

# FERTILIDADE DE SOLOS AFECTADOS POR PRÁTICAS DE SILVICULTURA INTENSIVA.

## 1. EFEITOS DA GESTÃO DOS RESÍDUOS DE ABATE E DA SUA COMPOSIÇÃO QUÍMICA NAS DINÂMICAS DO C E DO N

### FERTILITY OF SOILS AFFECTED BY INTENSIVE SILVICULTURE PRACTICES. 1. EFFECTS OF HARVESTING RESIDUE MANAGEMENT ON C AND N DYNAMICS

A. Azevedo<sup>1</sup>, M. Madeira<sup>2</sup>, L. Hilário<sup>2</sup> & P. Marques<sup>2</sup>

#### RESUMO

Estudou-se o efeito da gestão dos resíduos de abate (folhas, cascas e ramos) nas dinâmicas do C e do N, em plantações adultas de *Eucalyptus globulus*, estabelecidas em Arenossolos na região Centro de Portugal (39° 15' N, 8° 59' W). Os tratamentos consistiram na redistribuição dos resíduos de abate na superfície do solo (S) e na sua incorporação por gradagem (I). O posicionamento dos resíduos no solo influenciou significativamente a decomposição dos mesmos, verificando-se que os resíduos incorporados no solo apresentaram taxas de decomposição média anual entre 1,5 (folhas) e 2,6 (cascas e ramos) vezes superiores, às determinadas para aqueles em decomposição na superfície do mesmo. A composição química dos resíduos também condicionou significativamente a taxa de libertação de N, que foi mais elevada no tratamento I (38% da quantidade inicial) do que no tratamento S (25% da quantidade inicial). O padrão de libertação de N foi, todavia, semelhante nos dois tratamentos, tendo as folhas constituído uma fonte de N e os

resíduos lenhosos um retentor deste. A dinâmica do N determinada a partir da aplicação de modelos não foi, no período de estudo, conclusiva.

#### ABSTRACT

The effects of harvesting residue (leaves, bark and branches) management on the C and N dynamics, were assessed in an *Eucalyptus globulus* plantation installed in Arenossols, in Central Portugal (39° 15' N, 8° 59' W). The treatments were: (S) residues distributed on the soil surface and (I) residues incorporated into the soil by harrowing. The placement of residues significantly influenced their decomposition. Residues incorporated into the soil showed a annual decomposition rate which was 1,5 (leaves) and 2,6 (bark and branches) times higher than that observed for residues decomposing on the soil surface. Residue chemical composition also influenced N release rate, which was higher in I treatment (38% of the initial) than in S treatment (25% of the initial). Nitrogen release pattern was similar in the treatments, being the leaves a source and

<sup>1</sup>Escola Superior Agrária de Santarém, Sector de Geociências, Quinta do Galinheiro, Ap. 310. 2001-904 Santarém, e-mail: a\_azevedo@esa-santarem.pt

<sup>2</sup>Inst. Sup. de Agronomia, Dep. de Ciências do Ambiente, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

ligneous residues a sink of N. Assessment of N dynamics thought models was not conclusive for the study period.

### INTRODUÇÃO

A multiplicidade de opções culturais e a dificuldade em gerar conhecimentos, quer ao nível dos seus efeitos no sistema, quer da sua extrapolação para uma base mais alargada de solos e climas, têm constituído os principais obstáculos à exploração sustentável das florestas (Nambiar, 1996; Powers & Morrison 1996). Não sendo alguns desses impactos conhecidos, a exploração florestal envolve riscos. Quais os riscos que são aceitáveis correr e que instrumentos dispomos para os diagnosticar, são assim questões complexas e de grande actualidade, dado nem sempre existir correspondência entre os impactos provocados no solo e a produtividade das florestas.

A suposição quase generalizada da importância de certas práticas de instalação e culturais no desenvolvimento das plantações, levou ao estabelecimento de *receitas* que incluem a remoção dos resíduos de abate e das camadas orgânicas, seguida da mobilização profunda e da fertilização dos solos. Embora exista consenso de que a remoção dos resíduos orgânicos se traduz em perdas substanciais de nutrientes e se reconhecer que a sua manutenção no sítio é um caminho seguro para a sustentabilidade dos sistemas (Burger & Pritchett, 1984; Vitousek *et al.*, 1989; Smethurst & Nambiar, 1990a, 1990b; Adams & Attiwill, 1991; Madeira, 1995), a disparidade de resultados decorrentes da fertilização é elevada (Madeira & Pereira, 1990/91; Cromer *et al.*, 1993).

Em Portugal, a área de eucaliptal está próxima do potencial ecológico da espécie (CESE, 1996), devendo os estudos que visem a reconversão e/ou o aumento da produtividade dos eucaliptais existentes,

constituir um carácter prioritário (DGF, 1998). É nessa perspectiva que se desenvolve o vertente estudo.

Nos sistemas florestais em fase de replantação é fundamental adequar a disponibilidade de N, que é elevada após o corte e diminui daí em diante, com as necessidades das plantas, que são assíncronas em relação a essa disponibilidade. A resposta a essa questão passa pela aplicação de técnicas culturais que imobilizem o N após o abate e o disponibilizem numa fase posterior da rotação. Assim, tem sido dado algum destaque (1) à gestão conjunta de resíduos de abate com diferente razão C/N, como é o caso da mistura de folhas com materiais lenhosos, em que os últimos manifestam elevada capacidade de reter o N libertado pelas primeiras, e (2) à incorporação dos resíduos no solo que, determinando maior disponibilidade de C, favorecem o desenvolvimento microbiano e, desta forma, a imobilização de N.

Para testar estas hipóteses instalou-se um sistema experimental em que se consideraram dois tratamentos: *um* em que os resíduos de abate foram mantidos na superfície do solo (S) e *outro* em que esses resíduos foram incorporados no solo por gradagem (I). *No primeiro caso* os resíduos de abate, funcionando como um *mulch*, também poderão diminuir a amplitude térmica do solo (Frazer *et al.*, 1990; Smethurst & Nambiar, 1990a, 1990b), criar condições mais propícias ao desenvolvimento radical das árvores (Farrell *et al.*, 1981), bem como à eficiência da utilização da água e dos nutrientes (Farrell, 1984; Smethurst & Nambiar, 1990a, 1990b). *Ao invés*, a incorporação dos resíduos permite um contacto mais íntimo entre estes e as partículas do solo, aumentando a sua área de exposição ao ataque e desenvolvimento microbiano (Holland & Coleman, 1987; Beare *et al.*, 1992); a superfície do solo, *a descoberto* durante algum tempo, poderá ter

efeitos diferentes dos anteriormente referidos, no que toca à temperatura e à humidade do solo (Griffin, 1972; Wardle, 1995).

O período experimental decorreu entre Outubro de 1997 e Outubro de 2002, apresentando-se no estudo vertente os resultados correspondentes aos dois primeiros anos da incubação.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área e sistema experimental

O sistema experimental foi instalado na região Centro de Portugal (39° 15' N, 8° 59' W; 119 m de altitude). A temperatura anual média (INMG, 1991) é de 15 °C, registando-se a temperatura média mensal máxima em Julho e Agosto (21,2 °C) e a mínima em Janeiro (9,3 °C). A precipitação média anual (INMG, 1991) é da ordem dos 700 mm, 75% da qual ocorre entre Novembro e Abril. O período entre Junho e Setembro é considerado seco (*sensu* Walter & Lieth, 1960). As temperaturas registadas ao longo do estudo foram semelhantes às do trinténio,

ao contrário da precipitação, que foi mais elevada em 1997 (1089 mm no ano; 621 no último trimestre) e em 1999 (828 mm), mas menor em 1998 (544 mm).

A área experimental assenta nas formações miocénicas correspondentes ao “complexo detrítico de Ota e de Alcoentre” (Zbyszewski *et al.*, 1966), sendo o seu relevo ondulado suave. Os solos, Arenossolos Dístricos (FAO, 1988) de perfil Ap-AC-C1-C2, foram caracterizados a partir da observação de 5 perfis. Apresentavam (Quadro 1) baixos teores de argila (44,7-87,8 g kg<sup>-1</sup>), variando a massa volúmica aparente entre 1,37 g cm<sup>-3</sup>, no horizonte Ap e 1,53 g cm<sup>-3</sup>, no horizonte AC. Os teores de C eram de 11,8 g kg<sup>-1</sup> no horizonte Ap, diminuindo para 0,9 g kg<sup>-1</sup> no horizonte C2. A capacidade de troca catiónica efectiva e a soma das bases de troca no horizonte Ap eram, respectivamente, de 1,45 e 0,77 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, decrescendo nos horizontes subjacentes. O pH variava entre 5,0, no horizonte Ap e 5,6, no horizonte C2. Os teores de P e de K extraíveis atingiam, respectivamente, 2,1 e 26 µg g<sup>-1</sup>, no horizonte Ap, e

QUADRO 1 – Massa volúmica aparente (MVA), concentração de elementos grosseiros (EG), teores de argila (AG), C orgânico, acidez de troca (Al<sub>T</sub>), P e K extraíveis (método de Egner-Riehm) e valores do pH, soma das bases de troca (SBT), capacidade de troca catiónica efectiva (CTCE) e grau de saturação em bases (GSB), dos solos da área experimental antes do início do estudo. Os resultados apresentados correspondem à média de cinco perfis

Prof. (cm)	Horiz.	MVA g cm <sup>-3</sup>	EG*	AG <sup>#</sup> g kg <sup>-1</sup>	C	pH (H <sub>2</sub> O)	SBT	Al <sub>T</sub>	CTCE	GSB %	Extraíveis	
											P (µg g <sup>-1</sup> )	K (µg g <sup>-1</sup> )
0-20	Ap	1,37	187	55,4	11,8	5,1	0,77	0,68	1,45	53,1	2,1	26
20-50	AC	1,53	164	50,6	5,0	5,4	0,40	0,53	0,93	43,0	1,5	40
50-90	C1	nd	203	87,8	2,1	5,4	0,42	0,63	1,05	39,0	nd	nd
90-160	C2	nd	135	44,7	0,9	5,6	0,38	0,36	0,74	51,3	nd	nd

CTCE - Capacidade de troca catiónica efectiva; \* - em relação à terra total; <sup>#</sup> - em relação à terra fina

1,5 e 40  $\mu\text{g g}^{-1}$ , no horizonte AC.

O sistema experimental foi instalado em Março de 1997 numa área anteriormente ocupada por *E. globulus* (12 anos no corte). Os tratamentos, instalados em Setembro de 1997, incluíram a manutenção dos resíduos de abate na superfície do solo (S) ou na sua incorporação, até 20-25 cm de profundidade, por gradagem (I). Foram delimitadas 24 parcelas, com uma área unitária média de 1800  $\text{m}^2$  (40  $\times$  45 m). Cada tratamento foi repetido 8 vezes, tendo a sua distribuição obedecido a um esquema completamente casualizado. A plantação decorreu em Novembro de 1997, segundo um compasso de 4  $\times$  2,5 m (cerca de 180 árvores por parcela). Após a plantação, cada árvore recebeu 150 g de um fertilizante com 14 % de  $\text{N-NH}_4 / \text{N-NO}_3$ , 36% de  $\text{P}_2\text{O}_5$  e 21% de  $\text{K}_2\text{O}$ . Foram igualmente distribuídos a lanço cerca de 7,2 kg de  $\text{P}_2\text{O}_5$  por parcela.

#### Decomposição dos resíduos de abate

A decomposição dos resíduos de abate foi estudada pela técnica dos sacos de decomposição (*litterbags*), segundo a metodologia referida em Swift *et al.* (1979) e Aber *et al.* (1990). O estudo incidiu sobre folhas, cascas, raminhos, de diâmetro <5 mm, e ramos de diâmetro entre 5 e 50 mm, cujas características iniciais são apresentadas no Quadro 4. A incubação dos resíduos teve lugar em Outubro de 1997. Os sacos foram colocados, aleatoriamente, em 5 das 8 parcelas de cada um dos tratamentos S e I. Em cada parcela foram consideradas duas sub-parcelas, dispondo-se, em cada uma delas, uma colecção de *litterbags*. O número de repetições de cada componente foi de 10, tendo os sacos sido dispostos na superfície do solo, no caso das parcelas do tratamento S, ou enterrados a 10-15 cm de profundidade, no caso das parcelas do tratamento I. As amostragens foram efectuadas trimes-

tralmente. Em cada amostragem foram, assim, colhidos 80 sacos (2 tratamentos  $\times$  4 componentes  $\times$  10 repetições).

A quantidade remanescente de N foi determinada a partir de amostras compostas, que resultaram da mistura das 10 repetições das diferentes componentes de abate.

O teor de cinza foi determinado pela incineração de 1 g de amostra a 450 °C, durante 6 horas. A determinação do N foi efectuada pelo método de Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982). As metodologias utilizadas na caracterização dos solos (Quadro 1) são descritas em Póvoas & Barral (1992).

A quantidade remanescente de matéria orgânica (peso isento de cinza) foi calculada individualmente pela razão, expressa em percentagem, entre o peso do material após cada período de incubação e o seu respectivo peso inicial. As taxas de decomposição dos resíduos foram determinadas a partir do cálculo da percentagem do peso remanescente, segundo o modelo de decomposição de Olson (1963), o qual assume que a decomposição segue uma curva exponencial negativa de forma  $X = X_0 \cdot \text{EXP}(-kt)$ , em que  $X_0$  representa o peso inicial das componentes orgânicas,  $t$  representa o tempo e  $k$  a constante de decomposição. A proporção de N remanescente foi calculada em percentagem, através do quociente entre o produto da massa e da concentração em N dos resíduos após cada período de incubação e o produto da massa e da concentração em N dos resíduos determinados inicialmente (Blair, 1988).

#### Modelação da dinâmica do N nos resíduos em decomposição

A dinâmica do N nos resíduos em decomposição foi estudada através das equações de Aber & Melillo (1982) e de Melillo *et al.* (1984). Os parâmetros considerados (Quadro 2) foram: (1) o teor de N no resíduo ( $N_c$ ,  $\text{g kg}^{-1}$ ) correspondente ao

QUADRO 2 – Equações de Aber & Melillo (1982) e Melillo *et al.* (1984) utilizadas no estudo da dinâmica do N e da massa dos resíduos, no ponto de máxima imobilização de N. Os parâmetros foram determinados através do cálculo do declive (m) e da ordenada na origem (b), obtidos a partir da relação linear inversa entre o peso remanescente (Pr) dos resíduos e o teor destes em N (i.e. através da expressão,  $Pr (\%) = b+mX$ )

Parâmetros	Equação
(1) Concentração de N, $N_c$ ( $g\ kg^{-1}$ )	$N_c = [b/(-2m)]$
(2) Peso remanescente, Pr (%)	$Pr = b \times 0,5$
(3) Máximo de N imobilizado, $N_{max}$ ( $g\ kg^{-1}$ )	$N_{max} = [b^2/(-4m) - 100N_0^{\#}] \times 0,01^*$
(4) N equivalente, $N_{eqv}$ ( $g\ kg^{-1}$ )	$N_{eqv} = N_{max} / (1-b \times 0,5 \times 0,01^*)$
(5) Tempo para atingir o $N_{max}$ , t (dias)	$t = \ln[(b/0,5) 0,01] / -k^{\S}$

#  $N_0$  – teor inicial de N; \* - os factores de conversão para calcular o  $N_{max}$  e o  $N_{eqv}$  foram alterados para que os valores de  $N_c$  fossem expressos em  $g\ kg^{-1}$  (ao invés do valor em %, das equações iniciais); § - taxa de decomposição dos resíduos ( $days^{-1}$ )

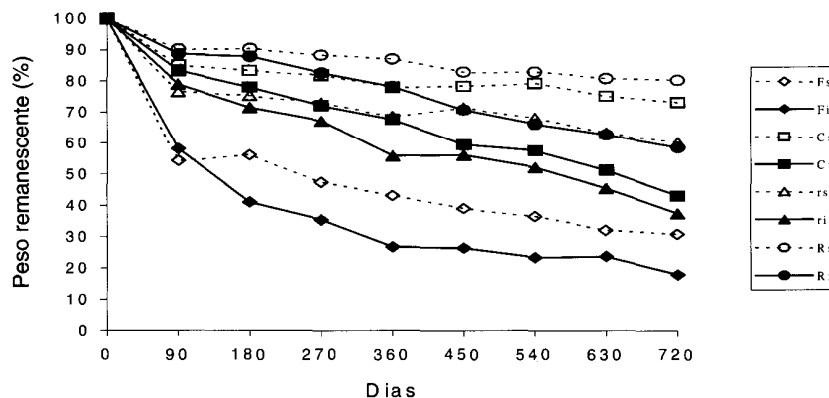
ponto de inflexão entre a imobilização e a mineralização de N, (2) o peso remanescente dos resíduos nesse ponto de inflexão (Pr, %), (3) o teor máximo de N imobilizado ( $N_{max}$ ,  $g\ N\ kg^{-1}$  de biomassa inicial), (4) o teor equivalente de N ( $N_{eqv}$ ,  $g\ N\ kg^{-1}$  de biomassa perdida) e (5) o tempo necessário para que o  $N_{max}$  (t, dias) seja atingido (i.e. a duração da fase de imobilização).

A fase de imobilização de N (ou o tempo necessário para se atingir o  $N_{max}$ ), foi obtida através da resolução da primeira equação do modelo de decomposição linear em ordem ao tempo, utilizando-se o peso remanescente dos resíduos na altura do  $N_{max}$  e os valores de k correspondentes à perda de peso destes (Quadro 3).

### Métodos estatísticos

A análise estatística dos resultados foi efectuada através do programa *Statistica for Windows 5,0 - Statsoft, Inc.* Considerou-se

como significativo o nível correspondente a 95% de confiança. Os efeitos do tempo e do modo de posicionamento dos resíduos no solo, quer na perda de peso e taxa de decomposição dos resíduos, quer na proporção remanescente de N, foram determinados, no primeiro caso, por análise de variância das regressões lineares ajustadas a esses parâmetros e, no segundo, pelo estudo do paralelismo dos modelos obtidos, considerando cada uma das componentes dos resíduos de abate. A comparação entre modelos foi efectuada através do teste-t de Student. O teste ANOVA (*One Way ANOVA*) foi efectuada, após certificação de que os resultados se ajustavam à curva de *Gauss* (teste Kolmogorov-Smirnov) e de que as variâncias entre os tratamentos eram semelhantes (teste de Levene Median). Nessas circunstâncias optou-se por efectuar um teste de Tukey (Tukey, HSD), para inferir se as diferenças entre tratamentos eram, para o nível considerado, significativas.



**Figura 1** – Peso remanescente dos resíduos de abate durante o período de estudo (F - folhas; C - cascas; r - raminhos; R - ramos; s - resíduos incubados na superfície do solo; i - resíduos incubados a 15 cm de profundidade)

## RESULTADOS

### Dinâmica do C

A composição química dos resíduos de abate, expressa pela concentração em nutrientes, e o seu posicionamento no solo condicionaram, de forma significativa, quer a perda de peso, quer a sua taxa de decomposição (Figura 1; Quadro 3). O padrão de decomposição dos resíduos foi semelhante em ambos os tratamentos, tendo o peso remanescente aumentado no sentido folhas < raminhos < cascas < ramos. À exceção da primeira amostragem, os resíduos incorporados no solo apresentaram perdas de peso, sistematicamente, mais elevadas do que os colocados na sua superfície.

Os resíduos incubados na superfície do solo (Figura 1; Quadro 3) apresentaram, após os primeiros 90 dias, uma perda de peso geralmente superior a mais de metade da observada no final do estudo, que foi cerca de 69% para as folhas, 40% para os raminhos, 27% para as cascas e 20% para os ramos. Observou-se também que a composição química dos resíduos teve um efeito determinante na sua decomposição; assim,

ao fim de 90 dias, o peso remanescente das folhas (54%) era já, por exemplo, inferior ao evidenciado no final do estudo pelas outras componentes (60% para os raminhos, 73% para as cascas e 80% para os ramos). Ao longo do estudo, a perda de peso das folhas e dos ramos foi progressiva, não se verificando diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre amostragens, durante o segundo ano de incubação (Quadro 3).

As taxas de decomposição (Olson, 1963) (Quadro 3) mais elevadas foram observadas nas folhas ( $0,59 \text{ ano}^{-1}$  em dois anos), tendo as menores ( $0,11 \text{ ano}^{-1}$  em dois anos) correspondido aos ramos. O posicionamento dos resíduos de abate no solo teve um efeito significativo na taxa de decomposição dos mesmos (Quadro 3), verificando-se que aqueles incorporados no solo apresentaram, no termo do estudo, valores de  $k$  em cerca de 1,5 (folhas), 2 (raminhos) e 2,6 (cascas e ramos) vezes superiores, aos determinados para os resíduos em decomposição na superfície do solo. O padrão de decomposição dos resíduos incorporados no solo foi mais regular (Quadro 3), o que se traduziu por melhores ajustamentos dos valores de  $k$  ao modelo de decomposição de

QUADRO 3 – Proporção do peso remanescente e taxa de decomposição anual (k) das folhas, raminhos, cascas e ramos, a decompor na superfície do solo (S) ou nele incorporado (I)

Resíduos de abate	Dias	Peso remanescente (%)		k (ano <sup>-1</sup> )		R <sup>2</sup> (modelo de Olson)	
		S	I	S	I	S	I
<i>Folhas</i>	360	43,28 <sup>a</sup> §	26,73 <sup>a</sup> §	-0,84 <sup>a</sup> #	-1,38 <sup>a</sup> #	0,76	0,95
	720	30,89 <sup>a</sup> §	17,94 <sup>a</sup> §	-0,59 <sup>a</sup> #	-0,89 <sup>a</sup> #	0,86	0,87
<i>Raminhos</i>	360	68,75 <sup>a</sup> §	55,89 <sup>a</sup> §	-0,37 <sup>a</sup>	-0,58 <sup>a</sup>	0,76	0,95
	720	60,35 <sup>b</sup> §	37,40 <sup>b</sup> §	-0,26 <sup>b</sup> #	-0,49 <sup>a</sup> #	0,79	0,96
<i>Cascas</i>	360	78,05 <sup>a</sup> §	67,65 <sup>a</sup> §	-0,23 <sup>a</sup>	-0,39 <sup>a</sup>	0,81	0,94
	720	73,30 <sup>a</sup> §	43,07 <sup>b</sup> §	-0,16 <sup>a</sup> #	-0,43 <sup>a</sup> #	0,78	0,97
<i>Ramos</i>	360	87,32 <sup>a</sup>	78,32 <sup>a</sup>	-0,13 <sup>a</sup>	-0,24 <sup>a</sup>	0,73	0,93
	720	80,47 <sup>b</sup> §	58,71 <sup>b</sup> §	-0,11 <sup>a</sup> #	-0,28 <sup>a</sup> #	0,89	0,98

Na mesma coluna e para o mesmo resíduo de abate, valores seguidos pela mesma letra, não diferem significativamente ( $p > 0,05$ ) pelo teste de Tukey. Na mesma linha, valores seguidos por § (peso remanescente) ou # ( $c^e$  de decomposição) diferem significativamente ( $p < 0,05$ ) pelo teste de Tukey

Olson ( $R^2$  de 0,87, 0,96, 0,97 e 0,98, respectivamente, para as folhas, raminhos, cascas e ramos incorporados no solo; 0,86, 0,79, 0,78 e 0,89, para os mesmos resíduos na superfície do solo).

#### Dinâmica do N

A concentração em N, bem como a sua proporção residual nos resíduos de abate, variou durante o período da incubação e dependeu, quer da natureza, quer da posição dos resíduos no solo (Quadro 4; Figura 2). A concentração em N (Quadro 4) aumentou generalizadamente ao longo da incubação, independentemente da natureza ou da posição dos resíduos no solo. Embora não se tenham verificado diferenças significativas, os resíduos incorporados no solo apresentaram, ainda assim, teores em N geral-

mente mais elevados do que os dos resíduos dispostos na superfície daquele. No final do estudo, a concentração de N aumentou de 11,74, 3,16, 1,66 e 1,90 mg g<sup>-1</sup> para 24,57, 8,48, 5,81 e 3,34 mg g<sup>-1</sup>, respectivamente, nas folhas, raminhos, cascas e ramos incorporados no solo; nos mesmos resíduos em decomposição sobre a superfície do solo aumentou para 19,13, 7,55, 3,21, 2,49 mg g<sup>-1</sup>.

As folhas e os raminhos apresentaram no primeiro ano de estudo um aumento bastante acentuado na concentração de N (Quadro 4), que foi cerca de 1,7 vezes, nas folhas, e entre 2,1 e 2,7 vezes, respectivamente, nos raminhos à superfície ou incorporados no solo. No segundo ano, os acréscimos passaram a ser graduais, parecendo terem atingido um *valor máximo* nas folhas colocadas na superfície e nos raminhos

QUADRO 4 – Concentração (mg g<sup>-1</sup>) de C e de N e razão C:N das folhas, raminhos, cascas e ramos em decomposição na superfície do solo (S) ou nele incorporado (I)

Resíduos de abate	Dias de incubação	Tratamento S			Tratamento I		
		C	N	C:N	C	N	C:N
<i>Folhas</i>	0	479	11,74	40	479	11,74	40
	360	404	19,75	20	375	20,59	18
	720	328	19,13	17	354	24,57	14
<i>Raminhos</i>	0	475	3,16	150	475	3,16	150
	360	459	6,56	70	427	8,50	50
	720	469	7,55	62	400	8,48	47
<i>Cascas</i>	0	477	1,66	288	477	1,66	288
	360	455	2,65	172	470	2,59	181
	720	461	3,21	143	443	5,81	76
<i>Ramos</i>	0	482	1,90	253	482	1,90	253
	360	481	1,91	251	481	2,52	190
	720	484	2,49	194	478	3,34	143

incorporados no solo. Esta tendência não foi observada nas cascas e nos ramos que apresentaram, à exceção dos primeiros quando incorporados, acréscimos progressivos e praticamente lineares durante todo o período de estudo.

O N remanescente (Figura 2) nas folhas apresentou um comportamento distinto das componentes lenhosas, observando-se, ao contrário destas, mineralização líquida de N ao longo do período considerado. Embora a liberação de N fosse semelhante nos dois tratamentos, verificou-se que as folhas incorporadas no solo apresentaram, na maior parte das amostragens, maior liberação de N do que aquelas dispostas na sua superfície. No final do estudo, as folhas incorporadas no solo apresentavam 28% do N inicial, ao passo que as localizadas na superfície mantinham 34%. Ao contrário das

folhas, os resíduos lenhosos apresentaram uma tendência para a imobilização de N, não obstante o seu padrão de variação ter sido bastante mais irregular.

O posicionamento dos resíduos no solo influenciou a taxa e a quantidade de N libertado para o solo (Quadro 5), que no final do estudo foi de 66 kg ha<sup>-1</sup>, no tratamento S e de 100 kg ha<sup>-1</sup>, no tratamento I. Em qualquer dos casos, as folhas funcionaram invariavelmente como fonte de N, o que não se verificou com os restantes resíduos, exceptuando os raminhos no tratamento I (segundo ano). Apesar do padrão geral ter sido semelhante, a liberação de N foi mais progressiva nas folhas dispostas na superfície do solo (62 e 43 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, no primeiro e segundo ano) do que a verificada para as folhas incorporadas (101 kg ha<sup>-1</sup> no primeiro ano e 14 kg ha<sup>-1</sup> no se-

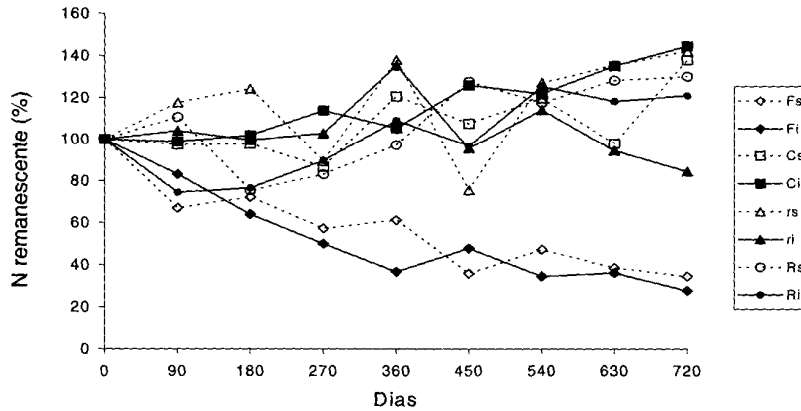


Figura 2 – Proporção remanescente de N nas folhas, raminhos, cascas e ramos ao longo do período de estudo. Os símbolos e os índices são os indicados na Figura 1

gundo). Como no período de estudo, a quantidade de N imobilizada nos resíduos lenhosos no tratamento S (38 kg ha<sup>-1</sup>) era cerca do dobro da verificada no tratamento I (22 kg ha<sup>-1</sup>), a variação anual de N no tratamento S foi, de certa forma idêntica, nos dois anos de estudo (respectivamente, 38 e 27 kg ha<sup>-1</sup> no primeiro e segundo ano), enquanto que o tratamento I libertou cerca de 80% do N durante o primeiro ano (i.e. 83 kg ha<sup>-1</sup>).

**Modelação da dinâmica do N nos resíduos em decomposição**

Os resíduos incorporados no solo (Quadro 6) apresentaram, de um modo geral, no *ponto* de máxima imobilização de N (N<sub>max</sub>), correspondente ao teor de N no resíduo a partir do qual se presume que a sua mineralização ocorra, uma quantidade mais elevada de massa remanescente. O teor correspondente ao ponto de imobilização máxi-

QUADRO 5 – Quantidade de N inicial (kg ha<sup>-1</sup>) e quantidade de N libertada (-) ou imobilizada (+), a partir dos resíduos de abate em decomposição à superfície do solo (S) ou nele incorporados (I)

Tratamentos	Período	Folhas	Cascas	Raminhos	Ramos	Total
Tratamento S	Inicial	160	39	41	21	261
	1º ano	-61,8	8,0	15,6	-0,6	-38,8 (14,8%)
	2º ano	-43,0	6,7	1,7	6,9	-27,7 (10,6%)
Tratamento I	Inicial	160	39	41	21	261
	1º ano	-101,3	2,1	14,5	1,9	-82,8 (31,7%)
	2º ano	-14,4	15,4	-20,9	2,5	-17,4 (6,7%)

QUADRO 6 – Taxas de decomposição (k) e parâmetros associados ao ponto de máxima imobilização de N para cada um dos resíduos (folhas, raminhos, cascas e ramos) e modalidades em estudo (superfície ou incorporado)

Resíduos de abate	Tratamentos	-k ( $\times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ )	Peso remanescente (%)	Tempo (dias)	$\text{N}_{\text{conc}}$ , $\text{N}_{\text{max}}^{\S}$ , $\text{N}_{\text{eqv}}^{\#}$ ( $\text{g kg}^{-1}$ )		
					$\text{N}_{\text{conc}}$	$\text{N}_{\text{max}}^{\S}$	$\text{N}_{\text{eqv}}^{\#}$
Folhas	Superfície	1,63	80,1	138	13,6	-	2,33
	Incorporadas	2,39	86,7	59	13,2	-	1,56
Raminhos	Superfície	0,70	52,2	929	8,97	1,52	1,51
	Incorporados	1,36	57,4	427	6,53	0,59	1,35
Cascas	Superfície	0,43	53,8	1442	4,65	0,84	0,77
	Incorporadas	1,17	53,2	371	4,36	0,66	0,78
Ramos	Superfície	0,30	53,8	2062	5,35	0,98	0,88
	Incorporados	0,74	58,1	732	3,57	0,18	0,79

$\S \text{N}_{\text{max}}$  – Máximo de N imobilizado por kg de biomassa inicial;  $\# \text{N}_{\text{eqv}}$  - Máximo de N imobilizado por kg de massa perdida

ma foi, invariavelmente, mais elevado nos resíduos à superfície, que necessitaram, também, de um período superior para o atingir (entre 2,3 e 2,1 vezes, respectivamente, nas folhas e nos raminhos e entre 3,9 e 2,8 vezes nas cascas e nos ramos). Os resíduos colocados na superfície do solo apresentaram maior quantidade de N imobilizado ( $\text{N}_{\text{max}}$ ), o que parece ser consentâneo com o facto de ser no tratamento I que os microorganismos parecem apresentar menor eficácia (no sentido de maior decomposição) na utilização do N (ou seja, é nestes resíduos que se verifica menor imobilização de N em relação ao peso de biomassa perdida " $\text{N}_{\text{eqv}}$ ").

## DISCUSSÃO

### Dinâmica do C

Dos estudos que se conhecem sobre a decomposição de resíduos de eucalipto em

condições mediterrânicas, podemos considerar que os resultados obtidos se enquadram, em geral, nos referidos por outros autores (Melillo *et al.*, 1982; McLaugherty *et al.*, 1985; Berg, 1986; Gallardo & Merino, 1993; Cortez, 1996). Jones *et al.* (1999) observaram, sob condições de textura de solo, humidade e temperatura bastante diferenciadas, que a perda de peso de resíduos de abate de eucalipto diminuiu como no caso vertente (folhas+cascas>raminhos>ramos), tendo sido igualmente mais elevada quando os resíduos foram incorporados no solo. Cortez (1996), por seu turno, obteve para folhas de eucalipto incubadas em povoamentos adultos da mesma espécie, taxas de decomposição de  $0,35 \text{ ano}^{-1}$ , ao fim de 21 meses; resultados semelhantes ( $0,37$  a  $0,42 \text{ ano}^{-1}$ ) foram obtidos por Ribeiro *et al.* (2002) para folhas de *E. globulus* com teores de N compreendidos entre 5,4 e 10,7  $\text{mg g}^{-1}$ . No caso vertente, a taxa de decom-

posição das folhas incubadas na superfície do solo foi, em igual período, de  $0,65 \text{ ano}^{-1}$ , o que é substancialmente mais elevado do que os anteriores. Embora se admita que parte dessa diferença possa ser devida à especificidade ecológica de cada local, a principal explicação deverá residir na composição química do substrato. Com efeito, enquanto o nosso estudo incidiu sobre folhas verdes que apresentavam uma razão C/N de 40, os de Cortez (1996) e de Ribeiro *et al.* (2002) incidiram sobre folhas senescentes cuja razão C/N era próxima de 80. Dada a correlação entre este parâmetro e a taxa de decomposição dos resíduos orgânicos (Berg & Staaf, 1980; Taylor *et al.*, 1991) não serão de estranhar as diferenças obtidas.

O padrão de decomposição obtido, caracterizado por uma fase inicial em que a taxa de decomposição foi rápida e acentuada, procedida de outra cuja decomposição foi lenta e progressiva, foi constatado, quer para *Eucalyptus* (Birk, 1979; O'Connell, 1987; Cortez, 1996; Jones *et al.*, 1999), quer para outras espécies florestais (Melillo *et al.*, 1982; McClaugherty *et al.*, 1985; Berg, 1986). A diminuição da taxa de decomposição ao longo do tempo deve-se, sobretudo, à perda por lixiviação e/ou mineralização dos compostos solúveis, processo que determina o aumento relativo do teor de substâncias recalcitrantes (lenhinas e polifenóis) que passam, então, a controlar a decomposição (Berg & Staaf, 1980). Assim se compreende, de resto, que entre os 630 e os 720 dias de incubação, os valores de  $k$  dos resíduos estudados tenham sido semelhantes (cerca de  $0,15 \text{ ano}^{-1}$ ) (Azevedo, 2000).

As diferenças observadas entre as taxas de decomposição dos diversos resíduos prendem-se, igualmente, com a composição química dos mesmos. O teor de N é um dos factores que mais fortemente limita a decomposição dos resíduos, já que dele de-

pende o crescimento e o *turnover* da população microbiana. No caso dos resíduos lenhosos, para além da elevada razão C/N, há ainda a considerar o efeito de blindagem provocado pela estrutura cristalina da celulose, pela lenhificação dos tecidos e pela existência de moléculas condensadas de taninos e de terpenos (Heal *et al.*, 1997). Não admira assim, que as folhas se tenham decomposto mais rapidamente do que as outras componentes. Os raminhos decompueram-se mais rapidamente do que os ramos, o que deverá estar correlacionado com a sua menor razão C/N e com o facto da sua maior superfície específica propiciar uma rápida colonização dos microorganismos, o que corrobora os resultados de Barber & Van Lear (1984) e Harmon *et al.* (1986).

As diferenças de microclimatologia ao nível da parcela devem, conforme foi constatado em estudos semelhantes (Christensen, 1986; Holland & Coleman, 1987; Beare *et al.*, 1992; Wardle, 1995), ter favorecido o desenvolvimento *preferencial* de certos biótipos. Assim, os resíduos incubados na superfície do solo estiveram sujeitos à acção da radiação solar directa e a ciclos alternados de humedecimento e secagem, o que terá favorecido o desenvolvimento de fungos, em detrimento das bactérias. Estas, por requerem películas capilares para a sua locomoção e necessitarem de um contacto mais íntimo com a fonte nutritiva terão encontrado, no interior do solo, condições mais propícias ao seu desenvolvimento (Holland & Coleman, 1987; Beare *et al.*, 1992). O predomínio de uma ou outra população de microorganismos é de grande importância para a taxa de decomposição dos resíduos orgânicos. As bactérias apresentam menor eficiência na utilização do C e uma velocidade de *turnover* acentuada, devendo, assim, favorecer a rápida decomposição dos resíduos (Adu & Oades, 1978).

Os fungos, pelo contrário, apresentam tempos de residência do C mais prolongados, sendo os seus tecidos também mais recalcitrantes (Mayaudon & Simonart, 1963; Kassim *et al.*, 1981). Neste caso, a conservação do C deverá estar, por isso, privilegiada (Douglas *et al.*, 1980; Holland & Coleman, 1987).

Outros resultados do estudo vertente são consentâneos com essa tendência. Com efeito, as determinações do C e do N microbiano nas camadas minerais dos solos dos respectivos tratamentos indicam teores em C microbiano similares entre tratamentos (127 e 131 mg C kg solo<sup>-1</sup>, respectivamente, nos tratamentos S e I) (Azevedo, 2000), enquanto o teor em N microbiano foi mais elevado no tratamento I (17 mg N kg solo<sup>-1</sup>) do que no tratamento S (9 mg N kg solo<sup>-1</sup>) (Azevedo, 2000). Assim, o tratamento I terá apresentado uma população microbiana cuja razão C/N foi cerca de metade (7,7) da observada no tratamento S (14,1). Como em condições de laboratório, Paul & Clark (1989) sugerem razões C/N na ordem de 4 a 15 para os fungos e de 3 a 5 para as bactérias, as quais poderão ser um pouco mais elevadas nos solos ácidos (Anderson & Domsch, 1980; Joergensen *et al.*, 1995), os nossos resultados corroboram, assim, a tendência referida, parecendo os resíduos à superfície serem sobretudo colonizados por fungos, enquanto que a incorporação dos resíduos favorecem o desenvolvimento de bactérias.

#### Dinâmica do N

Durante a decomposição dos resíduos, os fluxos de entrada ou de saída de N dependem do seu teor em N, da razão C:N e dos compostos lábeis e recalcitrantes, que se comportam, ao longo do processo, de uma forma independente (Prescott *et al.*, 1993). Assim, se no início da decomposição a

quantidade de N dos compostos lábeis for superior às necessidades dos microorganismos, verificar-se-á, independentemente do teor de N dos constituintes recalcitrantes, a sua libertação, que será tanto mais rápida quanto maior for a taxa de decomposição dos resíduos. A imobilização de N verificar-se-á sempre que a fracção lábil não apresentar o N necessário ao desenvolvimento microbiano. Quanto maior for o excesso ou a deficiência de N, mais rápida será a libertação ou a retenção deste. No início da decomposição, poderá ocorrer alguma lixiviação de N, que dependerá, para além da pool de compostos solúveis, do tempo que mediar entre o início e o fim da colonização dos resíduos (Barber & Van Lear, 1984).

O modelo exposto explica parte dos nossos resultados. Com efeito, as folhas apresentaram no início da incubação uma libertação intensa de N, que foi procedida de pequena variação até ao final do estudo. Este padrão sugere que a libertação de N coincidiu com a decomposição rápida dos compostos lábeis, tendo diminuído logo que, por esgotamento destes, se iniciou a decomposição dos materiais recalcitrantes, o que é consentâneo com as taxas de decomposição observadas durante o segundo ano de estudo. Aquele modelo também é corroborado pelo gradiente observado, quer na concentração, quer na proporção de N remanescente das folhas, cuja linearidade (durante o primeiro ano) é atribuída ao processo da mineralização (Swift *et al.*, 1979; Van Wesemael, 1993). O padrão de libertação de N das folhas, ainda que não apresentando uma fase de imobilização ao longo da incubação, parece enquadrar-se no conjunto dos resultados de Madeira (1986), O'Connell (1988), Madeira & Ribeiro (1995), Cortez (1996) e Ribeiro *et al.* (2002) para folhas de eucalipto senescentes. Estes autores verificaram que para o teor inicial de N de 4,1 mg g<sup>-1</sup>, 5,34 mg g<sup>-1</sup> e 8,05-10,71 mg g<sup>-1</sup>, a

dinâmica do N foi, respectivamente, de imobilização durante todo o período experimental (O'Connell, 1988), fraca lixiviação inicial seguida de imobilização (Cortez, 1996) e perdas acentuadas de N, com proporções remanescente, ao fim de dois anos, de 50-60 % do N inicial (Madeira & Ribeiro, 1995). À medida que o teor de N das folhas aumenta, o seu padrão de libertação aproxima-se do observado no estudo vertente. Este poderá, pois, constituir o extremo da *série* referida, já que, não só o teor de N das folhas era inicialmente mais elevado (11,75 mg g<sup>-1</sup>), mas também as folhas eram verdes e, por isso, com menor proporção de materiais recalcitrantes. Numa fase mais adiantada do processo, não será de excluir, como foi constatado por Ribeiro *et al.* (2002), para folhas de eucalipto, e por Christensen (1986), Prescott *et al.* (1993) e Schomberg *et al.* (1994), para outros tipos de resíduos, que após o início da decomposição dos tecidos estruturais o padrão de libertação se aproxime em todos os estudos, dado que a composição química dos tecidos estruturais, ao contrário da composição do citosol, é pouco variável.

A elevada razão C/N dos resíduos lenhosos, entre 150 (raminhos) e 288 (cascas) (Quadro 4), em correspondência com a menor proporção em compostos lábeis, determinou um padrão de dinâmica de N diferente do observado para as folhas. Com efeito, o N residual das cascas, dos ramos, bem como dos raminhos dispostos na superfície do solo, aumentou, em geral, com a perda de peso destas componentes (Figura 2). Dado que a imobilização de N é procedida da sua mineralização líquida (Berg & Staaf, 1981; Hart *et al.*, 1992), esta só virá a ocorrer numa fase mais adiantada da decomposição. Por seu turno, os raminhos incorporados no solo apresentaram mineralização líquida de N após 540 dias de estudo (Figura 2), o que deverá estar em correspondên-

cia com a sua elevada taxa de decomposição (a maior a seguir às folhas) e à forte diminuição da razão C:N, que atingiu o valor de 47 na fase final do estudo.

A gestão conjunta dos resíduos de abate terá favorecido os seguintes mecanismos:

- As folhas terão funcionado como principal fornecedor de N e de C orgânico lábil. Com efeito, a taxa de decomposição das folhas, em correspondência com paredes celulares pouco lenhificadas e uma constituição química do citosol à base de proteínas, aminoácidos e ácidos nucleicos, permitiu a rápida colonização pelos microorganismos. Nessas condições, o factor limitante terá sido a disponibilidade de C, razão pela qual as proteínas terão sido rapidamente hidrolisadas em aminoácidos, que por sua vez terão sido desaminados em oxo-ácidos. Enquanto os últimos terão constituído uma fonte de C para os microorganismos, o N, em excesso, terá ficado disponível no solo. Esta hipótese está, pelo menos em parte, em correspondência com os resultados do estudo vertente (Azevedo, 2000), em que se verificou um forte acréscimo do N mineral dos solos, cerca de 283%, nos 90 dias a seguir ao corte. Estes resultados constituem, aliás, o padrão genérico da dinâmica do N nos povoamentos em fase de replantação (Vitousek *et al.*, 1989; Smethurst & Nambiar, 1990a, 1990b).

Ao invés das folhas, os microorganismos terão encontrado nas *cascas*, *raminhos* e *ramos*, um excesso de C. Nesses resíduos, não só o N orgânico existia em menor proporção (Quadro 4), como estava mais protegido pela lenhina, que se apresentava em maior quantidade (Mengel, 1996). Embora a maioria dos microorganismos consiga decompor facilmente a celulose e a hemicelulose, o seu teor em N terá, todavia, constituído uma elevada limitação à sua decomposição. Nessas circunstâncias, os microorganismos terão recorrido ao N mineral do

solo, provocando-lhe uma depleção, cuja intensidade terá dependido, por um lado, da taxa de decomposição dos resíduos e, por outro, da razão C/N dos microorganismos decompositores. No estudo vertente (Azevedo, 2000), constatou-se que os resíduos do tratamento I determinaram maior libertação de N que o tratamento S (Figura 2, Quadro 5). Todavia, essa libertação não se traduziu num acréscimo do N mineral do solo, que foi menor nesse tratamento (Azevedo, 2000). Tais resultados estão em correspondência com os teores em N microbiano dos tratamentos do estudo que, como se referiu, foram cerca do dobro no tratamento I.

Os resultados corroboram, deste modo, as hipóteses formuladas na introdução sobre a efectividade das práticas culturais na conservação do N no sistema. Salienta-se, todavia, que a estratégia diferiu consoante os tratamentos. Com efeito, por serem sobretudo colonizados por fungos, bastante mais eficientes na transferência do N mineral dos solos (Heal *et al.*, 1997), a imobilização de N, via resíduos lenhosos, foi mais efectiva no tratamento S; por seu turno, a rápida decomposição a que os resíduos de abate ficaram sujeitos após incorporação, favoreceram o aparecimento de microorganismos mais exigentes em N, que, por essa via, o imobilizaram na biomassa.

#### **Modelação da dinâmica do N nos resíduos em decomposição**

Pelas equações de Aber & Melillo (1982) (Quadro 6), as folhas deviam iniciar a libertação de N assim que a concentração deste atingisse, no caso das colocadas à superfície,  $13,6 \text{ mg g}^{-1}$  (a que corresponderia 80,1% de massa remanescente) e, no caso das incorporadas,  $13,2 \text{ mg g}^{-1}$  (86,7% de massa remanescente). Assim, a razão C:N crítica (*sensu* Berg & Eckbohm, 1983) se-

ria, em ambos os casos, de 35 (considerando,  $C=479$  e  $N=13,6$  ou  $13,2$ ). O intervalo entre amostragens (90 dias) não permitiu a validação dos resultados, uma vez que, aquando da primeira amostragem todos os parâmetros referidos estavam já para lá dos valores calculados, o que, de certo modo, está de acordo com o tempo previsto para a libertação de N das folhas incorporadas, que era de 59 dias. Ainda assim, o tempo previsto para a libertação do N das folhas à superfície (138 dias) não coincidiu com os resultados observados (Figura 2). No entanto, tal situação deverá prender-se com o facto da constante de decomposição ( $k$ ) ter sido calculada para um período de 720 dias, o que, de modo algum, traduz a perda de peso dos primeiros 90, durante os quais terá ocorrido uma forte lixiviação dos compostos solúveis (Figura 1).

A razão C:N crítica para o início da mineralização de N nos raminhos (Quadro 6), seria de 73 para aqueles dispostos na superfície do solo e de 53 para os nele incorporados. Esta situação deveria verificar-se, pela mesma ordem, ao fim de 929 e 427 dias, altura em que a concentração de N deveria ser, respectivamente, de  $8,97$  e  $6,53 \text{ mg g}^{-1}$ . Estes resultados não estão totalmente em acordo com o observado (Figura 2; Quadro 4). Com efeito, embora aos 360 dias de incubação, os raminhos incorporados no solo apresentassem já uma concentração de N e razão C:N para lá dos valores calculados (respectivamente,  $8,5 \text{ mg g}^{-1}$  e 50), a mineralização deste só se viria a verificar cerca de 180 dias depois (Figura 2). Nos raminhos à superfície do solo, o padrão observado parece, aparentemente, estar de acordo com os valores calculados, que apenas determinam mineralização de N aos 929 dias. Em todo o caso, deve ser salientado o facto da mineralização do N ter ocorrido numa fase em que a razão C:N estava ainda acima dos valores críticos normalmente considera-

dos (C:N=20-30), o que vai de encontro a resultados de Berg & Eckbohm (1983), que obtiveram mineralização líquida de N em agulhas de pinheiro, quando a razão C:N destas era ainda elevada, de 63-109.

Não se observou libertação de N das cascas incorporadas no solo, durante a incubação (Figura 2; Quadro 4). Pelas equações de Aber & Melillo (1982), essa libertação deveria ter ocorrido à volta dos 540 dias, o que não nos parece sequer estar próximo de se verificar (Figura 2). Os ramos incorporados no solo apresentaram, todavia, melhor ajustamento. Com efeito, pelas equações de Aber & Melillo (1982) prevê-se libertação de N após 732 dias, quando a biomassa remanescente for da ordem de 58,1% (58,7% no final do estudo; Quadro 3) e os valores da concentração e da razão C:N forem, respectivamente, de 3,57 mg g<sup>-1</sup> e de 135 (3,34 mg g<sup>-1</sup> e 143, no final do estudo; Quadro 4). Ora, conforme foi referido, esta componente manifestou, a partir dos 540 dias, alguma tendência para a perda de N, não sendo, por isso, de excluir que esse padrão se traduza em mineralização líquida de N nas amostragens seguintes.

As cascas e os ramos dispostos à superfície do solo não mineralizaram N durante o período da incubação (a libertação ocorrida deveu-se sobretudo à lixiviação) e, pelo modelo em análise, não será de prever que isso aconteça antes de 1442 dias (cerca de 4 anos), no primeiro caso e de 2062 dias (cerca de 5,5 anos), no segundo. Aliás, verifica-se que tanto o peso remanescente (Quadro 3), como a concentração de N e a razão C:N (Quadro 4) estão ainda longe de ser atingidos.

### CONCLUSÕES

A composição química dos resíduos de abate e o seu posicionamento no solo influenciou, de forma significativa, a sua perda

de peso e taxa de decomposição. A gestão conjunta dos resíduos de abate constituiu uma prática eficaz e conservativa em relação à manutenção de N no sistema. A incorporação dos resíduos no solo determinou maior disponibilidade de C, que favoreceu o desenvolvimento da *pool* microbiana e, desta forma, a conservação do N no sistema edáfico. A previsão da libertação do N, a partir da aplicação de modelos matemáticos, não foi, para o período de estudo, conclusiva, sendo necessários estudos mais longos para permitir uma melhor compreensão da sua aplicabilidade aos resíduos considerados.

### AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pelo Programa PAMAF, Projecto 8003. Os autores agradecem à empresa Celbi, S.A., pela cedência da área experimental e o apoio prestado na instalação do ensaio e a todo o pessoal do Laboratório de Solos, do Instituto Superior de Agronomia, pelas análises efectuadas. O primeiro autor beneficiou de uma bolsa de estudos ao abrigo do Programa PRODEP.

### BIBLIOGRAFIA

- Aber, J. D. & Melillo, J. M. 1982. Nitrogen immobilization in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. *Can. J. Bot.*, **60**: 2263-2269.
- Aber, J. D., Melillo, J. M. & McLaugherty, C. A. 1990. Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics, and soil organic matter formation from initial fine litter chemistry in temperate forest ecosystems. *Can. J. Bot.*, **68**: 2201-2208.
- Adams, M. A. & Attiwill, P. M. 1991. Nutrient balance in forests of northern Tasmania. 2. Alteration of nutrient availability and soil-water chemistry as a result of logging, slash-burning and fertilizer application. *Plant Soil*, **44**: 115-131.

- Adu, J. K. & Oades, J. M. 1978. Utilization of organic materials in soil aggregates by bacteria and fungi. *Soil Biol. Biochem.*, **10**: 117-122.
- Anderson, J. & Domsch, K. H. 1980. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.*, **130**: 211-216.
- 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.
- Beare, M. H., Parmelee, R. W., Hendrix, P. F., Cheng, W., Coleman, D. C. & Crossley, D. A. 1992. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecol. Monogr.*, **62**: 569-591.
- Berg, B. 1986. Nutrient release from litter and humus in coniferous soils-a mini review. *Scand. J. For. Res.*, **1**: 359-369.
- Berg, B. & Ekbohm, G. 1983. Nitrogen immobilization in decomposing needle litter at variable carbon:nitrogen ratios. *Ecology*, **64**: 63-67.
- Berg, B. & Staaf, H. 1981. Leaching, accumulation, and release of nitrogen in decomposing forest litter. In T. Persson (ed) *Terrestrial Nitrogen Cycles: Processes, Ecosystem Strategies, and Management Impacts*. *Ecol. Bull.*, **33**: 163-178.
- Birk, E. M. 1979. Disappearance of overstorey and understorey litter in open eucalypt forest. *Aust. J. Ecol.*, **4**: 69-79.
- Blair, J. M. 1988. Nitrogen, sulphur and phosphorus in decomposing deciduous leaf litter in the southern Appalachians. *Soil. Biol. Biochem.*, **20**: 693-701.
- Bremner, J. & Mulvaney, C. 1982. Nitrogen - total. In A. Page, R. Miller & D. Keeney (eds) *Methods of Soil Analyses, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, pp. 595-624. ASA/SSSA, Madison, WI.
- Burger, J. A. & Pritchett, W. L. 1984. Effects of clearfelling and site preparation on nitrogen mineralization in a southern pine stand. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **48**: 1432-1437.
- CESE, 1996. *O Sector Florestal Português. Grupo de Trabalho Sobre o Sector Florestal*, Póvoa de Varzim, Portugal, 4-5 Outubro 1996.
- Christensen, B. T. 1986. Barley straw decomposition under field conditions: Effect of placement and initial N content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biol. Biochem.*, **18**: 523-529.
- Cortez, N. R. 1996. *Compartimentos e Ciclos de Nutrientes em Plantações de Eucalyptus globulus Labill. ssp. globulus e Pinus pinaster Aiton*. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Cromer, R. N., Cameron, D. M., Rance, S. J., Ryan, P. A. & Brown, M. 1993. Response to nutrients in *Eucalyptus grandis*. 1. Biomass accumulation. *For. Ecol. Manage.*, **62**: 211-230.
- DGF, 1998. *Plano de Desenvolvimento Sustentável da Floresta Portuguesa. Base para a Discussão Pública*. DGF, Lisboa.
- Douglas, C. L., Alimaras, R. R., Rasmussen, P. E., Ramig, R. E & Roager, N. C. 1980. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **44**: 833-837.
- FAO. 1988. FAO-UNESCO Soil Map of the World, Revised Legend, with corrections. *World Resources Report 60*, FAO, Rome (Reprinted as Technical Paper 20, ISRIC, Wageningen, 1994).
- Farrell, P. W. 1984. Radiata pine residue management and its implications for site productivity on sandy soils. *Aust. For.*, **47**: 95-102.
- Farrell, P. W., Flinn, D. W., Squire, R. O. & Craig, F. G. 1981. On the maintenance of productivity of radiata pine monocultures on sandy soils in south-east Australia. In *Proceedings of XVII IU-FRO World Congress*, Division 1: Forest Environment and Silviculture, pp. 117-128. *Kyoto, Japan*.
- Frazer, D. W., McColl, J. G. & Powers, R. F. 1990. Soil nitrogen mineralization in a clearcutting chronosequence in a Northern California conifer forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **54**: 1145-1152.
- Gallardo, A. & Merino, J. 1993. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of southwest Spain: influence of substrate quality. *Ecology*, **74**: 152-161.
- Göck, M. & Ottow, J. C. G. 1988. Effect of cellulose and straw incorporation in soil on total denitrification and nitrogen immobilization at initially aerobic and permanent anaerobic conditions. *Biol. Fertil. Soils*, **5**: 317-322.
- Griffin, D. M. 1972. *Ecology of Soil Fungi*. Syracuse University Press, Syracuse, New York.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Solins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkeenper, G. W., Cromach, K. & Cummins, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.*, **15**: 133-302.

- Hart, S. C., Firestone, M. K. & Paul, E. A. 1992. Decomposition and Nutrient Dynamics of Ponderosa Pine Needles in a Mediterranean-Type Climate. *Can. J. For. Res.*, **22**: 306-314.
- Heal, O. W., Anderson, J. M. & Swift, M. J. 1997. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. In G. Cadisch & K. E. Giller (eds) *Driven by Nature. Plant Litter Quality and Decomposition*, pp. 3-30. CAB International, Oxon.
- Holland, E. A. & Coleman, D. C. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology*, **68**: 425-433.
- INMG. 1991. Normais climatológicas da região de "Ribatejo e Oeste", correspondentes a 1951-1980. *O Clima de Portugal*, Fascículo XLIX, Volume 2 – 2ª Região. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa.
- Jones, H.E., Madeira, M., Herraes, L., Dighton, J., Fabião, A., Gonzales-Rio, F., Fernandez Marcos, M., Gomes, C., Tomé, M., Feith, H., Magalhães, M. C. & Howson, G. 1999. The effect of organic matter management of the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *For. Ecol. Manage.*, **122**: 73-86.
- Kassim, G., Martin, J. P. & Haider, K. 1981. Incorporation of a wide variety of organic substrate carbons into soil biomass as estimated by the fumigation procedure. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **45**: 1106-1112.
- Madeira, M. V. 1986. *Influência dos Povoamentos de Eucalipto (Eucalyptus globulus Labill.) no Solo, Comparativamente aos Povoamentos de Sobreiro (Quercus suber L.) e de Pinheiro (Pinus pinaster Ait.)*. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Madeira, M. V. 1995. Efeito das plantações de *Eucalyptus globulus* nas características do solo em condições mediterrânicas (Portugal). *Rev. Flor.*, **8** (1): 3-22.
- Madeira, M. & Pereira, J. S. 1990/91. Productivity, nutrient immobilization and soil chemical properties in *Eucalyptus globulus* plantation under different irrigation and fertilization regimes. *Water, Air Soil Poll.*, **54**: 621-634.
- Madeira, M. & Ribeiro, C. 1995. Influence of leaf litter type on the chemical evolution of a soil parent material (sandstone). *Biogeochemistry*, **29**: 43-58.
- Mayaudon, J. & Simonart, P. 1963. Humification des microorganismes marque par <sup>14</sup>C dans le sol. *Ann. Inst. Pasteur*, **105**: 257-266.
- McClagherty, C. A., Pastor, J., Aber, J. D. & Melillo, J. M. 1985. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamic and litter quality. *Ecology*, **59**: 266-275.
- Melillo, J. M., Aber, J. D. & Muratore, J. F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, **63**: 621-626.
- Melillo, J. M., Naiman, R. J., Aber, J. D. & Linkins, A. E. 1984. Factors controlling mass loss and nitrogen dynamics of plant litter decaying in northern streams. *Bull. Mar. Sci.*, **35**: 341-356.
- Mengel, K. 1996. Turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. *Plant Soil*, **181**: 83-93.
- Nambiar, E. K. S. 1996. Sustained productivity of forests is a continuing challenge to soil science. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **60**: 1629-1642.
- O'Connell, A. M. 1987. Litter dynamics in Karri (*Eucalyptus diversicolor*) forests of south-western Australia. *J. Ecol.*, **75**: 781-796.
- O'Connell, A. M. 1988. Nutrient dynamics in decomposing litter in Karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forests of south-western Australia. *J. Ecol.*, **76**: 1186-1203.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, **44**: 322-331.
- Paul, E. A. & Clark, F. E. 1989. *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, San Diego.
- Póvoas, I. & Barral, M. F. 1992. *Métodos de Análise de Solos*. Comunicações. Instituto de Investigação Científica e Tropical, Lisboa.
- Powers, R. F. & Morrison, I. K. 1996. Soil and sustainable forest productivity: a preamble. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **60**: 1613.
- Ribeiro, C., Madeira, M. & Araújo, C. 2002. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *For. Ecol. Manage.*, **171**: 31-41.
- Schomberg, H. H., Steiner, J. L. & Unger, P. W. 1994. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: Residue quality and water effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **58**: 372-381.
- Smethurst, P. J. & Nambiar, E. K. S. 1990a. Distribution of carbon and nutrients and fluxes of mineral nitrogen after clearfelling a *Pinus radiata* plantation. *Can. J. For. Res.*, **20**: 1490-1497.
- Smethurst, P. J. & Nambiar, E. K. S. 1990b. Effects of slash and litter management on fluxes of nitrogen and tree growth in a young *Pinus ra-*

- diata* plantation. *Can. J. For. Res.*, **20**: 1498-1507.
- Swift, M. J., Heal, O. W. & Anderson, J. M. 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Taylor, B. R., Prescott, C. E., Parsons, W. J. F. & Parkinson, D. 1991. Substrate control of litter decomposition in a 4 Rocky Mountain coniferous forests. *Can. J. Bot.*, **69**: 2242-2250.
- Van Wesemael, B. 1993. Litter decomposition and nutrient distribution in humus profiles in some mediterranean forests in southern Tuscany. *For. Ecol. Manage.*, **57**: 99-114.
- Vitousek, P. M., Matson, P. A. & Van Cleve, K. 1989. Nitrogen availability and nitrification during succession: Primary, secondary, and old-field seres. *Plant Soil*, **115**: 229-239
- Walter, H & Lieth, H. 1960. *Klimadiagramm – Weltatlas*. Jena, Fischer Verlag.
- Wardle, D. A. 1995. Impact of disturbance on detritus food-webs in agroecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Adv. Ecol. Res.*, **26**: 105-185.
- Zbyszewski, G., Ferreira, O., Manuppella, G. & Assunção, C. 1966. Notícia Explicativa da Folha 30-B – Bombarral da *Carta Geológica de Portugal na escala de 1/50000*. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.