	0,76**	0,71**
<b>Teor de extrativo</b>	0,76**	0,56**	0,74**	0,63**
<b>Relação extrativo:N</b>	0,65**	0,70**	0,77**	0,78**
<b>Teor de holocelulose</b>	0,72**	0,05 <sup>ns</sup>	0,54**	-0,03 <sup>ns</sup>
<b>Relação holocelulose:lig insolúvel</b>	0,76**	0,51**	0,76**	-0,07 <sup>ns</sup>
<b>Relação holocelulose:N</b>	0,51**	0,63**	0,85**	0,56**
<b>Teor de N</b>	-0,69**	-0,73**	-0,85**	-0,63**
<b>N remanescente</b>	0,95**	0,02 <sup>ns</sup>	0,25 <sup>ns</sup>	-0,04 <sup>ns</sup>
<b>Relação C:N</b>	-0,03 <sup>ns</sup>	0,63**	0,86**	0,59**

PMP = precipitação pluvial mensal acumulada do período pré-determinado de decomposição; PAA = precipitação pluvial anual acumulada; \*\* e \* Significativos a 1 e 5 %.

Todavia, na região Sul a cinética de decomposição apresentou uma fase inicial rápida, seguida de outra moderada (Figura 2). Em torno de 40 dias após a colocação dos *litter bags* no campo, o resíduo com alto teor inicial de N teve 50 % de seu material decomposto, e ao final de 156 e 181 dias, 95 % dos resíduos já estavam decompostos (resíduos com e sem casca, respectivamente). Independente do teor inicial de N no resíduo, apesar da presença da casca ser um estímulo à decomposição, não foi observado diferença significativa pelo contraste ( $p < 0,05$ ) (Quadro 5).

A seletividade da microbiota, favorecendo a decomposição de folhas, na presença da casca em regiões de maiores pluviosidades, pode ser devida ao fato de que, com o

aumento da umidade há favorecimento do crescimento e da atividade microbiana; assim, materiais mais lábeis, como açúcares solúveis, aminoácidos e proteínas nas folhas são rapidamente metabolizados e utilizados como fonte de energia e C pelos microrganismos (Moreira & Siqueira, 2006), em detrimento dos compostos nos materiais mais recalcitrantes (casca e galhos).

**Quadro 8.** Estimativas dos parâmetros da equação  $X=X_0 e^{-kt}$  ajustada aos dados de matéria seca remanescente dos componentes individuais de resíduo de árvores de eucalipto, com diferentes componentes e teores iniciais de N, após 360 dias de decomposição.

Matéria seca remanescente															
Trat	Folha					Galho					Casca <sup>(1)</sup>				
	Região Oeste														
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	96,50	0,0037	0,98	187	811	101,59	0,0011	0,94	656	7,89	-	-	-	-	-
-N + C	94,37	0,0035	0,91	200	866	97,01	0,0008	0,95	783	9,42	100,53	0,0013	0,96	539	6,48
+N - C	97,09	0,0045	0,99	154	669	101,69	0,0012	0,98	600	7,22	-	-	-	-	-
+N + C	96,18	0,0040	0,96	172	748	98,76	0,0013	0,97	519	6,24	100,74	0,0013	0,96	541	6,51
<b>Região Central A</b>															
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	96,99	0,0039	0,93	178	772	105,27	0,0016	0,89	445	5,35	-	-	-	-	-
-N + C	98,56	0,0050	0,97	137	595	106,63	0,0019	0,91	360	4,34	104,31	0,0019	0,97	368	4,42
+N - C	98,47	0,0049	0,96	140	607	104,55	0,0021	0,94	334	4,01	-	-	-	-	-
+N + C	98,88	0,0057	0,95	120	523	103,37	0,0016	0,95	265	3,20	104,37	0,0020	0,96	368	4,43
<b>Região Central Norte</b>															
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	98,64	0,0067	0,96	103	445	101,99	0,0011	0,90	663	7,97	-	-	-	-	-
-N + C	98,39	0,0065	0,98	107	465	100,40	0,0012	0,88	582	7,01	101,77	0,0019	0,90	445	5,37
+N - C	99,93	0,0084	0,97	82	357	104,56	0,0016	0,89	413	4,97	-	-	-	-	-
+N + C	97,59	0,0089	0,97	77	334	101,06	0,0015	0,92	471	5,67	101,82	0,0015	0,98	477	5,74
<b>Região Central B</b>															
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	101,7	0,0073	0,97	96	414	100,48	0,0008	0,97	880	10,50	-	-	-	-	-
-N + C	101,9	0,0077	0,96	91	392	101,62	0,0014	0,89	511	6,65	103,83	0,0019	0,95	366	4,39
+N - C	102,1	0,0083	0,98	83	359	101,78	0,0019	0,89	374	4,50	-	-	-	-	-
+N + C	100,6	0,0086	0,97	80	349	101,41	0,0017	0,96	372	4,47	101,46	0,0016	0,99	444	5,34
<b>Região Sul</b>															
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	97,84	0,0113	0,99	61	266	99,68	0,0010	0,98	687	8,26	-	-	-	-	-
-N + C	98,23	0,0126	0,98	55	239	101,07	0,0009	0,79	714	8,58	97,57	0,0019	0,91	352	4,23
+N - C	99,73	0,0165	0,98	41	181	99,48	0,0013	0,86	527	6,34	-	-	-	-	-
+N + C	98,48	0,0191	0,98	36	156	98,41	0,0017	0,94	397	4,78	97,38	0,0020	0,95	440	5,29

(+N) = resíduos oriundos de árvores que foram adubadas com N; (-N) = resíduos oriundos de árvores não fertilizadas com N; (-C e +C) = ausência e presença de casca, respectivamente.

\*\* Significativos a 1 % pelo teste t. k = constante de decomposição, t<sub>0,5</sub> = tempo em dias necessário para decomposição de 50 % do resíduo, e t<sub>0,95</sub> = tempo em dias ou anos necessário para decomposição de 95 % do resíduo. <sup>(1)</sup> A casca foi oriunda de um povoamento de *E. grandis* de 7,4 anos recém colhido.

Dos fatores climáticos a pluviosidade esta entre os que os fatores que mais influenciam a taxa de decomposição do resíduo, especialmente as folhas. A perda de matéria seca e a liberação de nutrientes do *litter* foliar, em povoamentos de *E. grandis* no Norte Fluminense, mostrou-se altamente correlacionada com a precipitação pluvial acumulada ( $r = 0,98^{**}$ ), indicando que o padrão climático regional atuaria como principal fator regulador do processo de decomposição (Costa et al., 2005). Castanho (2005) estudando fatores determinantes no processo de decomposição em florestas, observou que, entre as florestas mais úmidas, a Floresta Atlântica ( $k = 0,0059 \text{ d}^{-1}$ ) possui taxas de decomposição de folhas, em média 28 % maiores do que as taxas encontradas na Floresta de Restinga ( $k = 0,0046 \text{ d}^{-1}$ ). Levou-se, em média, 168 dias para perder 50 % da matéria seca de folhas ( $t_{0,5}$ ) na floresta Atlântica, enquanto que na floresta de Restinga esse período foi de 183 dias. A interferência das chuvas na taxa de decomposição de espécies não lenhosas pode ser ainda maior. Oliveira et al. (2003) encontraram alterações drásticas na decomposição do amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) quando consideradas as estações secas e úmidas; o  $t_{0,5}$  da matéria seca do amendoim forrageiro foi reduzido de 272 dias na estação seca para 20 dias na época chuvosa.

Em *E. grandis*, Ferreira (1984) observou que as folhas senescentes perderam 45,5 % do seu peso, em Bom Despacho (MG), comparados com 28 % em Carbonita, MG após 18 meses de decomposição. A precipitação pluviométrica foi considerada o fator mais importante na decomposição de folhas em Bom Despacho, pois amostras colocadas para decompor na estação chuvosa apresentaram taxa de decomposição, nos seis meses iniciais, similares à de 12 meses para amostras colocadas para decompor na estação seca. Além da precipitação, Wang et al. (2008) observaram que a taxa de decomposição da folha do *litter* aumentou de acordo com o teor inicial de N na ordem *Cunninghamia lanceolata* < mistura *C. lanceolata* e *Michelia macclurei* < *M. macclurei*.

### 3.1.2.2. Galho

Independente da região em estudo, os galhos do tratamento com mais N apresentaram as maiores taxas de decomposição, e apesar da presença da casca ser um estímulo à decomposição, foi observado diferença significativa pelo contraste apenas para o teor inicial de N ( $p < 0,05$ ) (Quadro 5). Em resíduos com maiores teores iniciais de N a casca estimulou a decomposição do galho nas regiões Oeste, Central A e Sul. Na região

Oeste o aumento de 8 % nos valores de  $k$  (0,0012 para 0,0013 g dia<sup>-1</sup>) resultou em diminuição no  $t_{0,5}$  em 81 dias (600 para 519 dias). Na região Central A, esse aumento no valor de  $k$  de foi 0,0021 para 0,0016 (23 %), levando a redução no  $t_{0,5}$  de 334 para 265 dias. No Sul esse aumento foi ainda maior, cerca de 24 % (0,0013 para 0,0017 g dia<sup>-1</sup>), ocasionando redução no  $t_{0,5}$  em 130 dias (527 para 397 dias), fato também observado para resíduos com baixo teores de N (Quadro 8). As demais regiões tiveram os valores de  $k$  similares. Em resíduos com baixos teores de N, de maneira geral, a presença da casca reduziu a decomposição de galhos, e aumentou a decomposição da folha (Quadro 8).

O estímulo na decomposição do galho no tratamento com maior teor inicial de N pode ser devido ao efeito sinérgico entre comunidade microbiana e *litter* com maior teor de N, por exemplo as folhas, no qual os microrganismos além de decompor esse *litter*, permitem a transferência de nutriente ao *litter* com menor teor de N, estimulando, assim, sua decomposição. Estudando a transferência de N entre folhas de seis espécies oriundas da Guiana Francesa com alta e baixa concentração de <sup>15</sup>N, Schimel & Hättenschwiler (2007) observaram que houve transferência de nutriente entre espécies de *litter* de diferentes teores de N, atuando como um mecanismo sinérgico na decomposição do *litter*. Seus resultados demonstraram que o N contido na comunidade microbiana associada com folhas pode mudar em valores significativos de uma folha para a outra, quando próximas. Devido à decomposição inicial do *litter* fresco ser limitada, especialmente pela carência de N (Berg, 2000), o efeito da translocação de N de um tipo de *litter* para outro, aceleraria o processo de decomposição em *litter* com baixo teor desse elemento. De fato, Briones & Ineson (1996) observaram aumento na liberação de N e maior perda de matéria quando resíduos de *E. globulus* foram misturados àqueles de *Betula pendula*, com maior teor de N.

### 3.1.2.3. Casca

Para casca, nas regiões Norte, Central B e Sul observou-se comportamento inverso da taxa de decomposição em relação à folha e ao galho, ou seja, a casca na presença de resíduos com baixos teores de N foi a que apresentou a decomposição mais rápida (Quadro 8). Na região Norte observou-se redução nos valores de  $k$  de 0,0019 para 0,0015 (21 %), ocasionando aumento no  $t_{0,5}$  de 445 para 477 dias, para resíduo com menor e maior teor inicial de N, respectivamente. Na região Central B a redução nos valores de  $k$

foram similares à região Norte (0,0019 para 0,0016) aumentando o  $t_{0,5}$  em 78 dias (366 para 444). Já na região Sul houve redução de apenas 5 % nos valores de  $k$  (0,0020 para 0,0019), ocasionando aumento no  $t_{0,5}$  de 352 para 440 dias. Nas regiões Oeste e Central A, onde há menor precipitação pluvial, praticamente não houve efeito do teor inicial de N dos resíduos nos valores de  $k$  e  $t_{0,5}$  (Quadro 8). Com a decomposição do extrativo e holocelulose da casca, a concentração de componentes mais recalcitrantes como a lignina aumenta, e o efeito do N sobre a decomposição pode mudar. Os maiores teores iniciais de N na folha e galho tiveram efeito de retardamento na taxa de decomposição da casca, provavelmente pela formação de componentes mais recalcitrantes de difícil decomposição, devido à reação dos compostos nitrogenados de baixa matéria molecular com a lignina remanescente (Berg, 2000; Hättenschwiler & Vitousek, 2000), ou ainda, a reação entre N e outros fenóis, seguida pela formação de compostos recalcitrantes, tais como, complexos tanino-proteína (Hagerman et al., 1998). Além disso, o N reprime a decomposição da lignina diretamente pela supressão de enzimas lignolíticas (Keyser et al., 1978; Berg, 2000; Carreiro et al., 2000) e, indiretamente, pelo estímulo ao consumo de carboidratos, o que resulta em rápida exaustão de carboidratos não lignificados necessários para a decomposição da lignina (Reid et al., 1991).

Carreiro et al. (2000) relataram que o efeito da adição de N na decomposição do resíduo depende de sua composição química inicial. Esses autores observaram efeitos positivo, negativo ou nulo da adição de  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (2 e 8  $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$  de N) durante três anos nas taxas de decomposição de *litter* de folhosas, e a magnitude e a direção da resposta foram controladas pelo teor de celulose e lignina. Os microrganismos responderam à adição de N aumentando a atividade da enzima celulase e decompondo os *litter* de folhas de espécies arbóreas como *Cornus florida*, *Acer rubrum*, e *Quercus rubra*. Todavia, em *litter* de *Quercus rubra* com alto teor de lignina, houve redução da atividade de enzimas lignolíticas, diminuindo sua decomposição.

Em condições anaeróbias nas Filipinas, Olk et al. (2006) constataram diminuições no rendimento da cultura do arroz devido à redução na absorção de N advindo da mineralização da MOS. Foi observado acúmulo de compostos fenólicos de lignina no material orgânico do solo, o que foi atribuído à ligação covalente entre N e compostos fenólicos, resultando na imobilização química temporária de N e recalcitrância da matéria orgânica.

Todavia, Sjöberg et al. (2004), estudando a degradação de hemicelulose, celulose e lignina na presença de N, concluíram que a celulose foi decomposta mais rapidamente em *litter* rico em N. Porém, não ficou evidente sobre a reduzida degradação da lignina em *litter* rico em N de acordo com o método da oxidação de CuO, o método da lignina de Klason ou a análise qualitativa usando  $^{13}\text{C}$  NMR. Assim, de acordo com esses autores, a hipótese de que a adição de N aumenta o recalcitrância da MOS não foi, conseqüentemente, suportada.

### 3.1.3. Decomposição de resíduos de eucalipto e composição bioquímica

Além do clima, outro fator apontado como regulador da decomposição de resíduos vegetais é sua constituição química e, ou, bioquímica. Neste estudo observou-se que, quando se correlacionaram as características químicas dos resíduos de eucalipto com sua matéria seca remanescente, não houve consistência, pois algumas características tiveram melhores correlações que outras, dependendo do componente do *litter*. Analisando todos os dados em todos os tempos, observou-se que a matéria seca remanescente das folhas correlacionou-se positivamente com teores de lignina solúvel ( $r = 0,85^{**}$ ), extrativos ( $r = 0,76^{**}$ ), holocelulose ( $r = 0,72^{**}$ ) e N remanescente ( $r = 0,95^{**}$ ) (Quadro 7). No entanto, para os componentes galho e casca não houve correlação significativa entre a matéria seca remanescente e teores de holocelulose e lignina solúvel, respectivamente (Quadro 7). Para todos os componentes individuais do resíduo as correlações demonstraram que, quanto maior o teor de N menor a matéria seca remanescente do resíduo ( $r = -0,69^{**}$ ,  $-0,73^{**}$  e  $-0,85^{**}$  para folha, galho e casca, respectivamente). Wang et al. (2008) observaram que a perda de matéria das folhas esteve correlacionada positivamente com os teores de N ( $r = 0,92^{**}$ ), P ( $r = 0,90^{**}$ ), e negativamente com a relação C:N ( $r = -0,88^{**}$ ).

O teor de lignina insolúvel foi um indicador que se mostrou inversamente proporcional à matéria seca remanescente do resíduo ( $r = -0,82^{**}$ ,  $-0,58^{**}$  e  $-0,82^{**}$  para folha, galho e casca, respectivamente) (Quadro 7). Isto ocorreu, provavelmente, devido à preservação seletiva da lignina, como conseqüência da decomposição de frações mais lábeis do resíduo, uma vez que, os conteúdos de lignina insolúvel remanescente dos componentes individuais do resíduo correlacionaram-se positivamente com a matéria seca remanescente do resíduo. Salamanca et al. (1998) relataram que com a decomposição, o



teor de lignina aumentou, pois a lignina é decomposta a uma taxa mais lenta e, assim, regula as fases posteriores do processo de decomposição. Camargo et al. (1999), citando vários autores, explicam as fases da decomposição nos resíduos orgânicos. A fase inicial da biodegradação microbiana é caracterizada pela perda rápida dos compostos orgânicos prontamente decomponíveis (açúcares, proteínas, amido, celulose, etc.). Na fase subsequente, produtos orgânicos intermediários e protoplasma microbiano, recentemente formado, são biodegradados por vários microrganismos com produção de nova biomassa e liberação de CO<sub>2</sub>, restando para o estágio final de decomposição compostos mais resistentes, como a lignina, cuja decomposição é realizada por actinomicetos e fungos.

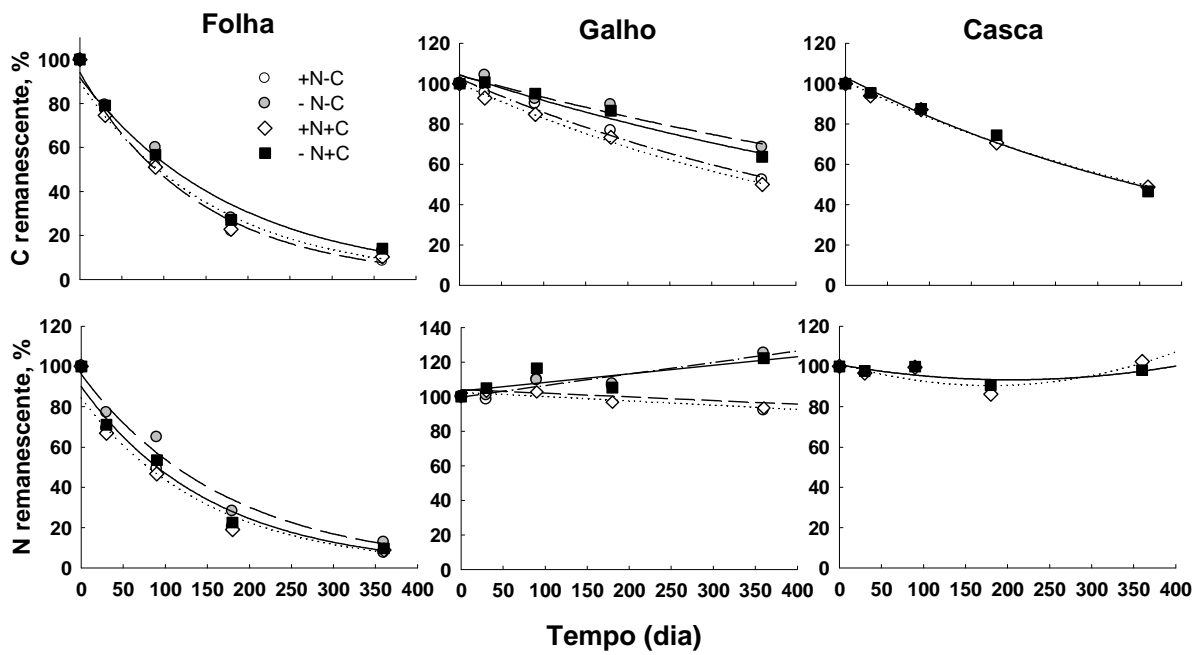
Alguns índices calculados com base nas características qualitativas do *litter* demonstraram importância similar para matéria seca remanescente de todos os componentes, com correlação positiva para extrativo:N ( $r= 0,65^{**}$ ,  $0,70^{**}$  e  $0,77^{**}$ ), holocelulose:N ( $r= 0,51^{**}$ ,  $0,63^{**}$  e  $0,85^{**}$ ) e holocelulose:lignina insolúvel ( $r= 0,76^{**}$ ,  $0,51^{**}$  e  $0,76^{**}$ ) para folha, galho e casca respectivamente (Quadro 7). Para galho e casca, componentes mais recalcitrantes dos resíduos, as relações C:N e lignina:N também foram importantes indicadores da resistência do material à decomposição, pois quanto maior essas relações maior foi a permanência do resíduo na área. Diversos estudos têm demonstrado que a relação C:N é um bom indicador da taxa de decomposição (Polyakova & Billor, 2007, Tateno et al., 2007, Wang et al., 2008). Tripathi et al. (2006), estudando a decomposição de *Betula ermanii* e bambu em florestas secundárias no Japão, encontraram correlação negativa entre lignina:N e perda de matéria em todos os estágios de decomposição do *litter*. Para McLaugherty & Berg (1987), em florestas temperadas, a primeira fase do processo de decomposição (< 30 % da perda de matéria inicial) é regulada pelo conteúdo de nutrientes, especialmente N, enquanto que a segunda fase é regulada pelo conteúdo de lignina e relação holocelulose:lignina.

A adoção do cultivo mínimo e, mais recentemente, o aumento na adubação com N, levará a geração de resíduos com maiores teores de N. Enquanto a maior disponibilidade de N favorece a decomposição principalmente de resíduos não lenhosos do *litter*, se for feita a manutenção da casca na área, especialmente em regiões de maiores pluviosidades, esta auxiliará na permanência do resíduo combinado (folha+galho+casca) no *litter*. A retirada de material grosseiro da área, tais como cascas e galhos grossos para favorecer a operação das máquinas, ou produção de bioenergia, acelera o processo de decomposição do *litter*. Ainda mais preocupante é o fato de que esse material mais lábil (folha), permanecendo na área poderá exercer um efeito “priming” (estímulo à decomposição microbiana da MOS pelo suprimento da matéria orgânica fresca por ação de

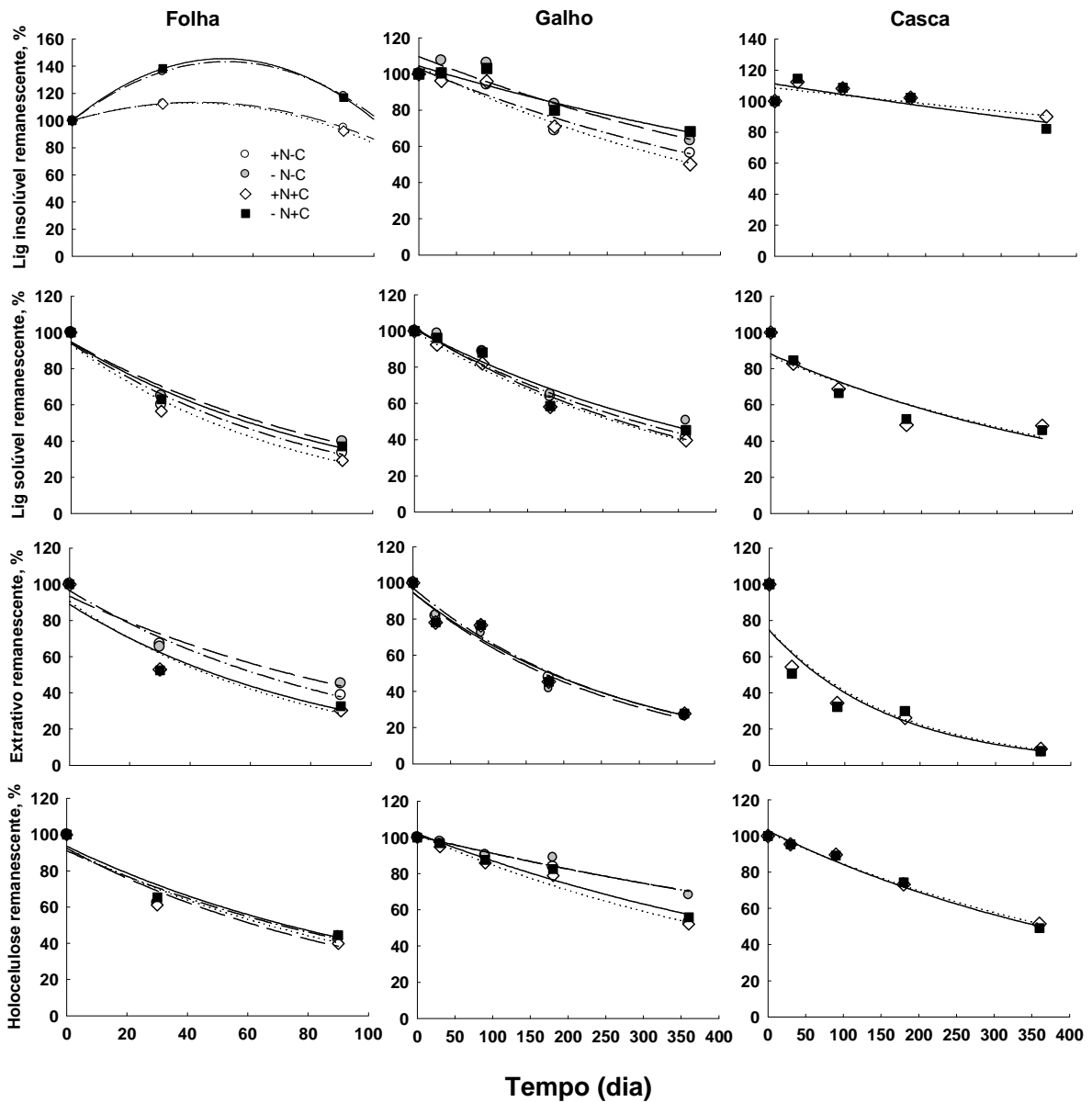
microrganismos) que, juntamente com os distúrbios gerados pela operação de colheita, poderá contribuir para a diminuição do teor de MOS em longo prazo.

### **3.2. Carbono, nitrogênio, ligninas, extrativo e holocelulose remanescente de resíduos de eucalipto**

Como não foram detectadas diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre as regiões quanto ao C, N, lignina, extrativos e holocelulose remanescentes no *litter* de eucalipto (Figuras 3 e 4), estimaram-se os valores de  $k$  e  $t_{0,5}$  com base nas médias das cinco regiões (Quadro 9). Como observado para matéria seca remanescente, as folhas e galhos com maiores teores iniciais de N tiveram o C mais rapidamente mineralizado (Figura 3). Nas folhas, a constante de decomposição ( $k$ ) aumentou 18 %, passando de 0,0063 (menor teor inicial de N) para 0,0078 g dia<sup>-1</sup> (maior teor inicial de N) reduzindo o  $t_{0,5}$  em 20 e 16 dias (sem e com casca), estimando-se, em média, somente 388 dias para que 95 % do C do resíduo com maior teor inicial de N fosse mineralizado (Quadro 9). Para o galho o efeito do maior teor inicial de N foi ainda mais pronunciado; o valor de  $k$  aumentou 39 %, ou seja, de 0,0011 para 0,0018 g dia<sup>-1</sup> e reduziu o  $t_{0,5}$  de 630 para 383 dias. Independente do teor inicial de N, a presença da casca estimulou a mineralização do C nos galhos. A casca manteve a mesma  $k$  (0,0019 g dia<sup>-1</sup>) para o C, independente do teor inicial de N (Quadro 9).



**Figura 3.** Percentagem de nitrogênio e carbono remanescentes dos resíduos de eucalipto com diferentes componentes e teores iniciais de N, ao longo de 360 dias de decomposição. Legenda: (+N) = resíduos oriundos de árvores que foram adubadas com N; (-N) = resíduos oriundos de árvores não fertilizadas com N; (-C e +C) = ausência e presença de casca, respectivamente.



**Figura 4.** Percentagem de ligninas, extrativo e holocelulose remanescentes dos resíduos de eucalipto com diferentes componentes e teores iniciais de N, ao longo de 90 (folha) e 360 (galho e casca) dias de decomposição. Legenda: (+N) = resíduos oriundos de árvores que foram adubadas com N; (-N) = resíduos oriundos de árvores não fertilizadas com N; (-C e +C) = ausência e presença de casca, respectivamente.

**Quadro 9.** Estimativas dos parâmetros da equação  $X=X_0 e^{-kt}$  ajustada aos dados de C, N, ligninas, extrativo e holocelulose remanescentes dos componentes individuais de resíduo de eucalipto, com diferentes componentes e teores iniciais de N.

Trat	Folha					Galho					Casca <sup>(1)</sup>				
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	98,95	0,0063	0,99	109	474	103,71	0,0010	0,89	694	8,34	-	-	-	-	-
-N + C	98,65	0,0065	0,99	106	459	103,67	0,0011	0,94	630	7,58	101,97	0,0019	0,98	356	4,28
+N - C	99,44	0,0078	0,99	89	384	101,73	0,0017	0,97	419	5,04	-	-	-	-	-
+N +C	97,95	0,0077	0,99	90	392	99,68	0,0018	0,97	383	4,61	100,82	0,0019	0,97	350	4,21
	<b>Nitrogênio</b>														
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	98,45	0,0060	0,98	115	496	ns	ns	0,00	ns	ns	-	-	-	-	-
-N + C	99,45	0,0061	0,99	113	491	ns	ns	0,00	ns	ns	ns	ns	0,09	ns	ns
+N - C	96,75	0,0084	0,99	82	357	ns	ns	0,17	ns	ns	-	-	-	-	-
+N +C	95,97	0,0088	0,99	79	340	ns	ns	0,18	ns	ns	ns	ns	0,00	ns	ns
	<b>Lignina Insolúvel</b>														
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	ns	ns	0,00	ns	ns	108,69	0,0012	0,88	593	7,13	-	-	-	-	-
-N + C	ns	ns	0,01	ns	ns	103,72	0,0010	0,83	694	8,3	110,67	0,0007	0,59	964	11,60
+N - C	ns	ns	0,56	ns	ns	103,32	0,0017	0,95	405	4,88	-	-	-	-	-
+N +C	ns	ns	0,55	ns	ns	103,45	0,0018	0,93	384	4,62	108,98	0,0010	0,55	721	8,67
	<b>Lignina Solúvel</b>														
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	97,49	0,0113	0,99	61	266	102,55	0,0020	0,89	341	4,11	-	-	-	-	-
-N + C	98,19	0,0129	0,99	54	233	102,18	0,0023	0,94	296	3,56	92,61	0,0027	0,83	255	3,07
+N - C	97,58	0,0136	0,98	51	221	103,54	0,0024	0,95	288	3,46	-	-	-	-	-
+N +C	97,75	0,0154	0,98	44	194	100,51	0,0027	0,96	258	3,10	91,76	0,0026	0,82	262	3,16
	<b>Extrativos</b>														
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	96,43	0,0099	0,96	69	302	97,63	0,0041	0,94	170	2,04	-	-	-	-	-
-N + C	96,09	0,0153	0,96	45	196	96,09	0,0037	0,91	187	2,24	89,26	0,0102	0,93	68	0,82
+N - C	98,29	0,0112	0,98	61	268	97,49	0,0038	0,91	184	2,21	-	-	-	-	-
+N +C	98,19	0,0159	0,97	43	188	100,54	0,0037	0,92	188	2,26	90,77	0,0101	0,95	68	0,83
	<b>Holocelulose</b>														
	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>	X <sub>0</sub>	k**	R <sup>2</sup>	t <sub>0,5</sub>	t <sub>0,95</sub>
	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	dia	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano	%	dia <sup>-1</sup>	-	dia	ano
-N - C	95,42	0,0105	0,95	66	285	100,35	0,0010	0,96	669	8,41	-	-	-	-	-
-N + C	97,33	0,0109	0,98	64	275	101,05	0,0013	0,97	545	6,56	101,93	0,0018	0,98	375	4,51
+N - C	96,20	0,0110	0,96	63	272	102,73	0,0015	0,95	454	5,47	-	-	-	-	-
+N +C	97,02	0,0123	0,98	56	246	99,93	0,0017	0,98	407	4,89	101,72	0,0018	0,99	395	4,75

(+N) = resíduos oriundos de árvores que foram adubadas com N; (-N) = resíduos oriundos de árvores não fertilizadas com N; (-C e +C) = ausência e presença de casca, respectivamente.

\*\* Significativos a 1 % pelo teste t. k = constante de decomposição, t<sub>0,5</sub> = tempo em dias necessário para decomposição de 50 % do resíduo, e t<sub>0,95</sub> = tempo em dias ou anos necessário para decomposição de 95 % do resíduo. <sup>(1)</sup> A casca foi oriunda de um povoamento de *E. grandis* de 7,4 anos recém colhido.

O N remanescente no resíduo, expresso como percentagem do conteúdo de N inicial, seguiu o mesmo comportamento observado para o C remanescente nas folhas, cuja liberação dependeu do seu teor inicial (Figura 3). No entanto, a liberação de N da folha foi indiferente à presença da casca. Quanto maior o teor de N inicial, maior foi a liberação de

N, e a  $k$  aumentou 31 %, passando de 0,0061 para 0,0088 g dia<sup>-1</sup>, estimando-se, em média, somente 349 dias para que 95 % de todo o N presente nas folhas (na presença de casca) fosse liberado (Quadro 9). Para os galhos (relação C:N 272 e 242 para baixo e alto teor de N inicial, respectivamente) e casca (relação C:N 125 para ambos os resíduos oriundos de árvores adubadas ou não com N) a dinâmica do N foi alterada pelo teor de N inicial no resíduo. Para o galho, observou-se imobilização líquida de N por parte dos microrganismos para decomposição do resíduo com menor teor inicial de N, enquanto que naqueles tratamentos com maior teor de N inicial, houve mineralização líquida de N, principalmente após 90 dias de decomposição do resíduo (Figura 3). Para a casca, até 180 dias, independente do teor inicial de N, observou-se mineralização líquida de N, constando-se após esse período também a imobilização de N (Figura 3). Segundo Moreira & Siqueira (2006) a liberação líquida de N do resíduo ocorre quando o N é mineralizado a uma taxa maior que a necessidade de assimilação pelos microrganismos decompositores. Se a quantidade de N no resíduo vegetal não é suficiente para satisfazer a exigência dos microrganismos, parte do N do solo é imobilizada temporariamente.

Em plantios de *Eucalyptus* sp. são relatadas baixas taxas de decomposição, decorrente da eficiente retranslocação de nutrientes (ciclagem bioquímica) pelo eucalipto, produzindo *litter* de baixa qualidade nutricional, especialmente quanto aos teores de N e P (Gama-Rodrigues & Barros, 2002). Isso acarretaria, ao menos no primeiro ano de decomposição dos resíduos de pós-colheita, a predominância do processo de imobilização desses elementos em materiais mais recalcitrantes (Guo & Sims, 1999, Gama-Rodrigues & Barros, 2002). Evidências experimentais sugerem que a qualidade do resíduo altera a liberação de N. Valenzuela-Solano & Crohn (2006) estudando materiais com alto e baixo teor inicial de N, observaram altas taxas de decomposição e liberação de N em materiais como a alfafa e aparas de grama (39 e 29 g kg<sup>-1</sup> de N, respectivamente), enquanto que madeira triturada de pinus e sequóia (7 e 3 g kg<sup>-1</sup> de N, respectivamente) apresentaram, além de baixa decomposição, tendência de imobilização líquida de N, pelo menos no curto prazo.

Durante a decomposição do *litter* de *Cistus incanus*, *Myrtus communis* e *Quercus ilex*, observou-se forte imobilização de N no início do período. Houve liberação líquida de N após um ano para o *litter* de *Cistus* e *Myrtus* e, para *Quercus*, mais pobre em N, somente foi observada mineralização líquida de N dois anos após o início do período experimental (Fioretto et al., 2005). Li et al. (2007), analisando a perda de matéria e liberação de

nutrientes em acículas de pinus e oito espécies folhosas na Korea, observaram uma fase de imobilização de N em todos os *litter* até os oito meses de decomposição; todavia, em *litter* com maior teor inicial de N observaram redução do período de imobilização líquida de N de 18 para 10 meses. Bubb et al. (1998), estudando a decomposição de acículas de pinheiro (*Araucaria cunninghamii*), observaram imobilização temporária de N, e sugeriram que a transição da fase de imobilização de N em *litter* sob florestas para a fase de mineralização e liberação líquida coincide com uma relação C:N crítica variando entre 24 e 30. No presente estudo, ao final de 12 meses de decomposição a relação C:N nos tratamentos com menores teores iniciais de N ainda permanecia alta, variando de 153 a 159 para galho e 56 a 65 para casca, fato que pode ter contribuído para imobilização líquida de N.

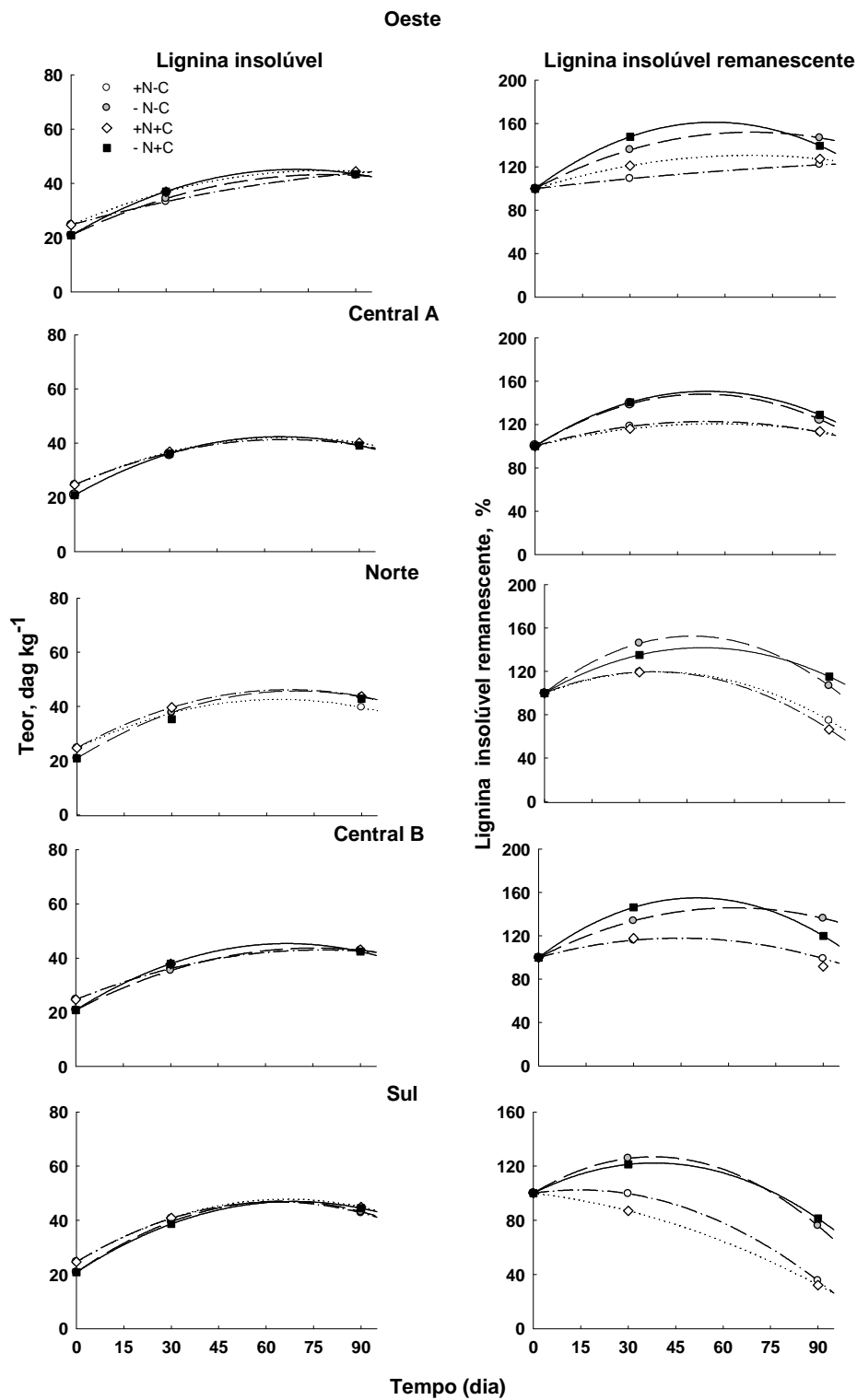
A imobilização ou mineralização líquida de N pode também ser predita pela relação lignina insolúvel:N. A relação lignina insolúvel:N da folha variou entre 12 a 13 no início do período de experimentação (Quadro 7). Aos 90 dias de decomposição da folha essa relação ainda permanecia baixa, cerca de 19 a 26, sendo verificado mineralização líquida de N na folha. No entanto, para materiais mais recalcitrantes, a relação lignina insolúvel:N variou de 118 a 135 para galho e 57 para casca no início do experimento, e no final de 12 meses de decomposição a relação lignina insolúvel:N ainda permanecia alta, variando de 46 a 106 para galho e, 40 a 58 para casca, fato que pode ter contribuído para imobilização líquida de N (Figura 3). Analisando o acúmulo e liberação de N e P em relação à lignina durante a decomposição de 14 espécies arbóreas, Osono & Takeda (2004) observaram a imobilização líquida de N em *litter* com relação lignina:N maior que 23-25, e lignina:P maior que 500-620.

Para a lignina insolúvel remanescente na folha não houve ajuste do modelo exponencial simples, pois a rápida decomposição das frações solúveis, cerca de 57 dias, proporcionou aumento da fração mais resistente (lignina insolúvel) ao ataque microbiano, aumentando o seu teor como resultado da preservação seletiva (Figura 5). Essa fração orgânica é descrita como a mais resistente à degradação (Hammel, 1997, Aita & Giacomini, 2003), o que proporciona aumento de seu teor ao longo do processo de decomposição em função da liberação de formas mais solúveis de C. Outra hipótese seria a possibilidade de estar havendo ressíntese ou recombinação de lignina insolúvel com compostos nitrogenados, formando novos componentes aromáticos mais recalcitrantes (Berg, 2000). Entre eles destacam-se a reação entre N e fenóis, formando complexos tanino-proteína (Hagerman et al., 1998). Em floresta boreal, Berg et al. (1982), estudando a mudança nos

componentes químicos em *litter* de pinus, observaram perdas de 48 % da fração lignina após cinco anos. Similarmente, em florestas no mediterrâneo, Rutigliano et al. (1996) observaram perdas entre 60 e 87 % da lignina de folhas de *Fagus sylvatica* L. e acículas de *Abies alba* após cinco anos. No Brasil, Costa et al. (2005), analisando *litter* foliar de eucalipto no Norte Fluminense, observaram que a teor de lignina aumentou nos três povoamentos até os 286 dias, e somente houve liberação líquida após os 382 dias.

Para galho e casca, com teores iniciais de N mais elevados, houve estímulo à decomposição da fração mais recalcitrante (lignina insolúvel), mas não houve interferência na taxa de decomposição do galho pela presença da casca. De modo geral, o maior teor inicial de N no resíduo proporcionou aumento no valor de  $k$  para lignina insolúvel de 0,0011 para 0,0018  $\text{g dia}^{-1}$ , e de 0,0007 para 0,0010  $\text{g dia}^{-1}$  reduzindo, em média, o tempo de meia vida ( $t_{0,5}$ ) em 249 e 243 dias para galho e casca, respectivamente (Quadro 9).





**Figura 5.** Teor de lignina insolúvel e lignina remanescente nas folhas ao longo de 90 dias de decomposição, em cinco regiões distintas. Legenda: (+N) = resíduos oriundos de árvores que foram adubadas com N; (-N) = resíduos oriundos de árvores não fertilizadas com N; (-C e +C) = ausência e presença de casca, respectivamente.

Na folha as liberações de lignina solúvel, extrativo e holocelulose foram rápidas, com valores de  $t_{0,5}$ , em média, de 53, 55 e 62 dias e,  $t_{0,95}$  de 229, 239 e 270 dias, respectivamente (Quadro 9). Os maiores valores de  $k$  foram encontrados para folhas com maiores teores iniciais de N. A decomponibilidade relativa do resíduo e a eficiência de utilização pela biomassa microbiana de componentes lábeis (açúcares) e moderadamente lábeis (holocelulose) está em torno de 60 e 40 %, respectivamente (Harborne, 1997), sendo esses mais rapidamente liberados no resíduo. Para compostos recalcitrantes/inibidores (polifenóis condensados e lignina) essa eficiência reduz para 10 % (Harborne, 1997). No estudo sobre decomposição e liberação de N em duas espécies de Ingá, Leblanc et al., (2006) observaram que, em geral, a perda de matéria estava associada principalmente à degradação de hemicelulose e celulose e teor inicial de N. A lignina foi o componente do *litter* que mais permaneceu inalterado, pois não foi alterado pela decomposição microbiana durante 20 semanas.

Nos galhos e cascas, a degradação de lignina solúvel, extrativo e holocelulose foi mais lenta, com exceção do extrativo na casca que apresentou a  $k$  igual a  $0,0102 \text{ g dia}^{-1}$ , estimando-se, em média, somente 295 dias para que 95 % do extrativo fosse decomposto (Quadro 9). A holocelulose, dos três atributos bioquímicos mencionados, foi a que apresentou liberação mais lenta, com  $t_{0,5}$  variando entre 407 a 669 dias, e 375 a 395 dias no galho e casca, respectivamente (Quadro 9). As maiores taxas de decomposições ocorreram em resíduos com maiores teores iniciais de N, e a presença da casca reduziu o valor da sua constante de decomposição no galho. Isto ocorreu, provavelmente, devido a holocelulose estar fortemente associada à lignina, formando compostos lignocelulósicos, onde os componentes de difícil decomposição exercem proteção física para os componentes mais lábeis. A arquitetura terciária das estruturas dos compostos lignocelulósicos é governada por uma variedade de ligações covalentes e não covalentes entre celulose, hemicelulose e lignina acoplando os vários componentes, diminuindo a hidrólise química e biológica e, conseqüentemente, a decomposição da holocelulose no resíduo (Malherbe & Cloete, 2002). Salamanca et al. (1998) analisando a degradação lignocelulósica de *litter* de *Quercus serrata* observaram que a fração de lignina nos compostos de lignocelulose (índice de lignocelulose) aumentou linearmente com a decomposição do *litter*, conferindo maior resistência a decomposição microbiana.

#### 4. CONCLUSÕES

1- Os resíduos com maiores teores iniciais de N e em regiões com maiores precipitações pluviais são mais rapidamente decompostos.

2- A manutenção da casca aumenta o tempo de meia vida do resíduo combinado (folha+galho+casca).

3 – O maior teor inicial de N reduz a taxa de decomposição da casca, mas aumenta a taxa de decomposição de folhas e galhos.

4- Para folha os teores de lignina solúvel, extrativo, holocelulose e N remanescente, e as relações extrativo:N, holocelulose:N e holocelulose:lignina estão positivamente relacionados com a matéria seca remanescente. Para folha, galho e casca há correlações negativas para teor de N e lignina insolúvel, enquanto que, para galho e casca, a relação C:N e lignina:N é importante indicador da resistência do material à decomposição.

5- Os processos de mineralização do C e liberação de ligninas, extrativo e holocelulose são influenciados positivamente apenas pelo teor inicial de N. Na folha a liberação líquida de N é similar à dinâmica de decomposição do resíduo, enquanto que em materiais mais recalcitrantes com menor teor inicial de N (galho e casca) é constatada imobilização líquida temporária.

## 5. LITERATURA CITADA

- AITA, C. & GIACOMINI, S.J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. R. Bras. Ci. Solo, 27:601-612, 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA TÉCNICA DE CELULOSE E PAPEL - ABTCP. Normas técnicas ABCP. São Paulo: ABTCP, 1974.
- AUSTIN, A.T. & VITOUSEK, P.M. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawaii. J. Ecol., 88: 129-138, 2000.
- BALIEIRO, F.C.; FRANCO, A.A.; PEREIRA, M.G.; CAMPELLO, DIAS, L.E; E.F.C.; FARIA, S.M. & ALVES, B.J.R. Dinâmica da serrapilheira e transferência de nitrogênio ao solo, em plantios de *Pseudosamanea guachapele* e *Eucalyptus grandis*. Pesq. Agrop. Bras., 39(6):597-601, 2004.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. For. Ecol. Manag., 133:13-22, 2000.
- BERG, B.; HANNUS, K.; POPOFF, T. & THEANDER, O. Changes in organic chemical components of needle litter during decomposition: long-term decomposition in a Scots pine forest. Can. J. Bot., 60, 1310–1319, 1982.
- BLUMFIELD, T.J.; XU, Z.H. & SAFFIGNA, P.G. Carbon and nitrogen dynamics under windrowed residues during the establishment phase of a second-rotation hoop pine plantation in subtropical Australia. For. Ecol. Manag., 200:279-291, 2004.
- BRIONES, M.J.I. & INESON, P. Decomposition of eucalyptus leaves in litter mixtures. Soil Biol. Biochem., 28:1381–88, 1996.
- BUBB, K.A.; XU, Z.H.; SIMPSON, J.A. & SAFFIGNA, P.G. Some nutrient dynamics associated with litterfall and litter decomposition in hoop pine plantations of Southeast Queensland, Australia. For. Ecol. Manag., 110:343-352, 1989.
- CAMARGO, F.A.O.; SANTOS, G.A. & GUERRA, J.G.M. Macromoléculas e substâncias húmicas. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: GENESIS, 1999, p.27-40.

- CARREIRO, M.M.; SINSABAUGH, R.L.; REPERT, D.A. & PARKHURST, D.F. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology*, 81:2359-2365, 2000.
- CASTANHO, C.T. Fatores determinantes no processo de decomposição em florestas do Estado de São Paulo. Ribeirão Preto, Universidade São Paulo (USP), 2005. 112 p. (Tese de Mestrado)
- COSTA, G.S.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & CUNHA, G.M. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no Norte Fluminense. *R. Árvore*, 29:563-570, 2005.
- ENTRY, J.A. & BACKMAN, C.B. Influence of carbon and nitrogen on cellulose and lignin degradation in forest soils. *Can. J. For. Res.*, 25:1231–1236, 1995.
- FERREIRA, M.G.M. An analysis of future productivity of *Eucalyptus grandis* plantations in the cerrado region in Brazil: a nutrient cycling approach. Vancouver, University of British Columbia, 1984. 230p. (Tese Ph.D)
- FIORETTO, A.; DI NARDO, C.; PAPA, S. & FUGGI, A. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biol. Biochem.*, 37:1083–1091, 2005.
- FOELKEL, C. Casca da árvore do eucalipto: Aspectos morfológicos, fisiológicos, florestais, ecológicos e industriais, visando à produção de celulose e papel. *Eucalyptus Online Book & Newsletter*, 2005, 109p. Disponível em <http://www.celso-foelkel.com.br/>. Acessado em: 19/01/2007.
- GAMA-RODRIGUEZ, E.F.; BARROS, N.F.; GAMA-RODRIGUEZ, A.C. & SANTOS, G.A. Nitrogênio, carbono e atividade microbiana do solo em plantações de eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, 29: 893-901, 2005.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. & BARROS, N.F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. *R. Árvore*, 26(2):193-207, 2002.
- GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & BARROS, N.F. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas vegetais. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:361-365, 1997.
- GOLDSCHMID, O. Ultraviolet spectra. In: SARKANEN, K. V.; LUDWIG, C. H. *Lignins: occurrence, formation, structure and reactions*. New York: John Wiley Interprice, 1971. p. 241-298.

- GOMIDE, J.L. & DEMUNER, B.J. Determinação do teor de lignina em material lenhoso: método Klason modificado. *O Papel*, 47:36-38, 1986.
- GUO, L.B. & SIMS, R.E.H. Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in the New Zealand eucalypt short-rotation forests. *Agric. Ecos. Envir.*, 75: 133-140, 1999.
- HAMMEL, K.E. Fungal degradation of lignin. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E. Eds. Chap.2. Driven by nature: plant litter quality and decomposition. United Kingdom: CAB International, 1997. pp. 33-45.
- HAGERMAN, A.E.; RICE, M.E. & RITCHARD, N.T. Mechanisms of protein precipitation for two tannins, pentagalloyl, glucose and epicatechin<sub>16</sub> (4 → 8) catechin (procyanidin). *J. Agric. Food Chem.*, 46:2590–2595, 1998.
- HARBORNE, F.B. Role of phenolic secondary metabolites in plants and their degradation in nature. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E., eds. Driven by nature. Cambridge, CAB International, 1997. p.67-74.
- HÄTTENSCHWILER, S.; TIUNOV, A.T. & SCHEU, S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *An. Rev. Ecol. Evol. System.*, 36:191–218, 2005.
- HÄTTENSCHWILER, S. & VITOUSEK, P.M. The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling (Reviews). *Tree*, 15:238-243, 2000.
- KEYSER, P.; KIRK, T.K. & ZIEKUS, J.G. Ligninolytic enzyme system of *Phanerochaete chrysosporium* synthesized in the absence of lignin in response to nitrogen starvation. *J. Bacteriol.*, 135:790–797, 1978.
- LEBLANC, H.A.; NYGREN, P. & MCGRAW, R.L. Green mulch decomposition and nitrogen release from leaves of two *Inga* spp. in an organic alley-cropping practice in the humid tropics. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 349–358, 2006.
- LEITE, F.P. Relações nutricionais e alterações de características químicas de solo da Região do Vale do Rio Doce pelo cultivo do Eucalipto. Viçosa-MG, UFV. 2001. 72 p. (Tese de Doutorado)
- LI, S.; HAN, S. & ZHANG, Y. Foliar decomposition in a broadleaf-mixed Korean pine (*Pinus koraiensis* Sieb. Et Zucc) plantation forest: the impact of initial litter quality and the decomposition of three kinds of organic matter fraction on mass loss and nutrient release rates. *Plant Soil*, 295:151-167, 2007.

- LOUZADA, J.N.C.; SCHOEREDER, J.H. & DE MARCO Jr., P. Litter decomposition in semideciduous forest and eucalyptus spp. crop in Brazil: a comparison. *For. Ecol. Manag.*, 94:31-36, 1997.
- MALHERBE, S. & CLOETE, T.E. Lignocellulose biodegradation: Fundamentals and applications. *Rev. Envir. Science BioTech.*, 1:105–114, 2002.
- MCCLAUGHERTY, C. & BERG, B. Cellulose, lignin and nitrogen concentrations as rate regulating factors in late stages of forest litter decomposition. *Pedobiologia*, 30:101–112, 1987.
- MIEGROET, H. V. & JANDL, R. Are Nitrogen-Fertilized Forest Soils Sinks or Sources of Carbon? *Environ. Monit. Assess.*, 128:121–131, 2007.
- MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, J.O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2 ed. Atual. e Ampl. Lavras: Editora: UFLA, 2006. 729 p.
- NEVES, J.C. Produção e partição de biomassa, aspectos nutricionais e hídricos em plantios clonais de eucalipto na região litorânea do Espírito Santo. Universidade Estadual do Norte Fluminense, UENF, Campos dos Goytacazes-RJ. 2000. 191p. (Tese de Doutorado)
- OLIVEIRA, C.A.; MUZZI, M.R.S.; PURCINO, H.A.; MARRIEL, I.E. & SÁ, N.M.H. Decomposition of *Arachis pintoi* and *Hyparrhenia rufa* litters in monoculture and intercropped systems under lowland soil. *PAB*, 38:1089-1095, 2003.
- OLK, D.C.; CASSMAN, K.G.; SCHMIDT-ROHR, K.; ANDERS, M.M.; MAO, J.D. & DEENIK, J.L. Chemical stabilization of soil organic nitrogen by phenolic lignin residues in anaerobic agroecosystems. *Soil Biol. Biochem.*, 38:3303–3312, 2006.
- OSONO, T. & TAKEDA, H. Accumulation and release of nitrogen and phosphorus in relation to lignin decomposition in leaf litter of 14 tree species. *Ecol. Res.*, 19:593–602, 2004.
- POLYAKOVA, O. & BILLOR, N. Impact of deciduous tree species on litterfall quality, decomposition rates and nutrient circulation in pine stands. *For. Ecol. Manag.*, 253:11–18, 2007.
- PRESCOTT, C.E. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *For. Ecol. Manag.*, 220: 66-74, 2005.
- REID, I.D. Nutritional regulation of synthetic lignin (DHP) degradation by *Phlebia* (*Merulius*) *tremellosa*: effect of nitrogen. *Can. J. Bot.*, 69:156–160, 1991.

- ROVIRA, P. & VALLEJO, R.V. Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 39:202–215, 2007.
- ROVIRA, P. & VALLEJO, R.V. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma*, 107:109–141, 2002.
- RUTIGLIANO, F.A.; SANTO, A.V.; BERG, B.; ALFANI, A. & FIORETTO, A. Lignin decomposition in decaying leaves of *Fagus sylvatica* L. and needles of *Abies alba* Mill. *Soil Biol. Biochem.*, 28:101–106, 1996.
- SALAMANCA, E.F.; KANEKO, N.; KATAGIRI, S. & NAGAYAMA, Y. Nutrient dynamics and lignocellulose degradation in decomposing *Quercus serrata* leaf litter. *Ecol. Res.*, 13:199–210, 1998.
- SCHIMMEL, J.P. & HÄTTENSCHWILER, S. Nitrogen transfer between decomposing leaves of different N status. *Soil Biol. Biochem.*, 39:1428–1436, 2007.
- SILVA, A.R.; DIAS JÚNIOR, M.S. & LEITE, F.P. Camada de resíduos florestais e pressão de preconsolidação de dois Latossolos. *PAB*, 42: p.89-93, 2007.
- VALENZUELA-SOLANO, C. & CROHN, D.M. Are decomposition and N release from organic mulches determined mainly by their chemical composition? *Soil Biol. Biochem.*, 38:377–384, 2006.
- TATENO, R.; TOKUCHI, N.; YAMANAKA, N.; DU, S.; OTSUKI, K.; SHIMAMURA, T.; XUE, Z.; WANG, S. & HOU, Q. Comparison of litterfall production and leaf litter decomposition between an exotic black locust plantation and an indigenous oak forest near Yan'an on the Loess Plateau, China. *For. Ecol. Manag.*, 241:84–90, 2007.
- TRIPATHI, S.K.; SUMIDA, A.; SHIBATA, H.; ONO, K., UEMURA, S.; KODAMA, Y. & HARA, T., Leaf litterfall and decomposition of different above- and belowground parts of birch (*Betula ermanii*) trees and dwarf bamboo (*Sasakurilensis*) shrubs in a young secondary forest in Northern Japan. *Biol. Fertil. Soil*, 43:237–246, 2006.
- TAYLOR, B.R.; PARKINSON, D. & PARSONS, W.F.J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*, 70: 97-104. 1989.
- VALLEJO, V.R. Evaluation of C:N ratio as a parameter of N mineralization. *Mitt. Oesterr. Bodenk. Ges.*, 47:71– 78, 1993.
- WANG, Q.; WANG, S. & HUANG, YU. Comparisons of litterfall, litter decomposition and nutrient return in a monoculture *Cunninghamia lanceolata* and a mixed stand in southern China. *For. Ecol. Manag.*, 225: 1210-1218, 2008.



- WANG, W.J.; BALDOCK, J.A.; DALAL, R.C. & MOODY, P.W. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis. *Soil Biol. Biochem.*, 36, 2045–2058, 2004.
- YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil. Sci. Plant Anal.*, 13:1467-1476, 1988.

## CONCLUSÕES GERAIS

A remoção da mata nativa para o cultivo da pastagem, e a implantação do eucalipto ocasiona redução nos estoques de C em praticamente todas as frações da matéria orgânica do solo, mas a magnitude dos efeitos são maiores nas frações mais lábeis como a matéria orgânica leve livre. Após a reforma, no entanto, a manutenção de grande quantidade de resíduos da parte aérea na superfície do solo e a ciclagem de raízes favorece a recuperação dos estoques de C das várias frações da MOS, retornando para níveis similares ao solo sob mata nativa. Isso resulta numa recuperação do Índice de Manejo de Carbono.

A pastagem apresenta os maiores estoques de N nas várias frações da MOS, e este N permanece no solo no eucalipto implantação. No entanto, no eucalipto reformado os estoques de N são menores, indicando perdas significativas de N do sistema após a introdução de eucalipto em áreas de pastagens. Isso pode levar ao menor suprimento de N para as plantas via ciclagem da matéria orgânica do solo no médio e longo prazo, implicando maiores gastos com adubação nitrogenada para se manter altas produtividades.

A fertilização com N produz resíduos com maiores teores iniciais de N que, como um todo, são mais rapidamente decompostos, especialmente em regiões com maiores precipitações pluviais. No entanto, a manutenção da casca na área aumenta a relação lignina:N e holocelulose:N e reduz a taxa de decomposição dos resíduos da colheita, fazendo com que estes permaneçam por mais tempo na superfície do solo. Os maiores teores iniciais de N aumentam o tempo de permanência da casca na área, possivelmente, devido a interações de compostos de natureza aromática com os nitrogenados, formando complexos de maior recalcitrância.

As folhas apresentam rápida decomposição e mineralização líquida de N, enquanto que, em materiais mais recalcitrantes com menor teor inicial de N (galho e casca) é observada imobilização líquida temporária de N.

Finalmente, os resultados indicam que embora a macro região Sul da Bahia seja considerada como sendo quente e úmida, existem micro regiões com condições climáticas distintas que afetam substancialmente a taxa de decomposição de resíduos e a reciclagem de nutrientes. Tais variações deverão ser levadas em conta no manejo nutricional dos povoamentos de eucalipto nessas áreas. Adicionalmente, existem evidências significativas apontando para a necessidade de se manter os resíduos da colheita no talhão para se manter a matéria orgânica e qualidade do solo. De particular importância é a manutenção de resíduos de natureza mais recalcitrante, em especial a casca, quando se realiza a adubação nitrogenada mais elevada dos povoamentos.

## **APÊNDICE**

## ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA OS RESULTADOS OBTIDOS NO CAPÍTULO I

**Quadro 1.** Análise de variância para estimativa dos estoques acumulados de carbono orgânico (COT) e nitrogênio total (NT) ( $t\ ha^{-1}$ ) (0-100 cm) nos solos sob mata nativa, pastagem, eucalipto implantação e eucalipto reformado, em diferentes profundidades do solo, na região dos Tabuleiros Costeiros na Bahia.

Fonte Variação	Grau Liberdade	Quadrado Médio do Resíduo	
		COT	NT
Trat	3	2936,104**	12,771**
Bloco	5	217,841 <sup>ns</sup>	1,721 <sup>ns</sup>
<b>Erro (a)</b>	<b>15</b>	<b>273,628</b>	<b>1,573</b>
Prof	4	30944,94**	23,946**
Prof*Trat	12	257,329**	1,047**
<b>Resíduo</b>	<b>80</b>	<b>45,572</b>	<b>0,283</b>
Média Geral	-	58,276	4,219
CV (%)	-	11,58	12,62

ns e \*\* Não significativo e significativo a 1 % pelo teste F.

**Quadro 2.** Análise de variância para estimativa dos estoques de carbono orgânico (COT), C da biomassa microbiana (CBM), C lábil (CL), C não lábil (CNL), e índice de manejo de C baseado no C oxidado por  $KMnO_4$  ( $IMC_{CL}$ ) e frações de C oxidável em gradiente ácido ( $IMC_{Cox}$ ) na camada de 0-20 cm nos solos sob mata nativa, pastagem, eucalipto implantação e eucalipto reformado, na região dos Tabuleiros Costeiros na Bahia.

Fonte Variação	Grau Liberdade	Quadrado Médio do Resíduo					
		COT	CL	CNL	CBM	$IMC_{CL}$	$IMC_{Cox}$
Trat	3	156,588**	1,704**	129,639**	0,021 <sup>ns</sup>	2231,037**	3458,346**
Bloco	5	53,839 <sup>ns</sup>	0,391 <sup>ns</sup>	53,701 <sup>ns</sup>	0,014 <sup>ns</sup>	68,634 <sup>ns</sup>	1274,23*
<b>Resíduo</b>	<b>15</b>	<b>27,316</b>	<b>0,184</b>	<b>26,579</b>	<b>0,012</b>	<b>255,127</b>	<b>378,219</b>
Média	-	31,586	2,421	29,164	0,395	83,507	77,134
CV (%)	-	16,55	17,74	17,68	27,14	19,13	25,21

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

**Quadro 3.** Análise de variância para estimativa dos estoques de C nas frações oxidáveis obtidas sob gradiente de oxidação com ácido sulfúrico de solos sob mata nativa, pastagem, eucalipto implantação e reformado, na camada de 0-20 cm, na região dos Tabuleiros Costeiros na Bahia.

Fonte Variação	Grau Liberdade	Quadrado Médio do Resíduo					
		Fração 1	Fração 2	Fração 3	Fração 4	F1+F2	F3+F4
<b>Trat</b>	3	18,869**	28,021**	4,816 <sup>ns</sup>	4,405 <sup>ns</sup>	91,966**	1,015 <sup>ns</sup>
<b>Bloco</b>	5	9,149 <sup>ns</sup>	2,574 <sup>ns</sup>	8,612 <sup>ns</sup>	6,106 <sup>ns</sup>	6,689 <sup>ns</sup>	6,586 <sup>ns</sup>
<b>Resíduo</b>	<b>15</b>	<b>3,921</b>	<b>2,936</b>	<b>7,428</b>	<b>7,081</b>	<b>6,869</b>	<b>3,255</b>
<b>Média</b>	-	8,503	10,059	5,357	1,938	18,562	7,296
<b>CV (%)</b>	-	23,29	17,03	50,87	137,29	14,12	24,73

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

## ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA OS RESULTADOS OBTIDOS NO CAPÍTULO

### II

**Quadro 1.** Análise de variância para estimativa dos estoques acumulados de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (0-60 cm) (CBM e NBM) nos solos sob mata nativa, pastagem, eucalipto implantação e eucalipto reformado, em diferentes profundidades do solo, na região dos Tabuleiros Costeiros na Bahia.

Fonte Variação	Grau Liberdade	Quadrado Médio do Resíduo	
		CBM	NBM
Trat	3	0,128*	0,0084*
Bloco	5	0,065 <sup>ns</sup>	0,0013 <sup>ns</sup>
<b>Erro (a)</b>	<b>15</b>	<b>0,048</b>	<b>0,0020</b>
Prof	3	2,675**	0,096**
Prof*Trat	9	0,011*	0,0010*
<b>Resíduo</b>	<b>60</b>	<b>0,0044</b>	<b>0,00029</b>
Média Geral	-	0,574	0,10396
CV (%)	-	11,59	16,45

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

**Quadro 2.** Análise de variância para estimativa dos estoques acumulados de carbono e nitrogênio da matéria orgânica leve livre do solo (MOLL), substâncias húmicas (SH), frações Humina, Ácidos húmicos e fúlvicos (Hum, AH e AF) (0-100 cm) nos solos sob mata nativa, pastagem, eucalipto implantação e eucalipto reformado, em diferentes profundidades do solo, na região dos Tabuleiros Costeiros na Bahia.

Fonte	Grau Liberdade	Quadrado Médio do Resíduo									
		CMOLL	NMOLL	C-SH	N-SH	C-Hum	N-Hum	C-AH	N-AH	C-AF	N-AF
<b>Trat</b>	3	338,677**	0,561**	2292,928**	18,858**	372,45**	2,880**	303,81**	2,037**	175,453**	2,970**
<b>Bloco</b>	5	16,459 <sup>ns</sup>	0,159*	514,826 <sup>ns</sup>	1,688 <sup>ns</sup>	153,90 <sup>ns</sup>	0,837 <sup>ns</sup>	53,784**	0,276 <sup>ns</sup>	19,135 <sup>ns</sup>	0,178 <sup>ns</sup>
<b>Erro (a)</b>	<b>15</b>	<b>21,233</b>	<b>0,045</b>	<b>232,478</b>	<b>1,826</b>	<b>86,027</b>	<b>0,520</b>	<b>14,176</b>	<b>0,278</b>	<b>18,829</b>	<b>0,323</b>
Prof	4	141,884**	0,206**	42136,88**	14,392**	10187,08**	94,645**	2853,826**	19,085**	2598,591**	20,012**
Prof*Trat	12	17,915**	0,030**	175,6216**	1,960**	35,90*	0,236**	20,279**	0,301**	23,993**	0,443**
<b>Resíduo</b>	<b>80</b>	<b>0,794</b>	<b>0,0014</b>	<b>48,361</b>	<b>0,333</b>	<b>17,517</b>	<b>0,095</b>	<b>3,157</b>	<b>0,162</b>	<b>3,922</b>	<b>0,051</b>
<b>Média</b>	-	6,918	0,319	62,655	5,008	32,278	2,684	15,706	1,170	14,67	1,154
<b>CV (%)</b>	-	12,88	11,99	11,099	11,52	12,97	11,47	11,31	29,13	13,50	19,56

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA OS RESULTADOS OBTIDOS NO CAPÍTULO III

**Quadro 1.** Análise de variância para estimativa da massa seca, carbono e nitrogênio remanescente da folha, galho e resíduo combinado (soma), ao longo de 360 dias de decomposição, em cinco regiões distintas.

Fonte Variação	Grau	Quadrado Médio do Resíduo						
	Liberdade	MSRemF	C-RemF	N-RemF	MSRemG	C-RemG	N-RemG	MSRem - soma
<b>Trat</b>	3	808,663**	639,621**	2664,14**	1170,350**	3250,317**	3379,166**	618,8212**
<b>Bloco</b>	4	56,910 <sup>ns</sup>	143,637 <sup>ns</sup>	34,425 <sup>ns</sup>	51,586 <sup>ns</sup>	54,199 <sup>ns</sup>	6654,191**	61,001 <sup>ns</sup>
<b>Erro (a)</b>	<b>12</b>	<b>52,326</b>	<b>107,562</b>	<b>61,248</b>	<b>47,368</b>	<b>255,0785</b>	<b>605,206</b>	<b>36,381</b>
<b>Região</b>	4	8723,084**	8051,375**	8410,899**	437,863**	747,093**	3499,031**	412,678**
<b>Trat*Região</b>	12	55,825 <sup>ns</sup>	81,969 <sup>ns</sup>	65,017 <sup>ns</sup>	65,428 <sup>ns</sup>	81,972 <sup>ns</sup>	376,223 <sup>ns</sup>	37,746 <sup>ns</sup>
<b>Erro (b)</b>	<b>64</b>	<b>79,462</b>	<b>75,158</b>	<b>104,544</b>	<b>40,428</b>	<b>51,159</b>	<b>534,732</b>	<b>29,077</b>
<b>Tempo</b>	4	123793,4**	133393,1**	131894,5**	28975,23**	28499,55**	1750,747*	41868,75**
<b>Trat*Tempo</b>	12	86,755*	77,73170 <sup>ns</sup>	338,696**	195,085**	344,394**	1490,580	97,447**
<b>Região*Tempo</b>	16	1292,756**	1263,614**	1167,571**	469,871**	515,948**	3253,211**	325,569**
<b>Trat*Região*Tempo</b>	48	41,961 <sup>ns</sup>	47,472 <sup>ns</sup>	78,620 <sup>ns</sup>	38,324 <sup>ns</sup>	66,889 <sup>ns</sup>	483,201 <sup>ns</sup>	30,916 <sup>ns</sup>
<b>Resíduo</b>	<b>320</b>	<b>49,929</b>	<b>51,361</b>	<b>58,857</b>	<b>37,969</b>	<b>74,902</b>	<b>715,756</b>	<b>28,874</b>
<b>Média Geral</b>	-	54,161	53,725	52,796	85,104	85,822	104,76	78,886
<b>CV (%)</b>	-	13,05	13,34	14,53	7,2405	10,08	25,54	6,81

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.



**Quadro 2.** Análise de variância para estimativa da lignina insolúvel e solúvel (LIRem e LSRem, respectivamente), extrativo (ExtRem) e holocelulose (HoloRem) remanescente do galho, ao longo de 360 dias de decomposição, em cinco regiões distintas no Extremo Sul da Bahia.

Fonte Variação	Grau	Quadrado Médio do Resíduo			
	Liberdade	LIRem	LSRem	ExtRem	HoloRem
<b>Trat</b>	3	2883,397**	819,103**	286,176 <sup>ns</sup>	1074,237**
<b>Bloco</b>	4	264,886 <sup>ns</sup>	286,9702 <sup>ns</sup>	1947,59 <sup>ns</sup>	27,614 <sup>ns</sup>
<b>Erro (a)</b>	<b>12</b>	<b>478,847</b>	<b>153,629</b>	<b>1248,287</b>	<b>60,715</b>
<b>Região</b>	4	245,206**	236,677 <sup>ns</sup>	4387,046**	623,836**
<b>Trat*Região</b>	12	177,548**	212,356*	541,798*	90,785 <sup>ns</sup>
<b>Erro (b)</b>	<b>64</b>	<b>62,609</b>	<b>104,148</b>	<b>301,6824</b>	<b>57,617</b>
<b>Tempo</b>	4	34346,85**	57871,41**	87321,11**	26688,32**
<b>Trat*Tempo</b>	12	442,073**	141,9079 <sup>ns</sup>	153,270 <sup>ns</sup>	267,331**
<b>Região*Tempo</b>	16	671,831**	398,0134**	1160,512**	799,682**
<b>Trat*Região*Tempo</b>	48	125,700 <sup>ns</sup>	139,905 <sup>ns</sup>	210,233 <sup>ns</sup>	64,957 <sup>ns</sup>
<b>Resíduo</b>	<b>320</b>	<b>80,299</b>	<b>108,186</b>	<b>281,1497</b>	<b>48,146</b>
<b>Média Geral</b>	-	87,340	77,70	66,135	85,430
<b>CV (%)</b>	-	10,26	13,39	25,35	8,12

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

**Quadro 3.** Análise de variância para estimativa da lignina insolúvel e solúvel (LIRem e LSRem, respectivamente), extrativo (ExtRem) e holocelulose (HoloRem) remanescente da folha, ao longo de 90 dias de decomposição, em cinco regiões distintas no extremo Sul da Bahia.

Fonte Variação	Grau Liberdade	Quadrado Médio do Resíduo			
		LIRem	LSRem	Ext Rem	HoloRem
<b>Trat</b>	3	7812,398**	515,104**	1628,917**	109,217*
<b>Bloco</b>	4	592,1424 <sup>ns</sup>	26,287 <sup>ns</sup>	193,606 <sup>ns</sup>	52,331 <sup>ns</sup>
<b>Erro (a)</b>	<b>12</b>	<b>273,861</b>	<b>38,135</b>	<b>123,903</b>	<b>40,938</b>
<b>Região</b>	4	14045,12**	3906,23**	3482,068**	4180,313**
<b>Trat*Região</b>	12	340,1251 <sup>ns</sup>	43,309 <sup>ns</sup>	54,997 <sup>ns</sup>	66,879 <sup>ns</sup>
<b>Erro (b)</b>	<b>64</b>	<b>201,379</b>	<b>32,389</b>	<b>67,454</b>	<b>40,409</b>
<b>Tempo</b>	2	21451,38**	109725,8**	102789,7**	88648,27**
<b>Trat*Tempo</b>	6	2203,004**	144,097**	505,2875**	102,945**
<b>Região*Tempo</b>	8	7962,036**	1204,133**	1322,450**	1465,081**
<b>Trat*Região*Tempo</b>	24	271,7144 <sup>ns</sup>	32,250 <sup>ns</sup>	50,900 <sup>ns</sup>	41,043 <sup>ns</sup>
<b>Resíduo</b>	<b>160</b>	<b>197.368</b>	<b>29,466</b>	<b>34.93381</b>	<b>30,142</b>
<b>Média Geral</b>	-	107,83	65,08	65,379	67,910
<b>CV (%)</b>	-	13,03	8,34	9,04	8,08

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

**Quadro 4.** Análise de variância para estimativa da massa seca (MSCRem), carbono (C), nitrogênio (N), Lignina insolúvel (LI), Lignina solúvel (LS), extrativo (Ext), Holocelulose (Holo) remanescente da casca, ao longo de 360 dias de decomposição, em cinco regiões distintas.

Fonte Variação	Grau	Quadrado Médio do Resíduo						
	Liberdade	MSCRem	CCRem	NCRem	LIRem	LSRem	ExtRem	HoloRem
<b>Trat</b>	1	81,312*	11,774 <sup>ns</sup>	15,874 <sup>ns</sup>	239,226*	6,698 <sup>ns</sup>	42,734**	61,916*
<b>Bloco</b>	4	14,239 <sup>ns</sup>	526,456**	58,559 <sup>ns</sup>	345,272**	47,457 <sup>ns</sup>	46,604**	13,616 <sup>ns</sup>
<b>Erro (a)</b>	<b>4</b>	<b>16,494</b>	<b>58,375</b>	<b>57,375</b>	<b>73,213</b>	<b>27,189</b>	<b>2,499</b>	<b>14,695</b>
<b>Região</b>	4	282,571**	1304,256**	1504,256**	574,179**	367,983**	461,300**	256,748**
<b>Trat*Região</b>	4	16,137 <sup>ns</sup>	128,440 <sup>ns</sup>	129,4400 <sup>ns</sup>	26,253 <sup>ns</sup>	122,637**	188,819*	32,720 <sup>ns</sup>
<b>Erro (b)</b>	<b>32</b>	<b>31,734</b>	<b>117,516</b>	<b>124,5163</b>	<b>147,488</b>	<b>24,07187</b>	<b>59,407</b>	<b>38,259</b>
<b>Tempo</b>	4	17135,91**	891,507**	991,507**	5447,555**	24358,21**	60285,42	20097,90**
<b>Trat*Tempo</b>	4	29,955 <sup>ns</sup>	58,208 <sup>ns</sup>	78,208 <sup>ns</sup>	213,464 <sup>ns</sup>	47,190 <sup>ns</sup>	73,059 <sup>ns</sup>	17,123 <sup>ns</sup>
<b>Região*Tempo</b>	16	112,705**	470,180**	520,130**	210,273 <sup>ns</sup>	172,514**	181,679**	119,99**
<b>Trat*Região*Tempo</b>	16	20,003 <sup>ns</sup>	95,754 <sup>ns</sup>	75,754 <sup>ns</sup>	113,112 <sup>ns</sup>	35,868 <sup>ns</sup>	101,052 <sup>ns</sup>	17,691 <sup>ns</sup>
<b>Resíduo</b>	<b>160</b>	<b>25,419</b>	<b>127,841</b>	<b>134,654</b>	<b>178,022</b>	<b>73,35403</b>	<b>62,127</b>	<b>27,247</b>
<b>Média Geral</b>	-	83,259	97,518	98,518	102,48	70,033	44,561	82,121
<b>CV (%)</b>	-	6,06	11,59	15,69	13,02	12,23	17,69	6,36

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

**Quadro 5.** Análise de variância para estimativa dos contrastes dos tempos de meia-vida do resíduo.

Fonte Variação	Grau Liberdade	Quadrado Médio do Resíduo		
		Resíduo combinado	Folha	Galho
<b>C1</b>	1	3958,450 <sup>ns</sup>	125,00 <sup>ns</sup>	18361,80 <sup>ns</sup>
<b>Resíduo</b>	<b>18</b>	<b>3169,361</b>	<b>2545,389</b>	<b>27647,39</b>
<b>Média</b>	-	348,95	110,00	527,60
<b>CV (%)</b>	-	16,64	45,86	31,52

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

C1 = [(+N+C) + (-N+C)] - [(+N-C) + (-N-C)] para avaliar o efeito da casca;

**Quadro 6.** Análise de variância para estimativa dos contrastes dos tempos de meia vida do resíduo .

Fonte Variação	Grau Liberdade	Quadrado Médio do Resíduo		
		Resíduo combinado	Folha	Galho
<b>C2</b>	1	16646,45*	5995,000*	202005,0**
<b>Resíduo</b>	<b>18</b>	<b>2636,694</b>	<b>2005,389</b>	<b>17444,99</b>
<b>Média</b>	-	348,95	110,00	527,60
<b>CV (%)</b>	-	14,72	34,58	25,03

ns, \* e \*\* - Não significativo e significativo a 5 e 1 % pelo teste F, respectivamente.

C2 = (+N-C) + (+N+C) - [(-N-C) + (-N+C)], para avaliar o teor inicial de