

## EFEITO DA GESTÃO DOS RESÍDUOS DE ABATE NAS CARACTERÍSTICAS DO SOLO E NO CRESCIMENTO DE UMA PLANTAÇÃO DE *EUCALYPTUS GLOBULUS*, EM TALHADIA

### EFFECTS OF SLASH MANAGEMENT ON SOIL CHARACTERISTICS AND GROWTH OF A *EUCALYPTUS GLOBULUS* COPPICE PLANTATION

M. Madeira<sup>1</sup>, M. C. Magalhães<sup>2</sup>, A. Azevedo<sup>3</sup>, A. Fabião<sup>1</sup>, M. C. Araújo<sup>4</sup> & J. P. Pina<sup>4</sup>

#### RESUMO

Estudou-se o efeito da gestão dos resíduos de abate nas características solo e no crescimento de uma plantação de *Eucalyptus globulus* Labill., em talhadia, após o primeiro corte. A área experimental, instalada em Março de 1993, incluiu a remoção (tratamento R), incorporação no solo (tratamento I) e distribuição homogénea na superfície do solo (tratamento S) dos resíduos de abate e camadas orgânicas; no último considerou-se a variante da separação dos resíduos lenhosos dos restantes (tratamento W). Os tratamentos foram instalados em parcelas com 30m x 30m e repetidos cinco vezes em outros tantos blocos. Considerou-se o crescimento das árvores, a biomassa da vegetação sob coberto, a massa volúmica aparente e o índice de agregação do solo, a quantidade de C nas camadas orgânicas e minerais (até 20 cm de profundidade) do solo, o teor de N e a mineralização deste em condições aeróbias e anaeróbias e o teor das bases de troca e do P e K extraíveis do solo. Após oito anos, verificou-se que o crescimento das varas da talhadia não diferiu

significativamente entre tratamentos. A biomassa da vegetação sob coberto decresceu fortemente do início para o fim do período considerado, tendo-se observado maior quantidade nos tratamentos R e I do que no S. As características físicas e químicas do solo também não apresentaram diferenças significativas entre tratamentos. A quantidade de C nas camadas orgânicas foi mais elevada no tratamento S, mas não diferiu significativamente da dos tratamentos R e I. A mineralização aeróbia e a anaeróbia do N foram semelhantes entre tratamentos, observando-se na primeira uma forte predominância do  $N-NH_4^+$  relativamente ao  $N-NO_3^-$ .

#### ABSTRACT

Soil characteristics and tree growth as affected by slash management were assessed after the first clearcutting of a *Eucalyptus globulus* coppice plantation. The field trial was installed in March 1993, after the clearcutting of trees at the end of the first rotation. Treatments were removal (R), incorporation into the soil (I) and maintenance on the soil surface (S) of slash and forest floor

<sup>1</sup>Instituto Superior de Agronomia, Dp.<sup>o</sup> de Ciências do Ambiente, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, (aa15309@isa.utl.pt)

<sup>2</sup>Escola Superior Agrária de Coimbra, Bencanta, 3040-316 Coimbra, Portugal

<sup>3</sup>Escola Superior Agrária de Santarém, Quinta do Galinheiro, 2000-655 Santarém

<sup>4</sup>StóraCelbi, S. A., Quinta do Furadouro, 2510-582 Olho Marinho

litter layer; in the latter a variant of consisting in separation between wood and non-woody residues was also considered. Treatments were installed in 30x30 m plots and replicated five times in different blocks. Measurements included tree growth, soil bulk density and aggregation index, biomass of understory vegetation, content of organic C in organic and mineral (down to 20 cm depth) layers, content of N, extractable base cations and extractable P and K, and mineralised N under aerobic and anaerobic conditions. After eight years tree growth was not significantly affected by treatments. Biomass of understory vegetation strongly decreased from the beginning to the end of the study period, and values were similar among treatments. Physical and chemical soil characteristics did not vary according to treatments, and the amount of organic C did not significantly change during the experimental period. The amount of mineral N ( $N-NH_4^+$  plus  $N-NO_3^-$ ) was similar between treatments, and production of  $N-NO_3^-$ , under aerobic conditions, was negligible in comparison to that of  $N-NH_4^+$ .

## INTRODUÇÃO

As plantações de *E. globulus* ocupam em Portugal cerca de  $6 \times 10^5$  ha, sendo exploradas intensivamente, em talhadia, durante 2 ou 3 rotações. A gestão dos resíduos de abate após o corte tem sido variada e, actualmente, a sua utilização para produção de energia tem sido estimulada. Esses resíduos conjuntamente com os das camadas orgânicas, contêm quantidades de nutrientes (mormente de Ca e P) que poderão ser superiores às que ocorrem nas camadas minerais do solo (Madeira, 1995; Azevedo, 2000), como observado para plantações de eucaliptos nas regiões tropicais (Spangenberg *et al.*, 1996).

A remoção dos resíduos de abate do sí-

tio pode conduzir á perda de elevadas quantidades de nutrientes, com influência directa na fertilidade do solo e na produtividade da rotação seguinte (Pritchett & Fisher, 1987; Ranger & Nys, 1994). A essa remoção alia-se, frequentemente, o efeito da preparação intensiva do terreno na redução do teor de matéria orgânica e da disponibilidade de nutrientes (Madeira *et al.*, 2002). A exploração florestal intensiva expressa por uma forte exportação de nutrientes poderá provocar o declínio da produtividade florestal após a primeira rotação, como tem sido observado em várias regiões e para várias espécies (Powers *et al.*, 1990; Proe & Dutch, 1994; Proe *et al.*, 1994). Outros autores, porém, referem que esse declínio só será susceptível de ocorrer em solos de muito baixa fertilidade (Pritchett & Fisher, 1987). A gestão dos resíduos de abate (e camadas orgânicas) e nutrientes no período inter-rotações das plantações de eucaliptos exploradas intensivamente é considerada crucial para assegurar a sustentabilidade e produtividade das rotações posteriores (Mendham *et al.*, 2003). Essa gestão também merece, hoje em dia, acrescido interesse no que toca ao sequestro de carbono na matéria orgânica do solo (Johnson & Todd, 1998).

Considera-se, pois, da maior importância, a identificação das práticas de gestão de resíduos de abate que sejam mais adequadas, nas nossas condições, para assegurar a produtividade e a sustentabilidade das plantações de eucalipto. Com este objectivo foram instalados dois sistemas experimentais, abrangendo áreas de replantação e áreas de talhadia (Jones *et al.*, 1999), instalados após o abate de uma plantação de *E. globulus* com 25 anos de idade. No presente trabalho comparara-se, na área de talhadia, o efeito de quatro opções de gestão dos resíduos de abate no crescimento das varas das árvores, na biomassa da vegetação sob coberto e em

características físicas e químicas do solo. Resultados preliminares do estudo já foram objecto de divulgação (Magalhães, 2000).

## METODOLOGIA

### Área e sistema experimental

A área experimental localiza-se na Quinta do Furadouro (39° 20'N, 9° 13'W; 30 metros de altitude), a cerca de 10 km de Óbidos. O clima do sítio é mediterrâneo, mas com influência atlântica. A temperatura média anual atinge cerca de 15,2 °C, variando a média mensal de 10,4 °C (Janeiro) a 19,8 °C (Agosto). A precipitação média anual é da ordem de 607 mm, ocorrendo menos de 10% entre Maio e Setembro. A elevada humidade atmosférica relativa (maior do que 80% às 9 horas) durante o Verão e os nevoeiros frequentes contribuem para reduzir o impacte da secura estival (Reis & Gonçalves, 1981).

A geologia da área experimental é dominada por formações do Jurássico (arenitos) (Zbyszewski & Almeida, 1960). Os solos são predominantemente *Dystric Cambisols* (FAO/Unesco, 1988), com textura franco-arenosa, com um grau de saturação em bases menor do que 50% até à profundidade de 50 cm e com pH em água entre 5.1 e 5.6 (Quadro 1).

O sistema experimental foi instalado no final de Março de 1993, após a anterior

plantação de *E. globulus*, instalada em 1967 com um espaçamento de 3m x 3m, ter sido alvo de abate. O sistema experimental inclui quatro tratamentos: remoção dos resíduos de abate e das camadas orgânicas (R), distribuição desses resíduos na superfície do solo (S), como o tratamento S, mas separando os resíduos lenhosos dos restantes e alinhando-os nas entrelinhas (W) e incorporação dos resíduos no solo por gradagem até 15 cm de profundidade (I).

Os tratamentos foram aplicados em cinco blocos, cada um constituído por quatro parcelas experimentais com uma área de 30m x 30m, nas quais se delimitou a respectiva área útil (18m x 18m), correspondente a 36 árvores. Antes da aplicação dos tratamentos procedeu-se às amostragens para quantificação e caracterização dos resíduos de abate e das camadas orgânicas, bem como para a caracterização física e química do solo. A remoção ou a redistribuição superficial dos resíduos orgânicos nos tratamentos foi efectuada manualmente; a incorporação dos resíduos no tratamento I efectuada com uma grade de discos "offset", acoplada a um tractor de rasto contínuo. A selecção das varas de cada touça foi efectuada em Março de 1995, distribuindo-se na superfície do solo as que foram eliminadas.

### Determinações e amostragens

A amostragem para quantificação dos

QUADRO 1 – Massa volúmica aparente (MVA), elementos grosseiros (EG), teores de argila (AG), C orgânico e N, bem como de bases, Al, P e K extraíveis do solo da área experimental, antes da instalação dos tratamentos

Prof. cm	MVA g m <sup>-3</sup>	EG g kg <sup>-1</sup>	AG g kg <sup>-1</sup>	C g kg <sup>-1</sup>	N g kg <sup>-1</sup>	pH H <sub>2</sub> O	Ca	Mg	K	Al	P	K
								cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>				μg g <sup>-1</sup>
0-20	1,48	24	174	8,0	0,54	5,1	2,09	1,33	0,38	2,02	5,9	115
20-40	1,45	49	182	5,8	0,47	5,2	2,16	1,51	0,29	2,47	4,4	77
40-60	1,43	43	202	4,0	0,34	5,4	2,94	2,49	0,51	0,88	1,3	72
60-80	1,71	28	216	2,7	0,29	5,6	3,85	2,62	0,33	0,34	0,1	71

resíduos de abate e das camadas orgânicas, antes da aplicação dos tratamentos, incidiu em quinze locais escolhidos aleatoriamente, delimitados por um quadrado (1 m x 1 m) de madeira. A massa das camadas orgânicas durante o período de estudo foi determinada por intermédio de amostragens de áreas de 0,5m x 0,5m (3 por parcela) localizadas aleatoriamente.

A decomposição dos resíduos de abate foi estudada, durante 780 dias, por intermédio de saquetas de *nylon* (1 mm de malha), em que se introduziu (a) uma mistura de folhas e cascas, (b) raminhos (diâmetro menor do que 5 mm) e (c) ramos (diâmetro maior do que 5 mm). As saquetas foram colocadas na superfície do solo (tratamento S) ou nele enterradas a 10 cm de profundidade (tratamento I); em cada tratamento utilizaram-se 30 saquetas de cada substrato que foram objecto de seis amostragens. A taxa de decomposição estimou-se a partir da perda de peso dos materiais orgânicos (isentos de cinza) por intermédio do modelo de Olson (1963).

A altura das varas da talhadia foi medida anualmente com uma vara telescópica com precisão de  $\pm 1$  cm. O diâmetro das mesmas a 1,3 m de altura foi determinado com uma craveira (média de duas leituras cruzadas) com a precisão de  $\pm 1$  mm.

A biomassa da vegetação espontânea foi avaliada a partir de amostragens de quatro áreas de 0,5m x 0,5m aleatoriamente distribuídas na área útil de cada parcela experimental, em cada primavera de 1995 a 1999. Todas as plantas incluídas em cada área de amostragem foram cortadas junto ao solo e organizadas separadamente em sacos de plástico. Cada amostra foi imediatamente seca na estufa (80-85 °C) e pesada.

Para a caracterização inicial do solo colheram-se amostras por sondagem, até à profundidade de 80 cm, no centro e em cada um dos cantos de cada parcela, a partir das

quais se obteve uma amostra composta por parcela, para cada profundidade considerada (0-20, 20-40, 40-60 e 60-80 cm). A massa volúmica aparente do solo foi determinada, nas profundidades de 0-10 cm, 10-25 cm e 25-40 cm, a partir de amostras não perturbadas (três por parcela), colhidas com cilindros de aço com 7,5 cm de altura e 10 cm de diâmetro, em Maio de 2000. As amostras para determinação da estabilidade dos agregados em água (2 por parcela) foram colhidas na camada de 0-10 cm de profundidade, em Junho de 1996 e 1997. As amostragens inerentes à determinação do C orgânico e outros parâmetros químicos das camadas minerais do solo consistiram na colheita (por sondagem), em Maio de 2000, de amostras às profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm (5 repetições por parcela). As amostras para avaliação do N mineral *in situ*, da mineralização do N (por incubação aeróbia e anaeróbia em laboratório) e da biomassa microbiana foram colhidas em quatro parcelas a 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade, sessenta e seis meses após a instalação dos tratamentos (Outubro de 1998); em cada parcela foram colhidas quatro amostras para cada profundidade, que foram reunidas numa amostra composta.

### Métodos laboratoriais

As amostras para caracterização química do solo foram secas em estufa a 45 °C e em seguida crivadas manualmente num crivo de 2 mm de diâmetro; as amostras para caracterização da estabilidade da agregação do solo foram secas ao ar (25 °C) e passadas por um crivo de 8 mm de malha. Os materiais orgânicos (resíduos orgânicos e vegetação espontânea sob coberto) foram secos a 80-85 °C para determinação do respectivo peso seco; após secagem foram moídos num moinho centrifugo com malha de 1 mm.

A massa volúmica aparente foi determinada após secagem das amostras a 105 °C até peso constante. O índice de agregação foi determinado pelo método de Yoder (Russel, 1949); as amostras (material com diâmetro menor do que 8 mm), depois de saturadas por ascensão capilar, foram agitadas em água durante 30 minutos, separando-se os agregados por crivos de 5000, 2000, 1000, 500, 250 e 100 µm de malha.

Os valores de pH das amostras de terra foram determinados numa suspensão de solo em H<sub>2</sub>O e em KCl 1M (razão 1:2,5) por intermédio de um potenciómetro Metrohm 605. O C orgânico foi determinado por via húmida pelo método descrito por De Leenheer & Van Hoven (1958). O teor de N total foi obtido pelo método de Kjeldahl. As bases de troca foram extraídas por uma solução de acetato de amónio 1M, ajustada a pH 7,0, e determinadas por espectrofotometria de absorção atómica (EAA). O P e o K extraíveis foram obtidos pelo método de Egnér-Riehm, sendo o P determinado por colorimetria e o K por EAA.

A mineralização do N do solo foi avaliada por incubação anaeróbia e aeróbia, assim como pela extracção com KCl fervente durante 20 horas (a 80 °C) e 4 horas (a 100 °C), conforme a metodologia descrita por Azevedo (2000); o C e N microbianos também foram determinados pela metodologia descrita pelo mesmo autor. A extracção do N mineral foi efectuada por agitação das amostras com uma solução de KCl 2M (razão peso/volume 1:5), durante uma hora. Os teores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foram determinados por espectrofotometria de absorção molecular em analisador automático de fluxo segmentado (Houba *et al.*, 1994).

O teor de cinza dos materiais orgânicos foi determinado pela incineração de um grama de amostra a 450 °C, durante seis horas. O N foi determinado pelo método de Kjeldahl. Os teores de Ca, Mg e K determi-

naram-se por EAA, após digestão de um grama de amostra num forno microondas. O teor de P, após essa digestão, foi determinado por colorimetria.

### Métodos estatísticos

A análise de variância dos parâmetros alométricos das árvores e da biomassa da vegetação sob coberto, da concentração de nutrientes na biomassa dessa vegetação e dos parâmetros do material terroso foi efectuada no programa *Microsoft Excel*, versão 7.0. A comparação das médias dos resultados entre tratamentos foi efectuada pelo teste de Tukey, quando as médias diferiam significativamente (P<0,05) entre tratamentos, no *Package Statistica for Windows* version 5.0.

## RESULTADOS

### Massa e nutrientes dos resíduos de abate e camadas orgânicas

Os resíduos de abate (Quadro 2), antes da instalação dos tratamentos, representavam uma massa elevada (38,8 t ha<sup>-1</sup>), a qual se distribuía maioritariamente pelos ramos (61 %) e pelas folhas (20 %). Estas continham a maior parte do N (69 %), Ca (42 %) e Mg (47 %) dos resíduos de abate; o P e o K, por seu turno, encontravam-se em maior proporção (respectivamente 43 e 45 %) nos ramos. A massa (isenta de cinza) das camadas orgânicas (26,6 t ha<sup>-1</sup>), embora menor do que a dos resíduos de abate (Quadro 2), continha quantidades de N, Ca e Mg que excediam largamente as determinadas nesses resíduos; a quantidade de P era um pouco inferior à determinada nos resíduos de abate, enquanto a de K era bastante inferior. O N dos resíduos de abate e das camadas orgânicas representava 12 % do total do sistema, considerando as camadas minerais do solo até 40 cm de profundidade; os va-

QUADRO 2 – Massa e quantidade de nutrientes dos resíduos de abate e das camadas orgânicas, antes da instalação do sistema experimental

Resíduos orgânicos	Massa	N	P	Ca	Mg	K
	t ha <sup>-1</sup>					
<b>Resíduos de abate</b>	38,8	145	14,2	321	32	68
<b>Folhas</b>	8,1±3,0	100	5,6	136	15	22
<b>Cascas</b>	2,6±1,4	8	0,6	29	3	3
<b>Raminhos</b>	3,6±0,9	11	1,3	55	3	6
<b>Ramos</b>	23,4±10,2	21	6,1	93	10	31
<b>Frutos</b>	1,1±0,9	5	0,6	8	1	6
<b>Camadas orgânicas</b>	26,6±8,0	218	13,0	515	49	37

lores correspondentes ao P, K, Ca e Mg eram, respectivamente, 49, 16, 26 e 8 %.

#### Decomposição dos resíduos de abate e evolução da massa das camadas orgânicas

A perda de peso e a taxa anual de decomposição dos resíduos de abate localizados na superfície do solo foram significativamente mais elevadas do que as observadas para os mesmos resíduos incorporados no solo (Quadro 3); a diferença entre tratamentos foi mais acentuada para as folhas e cascas do que para os raminhos e os ramos. A taxa anual de decomposição foi em qualquer dos casos muito mais elevada nas folhas e cascas do que nos raminhos e ramos; os raminhos e os ramos decompsaram-se a taxa semelhante na superfície do

solo, mas os primeiros decompsaram-se mais rapidamente do que os segundos, quando incorporados no solo.

Não obstante a elevada massa das camadas orgânicas e resíduos de abate que, no início do estudo, ocorria no tratamento S (65,4 t ha<sup>-1</sup>), cerca de sete anos após o começo daquele não se verificaram diferenças significativas entre tratamentos no que toca à massa de resíduos nas camadas orgânicas (Quadro 4). Apenas até 5,5 anos após o início do estudo, os tratamentos R e I apresentavam uma massa de camada orgânicas significativamente inferior à determinada no tratamento S. Estes resultados sugerem que a taxa de decomposição dos resíduos lenhosos na superfície do solo foi suficientemente rápida para eliminar o efeito desses resíduos na diferenciação da massa das camadas orgânicas do solo.

QUADRO 3 – Peso remanescente (PR, em % do inicial) e taxa de decomposição anual (K) das folhas/cascas, raminhos e ramos, após 750 dias de decomposição, nos tratamentos S e I

Tratamento	Folhas/cascas		Raminhos		Ramos	
	PR	K	PR	K	PR	K
<b>S</b>	48,0±3,1 <sup>a</sup>	-0,35±0,03 <sup>a</sup>	72,4±4,5 <sup>a</sup>	-0,16±0,04 <sup>a</sup>	72,9±15,3 <sup>a</sup>	-0,15±0,09 <sup>a</sup>
<b>I</b>	21,3±9,7 <sup>b</sup>	-0,72±0,17 <sup>b</sup>	37,2±17,7 <sup>b</sup>	-0,46±0,25 <sup>b</sup>	53,3±14,4 <sup>b</sup>	-0,31±0,13 <sup>a</sup>

Letras diferentes para a mesma coluna indicam diferenças significativas (p<0,05) entre tratamentos pelo teste de Tukey

**QUADRO 4 - Massa ( $t\ ha^{-1}$ ) dos resíduos orgânicos na superfície do solo ao longo do período de estudo, nos tratamentos R, S e I. Os valores são média  $\pm$  1 desvio padrão (n=15)**

Ano	Tratamentos		
	R	S	I
0	$\approx 0$	65,4 $\pm$ 8,9	??
4,2	5,8 $\pm$ 1,4 <sup>a</sup>	13,5 $\pm$ 4,8 <sup>b</sup>	8,7 $\pm$ 3,1 <sup>a</sup>
5,5	5,9 $\pm$ 1,3 <sup>a</sup>	13,8 $\pm$ 4,5 <sup>b</sup>	8,2 $\pm$ 4,7 <sup>a</sup>
7,2	8,6 $\pm$ 3,8 <sup>a</sup>	13,0 $\pm$ 5,2 <sup>a</sup>	12,6 $\pm$ 4,3 <sup>a</sup>

Letras diferentes para a mesma linha indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre tratamentos pelo teste de Tukey

### Crescimento das varas da talhadia

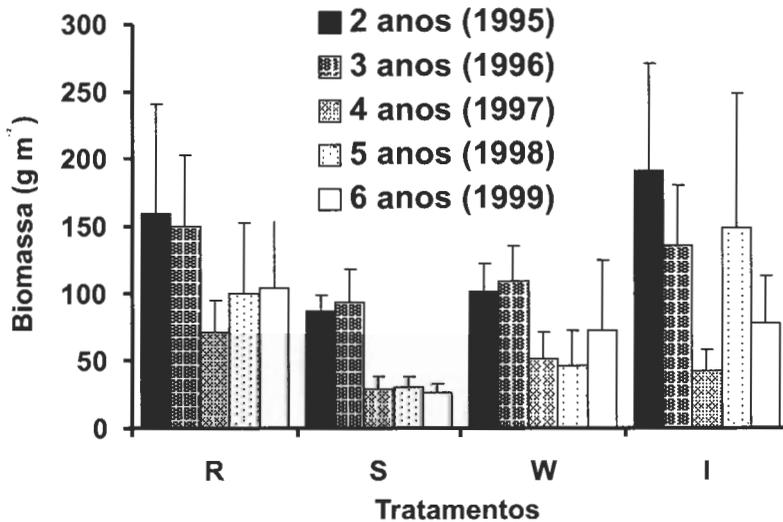
A altura média das varas da talhadia, a altura das varas das árvores dominantes, o diâmetro das varas a 1,30 cm de altura (DAP), o diâmetro quadrático (corresponde à área seccional média) e a área basal foram, 102 meses após o início do estudo, maiores nos tratamentos S e I do que no tratamento W e, sobretudo, no tratamento R (Quadro 5), não sendo as diferenças entre tratamentos, porém, significativas. O volume do tronco com casca era bastante maior nos tratamentos S (236,7  $m^3\ ha^{-1}$ ) e I (219,6  $m^3\ ha^{-1}$ ) do que nos tratamentos W (202,0  $m^3\ ha^{-1}$ ) e R (188,5  $m^3\ ha^{-1}$ ), não sendo, ainda assim, significativamente diferente entre tratamentos.

### Vegetação sob coberto

A biomassa da vegetação sob coberto (Figura 1) decresceu em todos os tratamentos entre o segundo e o quarto ano de idade do povoamento, embora os valores do terceiro ano dos tratamentos S e W tenham sido ligeiramente mais elevados do que os do ano anterior. Este último facto poderá atribuir-se ao efeito inibidor da cobertura do solo com resíduos orgânicos sobre o desenvolvimento daquela vegetação, no início do ensaio, atenuando-se à medida que se processou a decomposição dos resíduos orgânicos. Com efeito, os tratamentos S e W tiveram sempre montantes de biomassa da vegetação espontânea mais baixos do que os do tratamento R e, no segundo e terceiro anos,

**QUADRO 5 - Altura média das varas (AT), altura das varas das árvores dominantes (AD), diâmetro das varas a 1,30 cm (DAP), diâmetro quadrático (corresponde à área seccional média) (DQ), área basal (AB) e volume com casca (VL) correspondentemente aos diversos tratamentos. As diferenças entre tratamentos não foram significativas ( $p > 0,05$ ) pelo teste de Tukey**

Tratamentos	AT	AD	DAP	DQ	AB	VL
	m	m	cm	cm	$m^2\ ha^{-1}$	$m^3\ ha^{-1}$
R	19,4 $\pm$ 1,2	23,5 $\pm$ 1,0	14,6 $\pm$ 1,2	15,3 $\pm$ 1,1	20,0 $\pm$ 1,7	188,5 $\pm$ 9,2
S	20,7 $\pm$ 1,5	24,1 $\pm$ 1,7	15,2 $\pm$ 0,8	15,8 $\pm$ 0,8	23,7 $\pm$ 3,2	236,7 $\pm$ 46,9
W	19,8 $\pm$ 1,4	23,7 $\pm$ 1,6	14,7 $\pm$ 1,5	15,3 $\pm$ 1,5	20,5 $\pm$ 4,2	202,0 $\pm$ 57,8
I	20,1 $\pm$ 1,5	24,3 $\pm$ 1,9	15,3 $\pm$ 1,4	16,0 $\pm$ 1,2	22,5 $\pm$ 4,2	219,6 $\pm$ 46,3



**Figura 1** - Variação da biomassa da vegetação sob coberto (peso seco a 80-85°C) nos diversos tratamentos. As barras representam o erro padrão

também mais baixos do que os do tratamento I.

O tratamento R apresentou os valores mais elevados de biomassa da vegetação sob coberto no terceiro, quarto e sexto anos, tendo sido suplantado pelo tratamento I no segundo e quinto anos. O tratamento S teve consistentemente os valores mais baixos daquela biomassa, em todos os anos, seguido quase sempre (a exceção foi o quarto ano) pelo tratamento W. Contudo, as diferenças entre tratamentos nunca foram estatisticamente significativas. Os resultados obtidos sugerem que os resíduos orgânicos distribuídos à superfície do solo poderão ter inibido a restauração do coberto vegetal espontâneo, embora o efeito não tivesse chegado a ser estatisticamente significativo.

#### Características físicas do solo

A massa volúmica aparente do solo, sete anos após o início do estudo, era semelhante entre tratamentos ( $1,32-1,25 \text{ g cm}^{-3}$ ) até 10

cm de profundidade (Quadro 6); entre 10 e 25 cm de profundidade os valores eram menores no tratamento I ( $1,45 \text{ g cm}^{-3}$ ) do que nos outros ( $1,60-1,65 \text{ g cm}^{-3}$ ), sugerindo o efeito da incorporação de resíduos. A maiores profundidades a similitude da densidade aparente foi a regra.

Os valores do índice de agregação do solo, 3 e 4 anos após o início do estudo, tal como a massa volúmica aparente, também não apresentaram diferenças significativas entre tratamentos (Quadro 6), indicando que a remoção dos resíduos orgânicos e a gradagem do solo não tiveram efeito diferenciador na estabilidade dos agregados do solo.

#### Características químicas do solo

Após sete anos, os teores de C orgânico e de N nas camadas minerais do solo não apresentaram diferenças significativas entre tratamentos (Quadro 7). No entanto, observou-se que o tratamento I apresentou teores de C e N claramente superiores aos outros

**QUADRO 6 – Valores (média ± 1 desvio padrão, n=15) da massa volúmica aparente (MVA), em 2000, e valores (média ± 1 desvio padrão, n=10) do índice de agregação (IA) do solo, em 1996 (A) e 1997 (B) nos diversos tratamentos. As diferenças entre tratamentos não foram significativas ( $p>0,05$ ) pelo teste de Tukey**

Prof. (cm)	Tratamentos			
	R	S	W	I
	MVA (g cm <sup>-3</sup> )			
0-10	1,35±0,13	1,32±0,13	-	1,35±0,12
10-25	1,60±0,08	1,62±0,11	-	1,45±0,12
25-40	1,59±0,09	1,58±0,07	-	1,55±0,09
	IA (%)			
0-10 (A)	36,8±8,4	32,9±11,0	38,3±11,7	37,2±15,8
0-10 (B)	30,6±7,8	30,6±10,9	34,7±8,9	33,8±9,6

tratamentos, na profundidade 5-10 cm, o que deverá estar em correspondência com a incorporação de resíduos orgânicos. Por fim, verificou-se uma forte diferenciação entre os teores de C e N da camada 0-5 cm e os das camadas 5-10 e 10-20 cm.

Apesar da elevada exportação de Ca, Mg e K do tratamento R, não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos no tocante às bases de troca extraíveis do solo (Ca, Mg e K), até à profundidade de 20 cm (Quadro 8). Tal como

referido para os teores de C orgânico e N, observou-se uma forte diferenciação entre a camada 0-5 cm e as restantes consideradas, sobretudo no que respeita ao Ca.

Apenas na profundidade entre 5 e 10 cm se verificaram diferenças significativas de pH (H<sub>2</sub>O), com valores mais elevados no tratamento R (4,61) do que no tratamento W (4,37 (Quadro 9); os valores de pH em KCl, entre 5 e 20 cm de profundidade, foram mais elevados no tratamento S do que no tratamento W. Verifica-se, assim, que a re-

**QUADRO 7 – Teor (média ± 1 desvio padrão, n= 25) de C orgânico e de N até 20 cm de profundidade do solo, nos diversos tratamentos. As diferenças entre tratamentos não foram significativas ( $p>0,05$ ) pelo teste de Tukey**

Prof. (cm)	Tratamentos			
	R	S	I	W
	C orgânico (g kg <sup>-1</sup> )			
0-5	20,5±12,1	16,0±6,7	17,6±5,6	19,3±5,0
5-10	8,4±3,2	7,3±3,1	12,0±3,6	8,5±1,7
10-20	6,4±1,8	6,1±2,2	8,9±4,0	7,1±1,4
	Azoto (g kg <sup>-1</sup> )			
0-5	1,10±0,64	0,86±0,31	0,90±0,35	0,98±0,31
5-10	0,50±0,17	0,42±0,18	0,75±0,22	0,55±0,10
10-20	0,47±0,14	0,43±0,15	0,59±0,27	0,50±0,07

QUADRO 8 – Bases de troca extraíveis (média  $\pm$  1 desvio padrão, n=25) nas camadas minerais do solo até à profundidade 20 cm, nos diversos tratamentos. As diferenças entre tratamentos não foram significativas ( $p>0,05$ ) pelo teste de Tukey

Camadas cm	Tratamentos			
	R	S	W	I
	<b>Ca (cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>)</b>			
0-5	3,7 $\pm$ 2,5	3,1 $\pm$ 1,5	4,3 $\pm$ 2,2	3,0 $\pm$ 1,7
5-10	1,9 $\pm$ 1,7	0,7 $\pm$ 0,6	1,8 $\pm$ 1,3	1,6 $\pm$ 1,2
10-20	2,1 $\pm$ 2,0	0,9 $\pm$ 0,5	1,9 $\pm$ 1,3	1,3 $\pm$ 1,4
	<b>K (cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>)</b>			
0-5	0,43 $\pm$ 0,13	0,42 $\pm$ 0,12	0,45 $\pm$ 0,09	0,42 $\pm$ 0,10
5-10	0,31 $\pm$ 0,10	0,26 $\pm$ 0,09	0,29 $\pm$ 0,09	0,30 $\pm$ 0,08
10-20	0,31 $\pm$ 0,09	0,26 $\pm$ 0,06	0,29 $\pm$ 0,09	0,26 $\pm$ 0,08
	<b>Mg (cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>)</b>			
0-5	1,33 $\pm$ 0,73	0,89 $\pm$ 0,30	1,42 $\pm$ 0,75	0,98 $\pm$ 0,57
5-10	1,14 $\pm$ 0,76	0,74 $\pm$ 0,45	1,18 $\pm$ 0,79	0,86 $\pm$ 0,54
10-20	1,27 $\pm$ 0,88	0,66 $\pm$ 0,33	1,37 $\pm$ 0,90	0,85 $\pm$ 0,58

moção de quantidades elevadas de bases (principalmente Ca), como foi o caso do tratamento R, não conduziu ao seu decréscimo nas camadas minerais e, portanto, ao decréscimo dos valores de pH.

O teor de P extraível (Quadro 10) foi semelhante entre tratamentos e apenas na camada até 5 cm de profundidade se verificaram valores significativamente mais elevados no tratamento R do que no I. No caso do K extraível (Quadro 10), os teores foram muito elevados e não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos.

#### N mineral no solo e mineralização potencial do N do solo

O teor de N mineral no solo (Quadro 11), na profundidade 0-10 cm, não apresentou diferenças significativas entre tratamentos ( $p>0,05$ ), variando entre cerca de 2,0 mg kg<sup>-1</sup> nos tratamentos S e I e 1,2 mg kg<sup>-1</sup>, no tratamento R. Na profundidade 10-20 cm, esse teor diminuiu ligeiramente no tratamento R (menos 0,2 mg kg<sup>-1</sup>) e mais acentuadamente no tratamento S (menos 0,8 mg kg<sup>-1</sup>). O N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi a forma mineral dominante,

QUADRO 9 – Valores de pH (média  $\pm$  1 desvio padrão, n=25) das camadas minerais do solo até à profundidade de 20 cm, nos diversos tratamentos

Camadas cm	Tratamentos			
	R	S	W	I
	<b>pH (H<sub>2</sub>O)</b>			
0-5	4,72 $\pm$ 0,18 <sup>a</sup>	4,78 $\pm$ 0,12 <sup>a</sup>	4,81 $\pm$ 0,26 <sup>a</sup>	4,79 $\pm$ 0,21 <sup>a</sup>
5-10	4,61 $\pm$ 0,09 <sup>b</sup>	4,58 $\pm$ 0,16 <sup>ab</sup>	4,37 $\pm$ 0,21 <sup>a</sup>	4,41 $\pm$ 0,26 <sup>ab</sup>
10-20	4,50 $\pm$ 0,17 <sup>a</sup>	4,54 $\pm$ 0,14 <sup>a</sup>	4,47 $\pm$ 0,19 <sup>a</sup>	4,55 $\pm$ 0,21 <sup>a</sup>
	<b>pH (KCl 1M)</b>			
0-5	4,19 $\pm$ 0,26 <sup>a</sup>	4,39 $\pm$ 0,30 <sup>a</sup>	4,38 $\pm$ 0,34 <sup>a</sup>	4,31 $\pm$ 0,36 <sup>a</sup>
5-10	4,05 $\pm$ 0,10 <sup>ab</sup>	4,19 $\pm$ 0,22 <sup>b</sup>	3,93 $\pm$ 0,13 <sup>a</sup>	4,05 $\pm$ 0,35 <sup>ab</sup>
10-20	3,96 $\pm$ 0,13 <sup>ab</sup>	4,06 $\pm$ 0,22 <sup>b</sup>	3,91 $\pm$ 0,19 <sup>a</sup>	3,93 $\pm$ 0,15 <sup>ab</sup>

Letras diferentes, para a mesma profundidade, indicam diferenças significativas ( $p<0,05$ ) entre tratamentos pelo teste de Tukey

QUADRO 10 – Teores (média  $\pm$  1 desvio padrão, n=25) de P e K extraíveis das camadas minerais do solo até á profundidade de 20 cm, nos diversos tratamentos

Camadas cm	Tratamentos			
	R	S	W	I
		P ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )		
0-5	8,0 $\pm$ 5,6 <sup>b</sup>	6,6 $\pm$ 2,2 <sup>ab</sup>	5,5 $\pm$ 2,1 <sup>ab</sup>	4,3 $\pm$ 2,2 <sup>a</sup>
5-10	6,2 $\pm$ 5,1 <sup>a</sup>	6,0 $\pm$ 2,1 <sup>a</sup>	4,2 $\pm$ 2,0 <sup>a</sup>	4,3 $\pm$ 1,9 <sup>a</sup>
10-20	8,6 $\pm$ 5,8 <sup>a</sup>	6,7 $\pm$ 4,4 <sup>a</sup>	7,0 $\pm$ 4,4 <sup>a</sup>	5,3 $\pm$ 1,7 <sup>a</sup>
		K ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )		
0-5	145 $\pm$ 46 <sup>a</sup>	131 $\pm$ 47 <sup>a</sup>	141 $\pm$ 44 <sup>a</sup>	136 $\pm$ 41 <sup>a</sup>
5-10	100 $\pm$ 29 <sup>a</sup>	90 $\pm$ 34 <sup>a</sup>	99 $\pm$ 32 <sup>a</sup>	102 $\pm$ 27 <sup>a</sup>
10-20	86 $\pm$ 21 <sup>a</sup>	65 $\pm$ 17 <sup>a</sup>	100 $\pm$ 38 <sup>a</sup>	81 $\pm$ 26 <sup>a</sup>

Letras diferentes, para a mesma profundidade, indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre tratamentos pelo teste de Tukey

sobretudo na profundidade 10-20 cm. Os solos do tratamento R, embora com menos N mineral do que os dos outros tratamentos, apresentaram a mais elevada proporção de  $\text{N-NO}_3^-$ : cerca de 75 e 90%, respectivamente, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm.

A incubação aeróbia determinou, na profundidade 0-10 cm, uma produção líquida de  $\text{N-NH}_4^+$  (Figura 2) de cerca de 12 mg  $\text{kg}^{-1}$  nos tratamentos S e I e de 20 mg  $\text{kg}^{-1}$  no tratamento R. A produção líquida de  $\text{N-NO}_3^-$  (Figura 2), ao contrário do observado para o  $\text{N-NH}_4^+$ , foi pequena ou praticamente nula, pese embora o teor inicial em  $\text{N-NO}_3^-$  do solo (Quadro 11) ter sido mais elevado do que o de  $\text{N-NH}_4^+$ .

A mineralização específica de N (mg N g N total<sup>-1</sup>), para qualquer dos métodos considerados, na espessura média de 0-20 cm,

não foi significativamente diferente entre tratamentos ( $p > 0,05$ ) (Figura 3). Ao método anaeróbio corresponderam os valores mais elevados: 21,8, 30,2 e 36,1 mg N g N total<sup>-1</sup>, respectivamente nos tratamentos R, S e I; a quantidade média de N mineralizado nos três tratamentos foi de cerca de 2,1% do N total do solo. A extracção de N por métodos químicos apresentou entre si elevada similitude, tendo o N extraído por essa via correspondido, na média dos tratamentos em apreço, a cerca de 1,1% do N total.

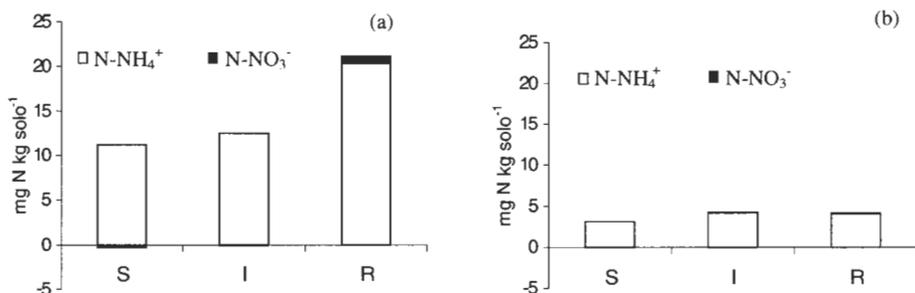
### C e N da biomassa microbiana

O C microbiano ( $C_{mi}$ ) e o N microbiano ( $N_{mi}$ ) (Quadro 12) não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre tratamentos. O  $C_{mic}$  variou segundo a ordem  $R > S > I$ , na profundidade 0-10 cm, e  $S > I > R$ ,

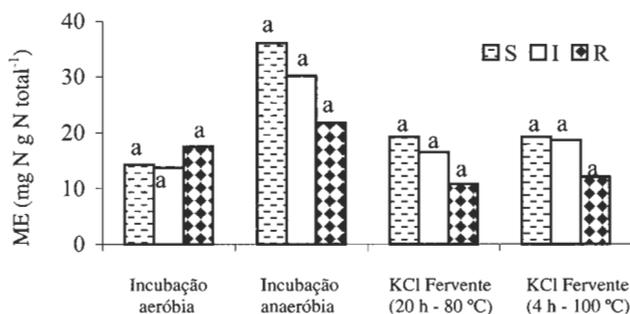
QUADRO 11 – Valores (média  $\pm$  1 desvio padrão, n=4) do teor em N mineral (mg  $\text{kg}^{-1}$ ) dos solos às profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm

Tratamentos	0-10 cm			10-20 cm		
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N mineral	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N mineral
S	0,8 $\pm$ 0,6	1,2 $\pm$ 0,2	2,0 $\pm$ 0,6	0,2 $\pm$ 0,1	1,0 $\pm$ 0,2	1,2 $\pm$ 0,2
I	0,9 $\pm$ 0,2	1,2 $\pm$ 0,2	2,1 $\pm$ 1,0	0,5 $\pm$ 0,2	1,1 $\pm$ 0,2	1,6 $\pm$ 0,3
R	0,3 $\pm$ 1,1	0,9 $\pm$ 0,4	1,2 $\pm$ 0,3	0,1 $\pm$ 0,1	0,9 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 0,2

Letras diferentes na mesma coluna indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre tratamentos pelo teste de Tukey



**Figura 2** – Valores médios (n=4) das taxas de amonificação e de nitrificação líquidas nas profundidades de (a) 0-10 cm e (b) 10-20 cm dos solos dos tratamentos S, I e R, submetidos a 60 dias de incubação aeróbia



**Figura 3** – Valores médios (n=4) da mineralização específica (ME) de N (mg N g N total<sup>-1</sup>) do solo à profundidade média de 0-20 cm. Para cada método, tratamentos seguidos pela mesma letra não diferem significativamente ( $p>0,5$ ) pelo teste de Tukey

**QUADRO 12 – Valores médios e desvios padrão (n=4) do C e N microbianos (mg kg<sup>-1</sup>) e valores médios da razão C<sub>mic</sub>/C<sub>total</sub> e N<sub>mic</sub>/N<sub>total</sub> (mg g<sup>-1</sup>) dos solos dos tratamentos S, I e R**

Tratamentos	C microbiano (mg kg <sup>-1</sup> )	C <sub>mic</sub> /C <sub>total</sub> (mg g <sup>-1</sup> )	N microbiano (mg kg <sup>-1</sup> )	N <sub>mic</sub> /N <sub>total</sub> (mg g <sup>-1</sup> )
<b>0-10 cm</b>				
S	158 <sup>a</sup> ±26	8,9	11,6 <sup>a</sup> ±8,4	13,3
I	127 <sup>a</sup> ±69	8,4	32,7 <sup>a</sup> ±12,8	34,4
R	162 <sup>a</sup> ±53	10,8	21,4 <sup>a</sup> ±11,6	22,1
<b>10-20 cm</b>				
S	157 <sup>a</sup> ±70	24,5	10,8 <sup>a</sup> ±6,8	20,8
I	144 <sup>a</sup> ±54	21,2	16,2 <sup>a</sup> ±5,2	24,2
R	46 <sup>a</sup> ±277	4,9	12,7 <sup>a</sup> ±4,5	17,6

Para cada profundidade, valores de N e de C microbiano seguidos pela mesma letra, não diferem significativamente ( $p>0,05$ ) pelo teste de Tukey

na profundidade 10-20 cm. A similitude de resultados na camada superficial não teve correspondência na camada 10-20 cm, onde o  $C_{mic}$  do tratamento R passou de 162 para 46 mg kg<sup>-1</sup>. Em face disso, enquanto o *quociente microbiano* (i.e.  $C_{mic}/C_{total}$ ) aumentou nos tratamentos S e I para cerca do triplo na camada 10-25 cm (de cerca de 8,5 para 22 mg g<sup>-1</sup>), no tratamento R diminuiu para metade (de 10,8 para 4,9 mg g<sup>-1</sup>).

O teor de  $N_{mi}$ , em ambas as profundidades, decresceu no sentido I>R>S. Na profundidade 0-10 cm, esse teor foi da ordem de 21,4 e de 32,7 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente, nos tratamentos R e I; o teor no tratamento S (11,6 mg kg<sup>-1</sup>) foi cerca de um terço do observado no tratamento I. O teor de  $N_{mic}$  diminuiu na profundidade 10-25 cm, atingindo nos tratamentos R e I cerca de metade do da camada anterior (respectivamente, 12,7 e 16,2 mg kg<sup>-1</sup>). O quociente  $N_{mic}/N_{total}$ , por seu turno, variou entre 13,3-34,4 mg g<sup>-1</sup> (respectivamente nos tratamentos S e I) na camada de 0-10 cm e 17,6-24,2 mg g<sup>-1</sup> (respectivamente nos tratamentos R e I), na camada seguinte.

## DISCUSSÃO

Não obstante as grandes diferenças de quantidade de resíduos orgânicos e nutrientes no início do estudo, após oito anos, não foram detectadas diferenças significativas entre tratamentos no crescimento das varas da talhadia, nas características do solo e na acumulação de C. Estes resultados são semelhantes aos obtidos em áreas de replantação da mesma área experimental, onde não se verificou qualquer efeito negativo da remoção dos resíduos orgânicos no crescimento e estado de nutrição das árvores (Azevedo, 1995; Jones *et al.*, 1999; Magalhães, 2000); o mesmo foi observado num estudo lisimétrico em que se aplicaram os tratamentos do estudo vertente (Soares *et al.*,

2002). Os nossos resultados não corroboram os de Powers *et al.* (1990), Proe *et al.* (1994) e Proe & Dutch (1994), que observaram um decréscimo de produtividade na segunda rotação devido à remoção dos resíduos de abate, mas vão de encontro às observações de Mendham *et al.* (2003) numa replantação de *E. globulus* em que o solo era considerado de elevada fertilidade. Os nossos resultados estão em consonância com as observações de Pritchett & Fisher (1987) e Vejre (1999), que demonstram ser pouco provável ocorrer decréscimo de produtividade devido à exploração florestal, a não ser em solos extremamente pobres e em que as entradas naturais de nutrientes para o sistema sejam reduzidas. Aliás, Mendham *et al.* (2003) verificaram diferenças de crescimento das árvores (devido à remoção de resíduos de abate) em solos pobres, mas não em solos cuja fertilidade era semelhante à daqueles do estudo vertente.

O contraste entre os nossos resultados e os observados por outros autores deve ser equacionado no âmbito das condições climáticas. Com efeito, no nosso caso a produtividade está sobretudo condicionada pela disponibilidade hídrica, como já foi plenamente demonstrado (Pereira *et al.*, 1989). Assim, a exportação de nutrientes do sistema não terá um efeito tão negativo como aquele que tem sido observado nas áreas de solos extremamente pobres em nutrientes, de climas mais húmidos, em que, de facto, a disponibilidade dos mesmos é um factor crucial para a sustentabilidade da produtividade das plantações florestais (Spangenberg *et al.*, 1996; Vejre, 1999).

A quantidade de C orgânico dos resíduos orgânicos na superfície do solo, no início do estudo, era praticamente nula nos tratamentos R e I, enquanto no S atingia 3,27 kg m<sup>-2</sup>. Volvidos pouco mais de sete anos, a quantidade de C nas camadas orgânicas do tratamento R (0,43 kg m<sup>-2</sup>) não era signifi-

cativamente diferente da do tratamento S ( $0,65 \text{ kg m}^{-2}$ ). A taxa de decomposição das folhas foi bastante rápida ( $k = 0,40 \text{ ano}^{-1}$ ) e a dos raminhos ( $k = 0,16 \text{ ano}^{-1}$ ) e ramos ( $k = 0,15 \text{ ano}^{-1}$ ), embora baixa, foi muito mais elevada do que a determinada ( $0,04\text{-}0,08 \text{ ano}^{-1}$ ) para outras espécies florestais (Barber & Van Lear, 1984). Os resultados do presente estudo sugerem que os resíduos lenhosos localizados na superfície do solo têm existência efêmera, visto uma parte substancial dos mesmos se decompor em sete anos, tendo um reduzido efeito na massa das camadas orgânicas do solo e na quantidade de vegetação sob coberto. Assim, a estimativa do C do sistema (considerando a situação antes da aplicação dos tratamentos e as camadas minerais do solo até à profundidade de 20 cm), tal como observado por Johanson & Todd (1998) em estudo de índole semelhante, apresentou uma perda líquida no tratamento S ( $-2,46 \text{ kg m}^{-2}$ ), a qual foi semelhante à observada no tratamento R ( $-2,28 \text{ kg m}^{-2}$ ). O balanço de C no tratamento R depende, porém, do destino dos resíduos orgânicos: se forem usados como combustível, o balanço de C apresenta uma perda líquida, mas as poupanças de consumo de combustíveis fósseis reduzirão parcialmente essa perda. Em contraste, não havendo modificação da tendência observada no tratamento S, o carbono alocado nos resíduos de abate será simplesmente perdido.

Alguns autores (Carlyle, 1993; Johanson & Todd, 1998) referem que a incorporação dos resíduos no solo promove a longo prazo a acumulação de C orgânico no mesmo. Os nossos resultados vão de encontro a esta tendência, dado o tratamento I apresentar mais C orgânico nas camadas minerais (até 20 cm de profundidade) do solo ( $3,29 \text{ kg m}^{-2}$ ) do que os tratamentos S ( $2,53 \text{ kg m}^{-2}$ ) e R ( $2,93 \text{ kg m}^{-2}$ ). Como, a taxa de decomposição dos resíduos lenhosos no tratamento I, durante os dois primeiros anos de estu-

do, foi bastante mais rápida ( $0,31\text{-}0,46 \text{ ano}^{-1}$ ) do que no S ( $0,15\text{-}0,16 \text{ ano}^{-1}$ ), a maior retenção do C orgânico no primeiro deverá atribuir-se à posterior protecção dos resíduos orgânicos da mineralização pela fracção mineral do solo. Não obstante, o balanço líquido do C orgânico no tratamento I, relativamente ao início do estudo, também foi negativo ( $-1,72 \text{ kg m}^{-2}$ ); assim, embora em menor grau do que no tratamento S, uma parte substancial do C alocado nos resíduos incorporados no solo também foi perdido.

A rápida acumulação de C nas camadas orgânicas do solo do tratamento R está em correspondência com as observações de Madeira *et al.* (1995), nas imediações da área do presente estudo, para plantações de *E. globulus* com seis anos de idade. A manutenção no sítio das varas da talhadia eliminadas, para além de constituir um factor de igualização entre tratamentos, também terá contribuído para essa acumulação.

O acréscimo de C orgânico nas camadas minerais do solo, até 20 cm de profundidade, foi mais elevado no tratamento I ( $0,92 \text{ kg m}^{-2}$ ) do que nos tratamentos S e R (respectivamente  $0,16$  e  $0,56 \text{ kg m}^{-2}$ ). A diferença entre os tratamentos I e S é explicável pela incorporação de resíduos orgânicos no solo do primeiro. A diferença entre o tratamento S e R é difícil de explicar; assim, para além do efeito das possíveis variações espaciais de quantidade de C orgânico, especula-se que a mais elevada biomassa da vegetação sob coberto, na fase inicial do estudo, no tratamento R do que nos outros, sobretudo no respeitante às espécies arbustivas (Fabião *et al.*, 2003), deverá contribuir para esse ganho.

A similitude do teor de bases de troca e de P extraível entre tratamentos é surpreendente face à elevada remoção de nutrientes do tratamento R. Admite-se, porém, que a elevada quantidade de nutrientes (sobretudo de Ca) no solo, a entrada de nutrientes no

sistema, o ciclo de nutrientes, a manutenção no sítio das varas da talhadia eliminadas, o sistema radical já instalado e, naturalmente, a variabilidade espacial possam influenciar essa similitude. Sublinha-se, aliás, que Mendham *et al.* (2003), em solos com fertilidade semelhante aos do presente estudo, observaram variações muito reduzidas da reserva de alguns nutrientes no solo devido à remoção dos resíduos de abate de *E. globulus*. Não obstante a tendência observada, considera-se que a retenção dos resíduos orgânicos no sítio deverá constituir em preceito para garantir a sustentabilidade produtiva das plantações de *E. globulus* a longo prazo; aliás, os baixos níveis de P disponível no solo e a elevada expressão de Al no complexo de troca das camadas superficiais do solo reforçam essa necessidade.

Os teores de N mineral dos solos (<2,1 mg kg<sup>-1</sup>) foram semelhantes aos observados por Edmonds & McColl (1989) e Smethurst & Nambiar (1990) em plantações de *P. radiata*, e por Azevedo (2000) em plantações de *E. globulus*, submetidas a práticas de gestão de resíduos semelhantes às do caso vertente. O gradiente do teor de N mineral nas profundidades de amostragem foi menor no tratamento I do que nos tratamentos S e R, sugerindo que a gestão dos resíduos lenhosos interfere na dinâmica da devolução do N ao solo. Em contraste com os resultados da mineralização aeróbia, o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi a forma predominante do N mineral no solo. Este facto poderá estar em correspondência com a absorção preferencial do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pelas plantas de *E. globulus* (Shedley *et al.*, 1995; Azevedo, 2000) e com a imobilização preferencial do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pelos microorganismos (Tiedje *et al.*, 1981; Myrold & Tiedje, 1986). A elevadíssima proporção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no tratamento R atribui-se à ausência dos resíduos lenhosos (de elevada razão C:N), considerados inibidores da nitrificação (Matson & Vitousek, 1981; Bonilla & Rodá,

1990). Aliás, a maior produção de N mineral e de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> observada no tratamento R (Figura 2), corrobora essa tendência, dado a ausência dos resíduos contribuir para a melhor qualidade dos substratos orgânicos (Binkley & Hart, 1989; Khanna, 1990). A especificidade inerente a cada uma das metodologias de estudo determinou, pese embora a similitude entre elas, diferenças nas quantidades de N extraídas (Figura 3). A proporção de N extraída através do método anaeróbio, cerca de 2,1% do N total, foi da ordem de grandeza da obtida por Gianello & Bremner (1986) e Binkley (1993). Por seu turno, aquela obtida por métodos químicos, cerca de 1,1% do N total, embora próxima da observada por Gianello & Bremner (1986), afasta-se, porém, das observadas por Binkley (1993) (>4%) e Appel & Mengel, (1998) (>2%). O *quociente microbiano* (C<sub>mic</sub>/C<sub>total</sub>) observado nos solos dos diversos tratamentos (8-17 mg g<sup>-1</sup>), foi da ordem de grandeza do referido por Jenkinson & Ladd (1981), 10 a 30 mg g<sup>-1</sup>, e por Sparling (1995), até 50 mg g<sup>-1</sup>. Considerando que este parâmetro é um indicador fiável da evolução dos fluxos da matéria orgânica dos solos (Powlson *et al.*, 1987; Sparling, 1998) e que para valores menores do que 22 mg g<sup>-1</sup> o balanço dos fluxos de carbono está em desequilíbrio (i.e. perdas superiores aos ganhos) (Jenkinson & Ladd, 1981), os solos do estudo vertente estariam ainda a perder C, sobretudo até 10 cm de profundidade. Os valores de carbono observados em qualquer dos tratamentos não corroboraram, porém, essa tendência, sugerindo que o limiar de 22 mg g<sup>-1</sup> não deverá ser aplicável em todas as circunstâncias ecológicas.

## CONCLUSÕES

Os tratamentos não diferiram significativamente no tocante ao crescimento das ár-

vores. A vegetação sob coberto decresceu fortemente do início ao fim do período de estudo, não se verificando também diferenças significativas entre tratamentos. As características físicas e químicas e, particularmente, a quantidade de carbono, não foram afectadas significativamente pelas diferentes opções de gestão dos resíduos orgânicos. Os resíduos orgânicos localizados na superfície do solo não contribuíram para diferenciar a quantidade de C nas camadas orgânicas e minerais do solo. A mineralização aeróbia e anaeróbia, em condições controladas, foi semelhante entre tratamentos e no caso da primeira, verificou-se uma forte predominância da amonificação relativamente à nitrificação.

### AGRADECIMENTOS

O estudo foi efectuado no âmbito dos projectos PAMAF 4029 e PRAXIS 3/3.2/FLOR/2123/95. Os autores agradecem aos Bacharéis Paulo Jorge Pires Marques e Luís Mendes Hilário a colaboração nas actividades de campo e de laboratório, ao pessoal do Laboratório de Solos do Departamento de Ciências do Ambiente o processamento analítico das amostras, ao Prof. João Coutinho da UTAD as determinações de azoto mineral, e ao Investigador Auxiliar João Medina a determinação do índice de agregação do solo.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Appel, T. & Mengel, K. 1998. Prediction of mineralizable nitrogen in soils on the basis of an analysis of extractable organic. *N. Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **161**: 433-452.
- Azevedo, A. A. 1995. *Utilização dos Biotestes <sup>15</sup>N, <sup>32</sup>P e <sup>86</sup>Rb na Avaliação do Estudo da Nutrição de Eucalyptus globulus Labill. ssp globulus*. Dissertação de Mestrado em Nutrição Vegetal, Fertilidade dos Solos e Fertilização. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Azevedo, A. A. 2000. *Estudo da Dinâmica do Azoto e do Carbono em Plantações Florestais Intensivas*. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Barber, B. L. & Van Lear, D. H. 1984. Weight loss and nutrient dynamics in decomposing woody loblolly pine logging slash. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **48**: 906-910.
- Bonilla, D. & Rodà, F. 1992. Soil nitrogen dynamics in a Holm Oak Forest. *Vegetatio*, **100**: 247-257.
- Binkley, D. 1993. *Nutrición Forestal. Prácticas de Manejo*. Editorial Limusa, México.
- Binkley, D. & Hart, S. C. 1989. The components of nitrogen availability assessments in forest soils. *Adv. Soil. Sci.*, **10**: 57-112.
- Carlyle, J. C. 1993. Organic carbon in sandy soils: properties, processes, and the impact of forest management. *N. Zeal. J. For. Res.*, **23**: 390-402.
- De Leenheer, L. & Van Hove, J. 1958. Determination de la teneur en carbone organique des sols. Étude critique des méthodes titrimétriques. *Pédologie*, **8**: 39-77.
- Edmonds, L. R & McColl, J. G. 1989. Effects of forest management on soil nitrogen *Pinus radiata* stands in the Australian capital territory. *For. Ecol. Manag.*, **29**: 199-212.
- Fabião, A., Martins, M. C., Cerveira, C., Santos, C., Lousã, M., Madeira, M. & Correia, A. 2002. Influence of soil and organic residue management on biomass and biodiversity of understorey vegetation in a *Eucalyptus globulus* plantation. *For. Ecol. Manag.*, **171**: 87-100.
- FAO/UNESCO. 1988. *Soil Map of the World. Revised Legend, with Corrections*. World Resources Report 60. FAO, Rome. (Reprinted as Technical Paper 20, ISRIC, Wageningen, 1994)
- Giannello, C. & Bremner, J. M. 1986. Comparison of chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **17**: 215-236.
- Houba, V.G., Novozamsky, I. & Tenminghoff, E. 1994. *Soil Analysis Procedures*. Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University.
- Jenkinson, D. S. & Ladd, J. N. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In E. A. Paul & J. N. Ladd (eds) *Soil Biochemistry*, Vol. 5, pp. 415-471. Marcel Dekker, New York.
- Johanson, D. W. & Todd, D. E. 1998. Effects of harvesting intensity on forest productivity and soil carbon storage in a mixed oak forest. In R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Foillet & B. A. Stew-

- art (eds) *Management of Carbon Sequestration in Soil*, pp.351-363. CRC Press, Boca Raton.
- Jones, H. E., Madeira, M., Herraes, L., Dighton, J., Fabião, A. González-Rio, F., Fernandez-Marcos, M., Gomez, C., Tomé, M., Feith, H., Magalhães, M. C. & Howson, G. 1999. The effect of organic matter management on the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *For. Ecol. Manag.*, **122**: 73-86.
- Khanna, P. K. 1990. Measurement of changes in the nitrogen status of forest soils due to management practices. In L. Bo-Qun (ed) *Forest Soil and Modern Forest Management*, pp. 275-280. Publ. Northeast Forestry University, Harbin.
- Madeira, M. 1995. Efeito das plantações de *Eucalyptus globulus* nas características do solo nas regiões mediterrânicas (Portugal). *Revista Florestal*, **8(1)**: 3-22.
- Madeira, M., Azevedo, A., Soares, P., Tomé, M. & Araújo, M. C. 2002. Efeitos da lavoura profunda e da gradagem nas características do solo e na produtividade de plantações de *Eucalyptus globulus*. *Revista de Ciências Agrárias*, **25 (1 e 2)**: 158-169.
- Madeira, M., Araújo, M. C. & Pereira, J. S. 1995. Effects of water and nutrient supply on amount and on nutrient concentration of litter fall and forest floor litter in *Eucalyptus globulus* plantations. *Plant and Soil*, **168-169**: 287-295.
- Magalhães, M. C. S. 2000. *Efeitos de Técnicas de Preparação do Solo e Gestão dos Resíduos Orgânicos em Características Físico-Químicas do Solo de Plantações Florestais*. Dissertação de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Matson, P. & Vitousek, P. 1981. Nitrogen mineralization and nitrification potentials following clearcutting in the Hoosier National Forest. Indiana. *For. Sci.*, **27**: 781-791.
- Mendham, D. S., O'Connell, A. M., Grove, T. S. & Rance, S. J. 2003. Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalyptus. *For. Ecol. Manag.*, **181**: 357-372.
- Myrold, D. D. & Tiedje, J. M. 1986. Simultaneous estimation of several nitrogen cycle rates using  $^{15}\text{N}$ : Theory and application. *Soil Biol. Biochem.*, **18**: 559-568.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, **44**: 322-331.
- Pereira, J. S., Linder, S., Araújo, M. C., Pereira, H., Ericsson, T., Borralho, N. & Leal, L. C. 1989. Optimization of biomass production in *Eucalyptus globulus* plantations- A case study. In J. S. Pereira & J. J. Landsberg (eds) *Biomass Production by Fast-Growing Trees*, pp.101-121. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Powers, R.F., Alban, D.H., Miller, D.H., Tiarks, A.E., Wells, C.G., Avers, P.E., Cline, R.G., Loftus, Jr., N.S. & Fitzgerald, R.O. 1990. Sustaining productivity in North America forests: problems and prospects. In S.P. Gessel *et al.* (eds) *Sustained Productivity of Forest Soils. Proc. of 7th North American For. Soils Conf., Vancouver, Canada, 21-28 July 1988*, pp. 49-79. University of British Columbia, Faculty For. Publ., Vancouver.
- Pritchett, W. L. & Fisher, R. F. 1987. *Properties and Management of Forest Soils* (2<sup>nd</sup> Edition). John Wiley & Sons, New York.
- Proe, M. F. & Dutch, J. 1994. Impact of whole tree harvesting on second-rotation growth of Sitka spruce: the first ten years. *For. Ecol. Manag.*, **65**: 39-54.
- Proe, M. F., Dutch, J. & Griffiths, J. 1994. Harvest residue effect on microclimate, nutrition, and early growth of Sitka spruce (*Picea sitchensis*) seedlings on a restock site, *NZ. J. For. Sci.*, **24**: 390-401.
- Powlson, D. S., Brookes, P. C. & Christensen, B. T. 1987. Measurements of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.*, **19**: 159-164.
- Ranger, J. & Nys, C. 1994. The effect of spruce (*Picea abies* Karst) on soil development: an analytical and experimental approach. *European J. Soil Sci.*, **45**: 193-204.
- Reis, R. M. M. & Gonçalves, M. Z. 1981. *Caracterização Climática da Região Agrícola do Ribatejo e Oeste*. O Clima de Portugal, Fasc. XXXII. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa.
- Russel, M. B. 1949. methods of measuring soil structure and aeration. *Soil Sci.*, **68**: 25-35.
- Shedley, E., Dell, B. & Grove, T. 1995. Diagnosis of nitrogen deficiency and toxicity of *Eucalyptus globulus* seedlings by foliar analysis. *Plant Soil*, **177**: 183-189.
- Sparling, G. P. 1985. The soil biomass. In D. Vaughan & R. E. Malcolm (eds) *Soil Organic Matter and Biological Activity*, pp. 112-125. Nijhoff/Junk, Dordrecht.
- Sparling, G. P. 1998. Soil microbial biomass, activ-

- ity and nutrient cycling as indicators of soil health. In C. E. Pankhurst, B. M. Doube & V. V. Gupta (eds) *Biological Indicators of Soil Health*, 97-119. CAB International, Wallingford.
- Smethurst, P. J. & Nambiar, E. K. S. 1990. Effect of slash and litter management on fluxes of nitrogen and tree growth in a *Pinus radiata* plantation. *Can. J. For. Res.*, **20**: 1498-1507.
- Soares, H., Madeira, M., Fabião, A., Azevedo, A., Kätterer, T., Abreu, F. & Cortez, N. 2002. Efeitos da gestão de resíduos de abate no crescimento inicial de *Eucalyptus globulus* Labill.: resultados de um estudo lisimétrico. *Revista de Ciências Agrárias*, **25** (3 e 4):394-410.
- Tiedje, J. M., Sorensen, J. & Chang, Y. L. 1981. Assimilatory nitrate reduction: perspectives and methodology for simultaneous measurements of several nitrogen cycle process. In F. E. Clark & T. Rosswall (eds) *Terrestrial Nitrogen Cycles*. *Ecol. Bull. NFR*, **33**: 331-342.
- Spangenberg, A. Grimm, U., Silva, J. R. S. & Folster, H. 1996. Nutrient store and export rates of *Eucalyptus globulus* plantations in eastern Amazonia (Jari). *Forest. Ecol. Manag.*, **80**: 225-234.
- Vejre, H. 1999. Stability of Norway spruce plantations in western Denmark-soil nutrient aspects. *For. Ecol. Manag.*, **144**:45-54.
- Zbyszewski, G. & Almeida, F. 1960. *Carta Geológica de Portugal (1:50 000). Notícia Explicativa da Folhas 26D (Caldas da Rainha)*. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.