

Fertilidade dos solos afectados por práticas de silvicultura intensiva. 2. Efeitos da gestão dos resíduos de abate e da sua composição química nas dinâmicas do P, Ca, Mg e K

Soil fertility affected by intensive silvicultural practices. 2. Effect of organic residues management and its chemical composition in the dynamic of P, Ca, Mg and K

A. Azevedo¹, M. Madeira², L. Hilário² & P. Marques²

RESUMO

Os efeitos da gestão dos resíduos de abate (folhas, cascas, raminhos e ramos) e da sua composição química nas dinâmicas do P, Ca, Mg e K, foram estudados em plantações de *Eucalyptus globulus*, instaladas em Arenossolos na região Centro de Portugal. Os tratamentos consistiram na redistribuição dos resíduos de abate na superfície do solo (S) e na sua incorporação por gradagem (I). A mobilidade dos nutrientes foi, de um modo geral, K>Mg>P>Ca, tendo este padrão sido verificado, quer em relação aos tratamentos, quer em relação às diferentes componentes dos resíduos de abate. No final do estudo, os resíduos dos tratamentos apresentavam uma proporção remanescente de P, Mg e K semelhante e que era, respectivamente, de 51, 27 e 10%. A proporção remanescente de Ca no tratamento S (63%) era, todavia, de cerca do dobro da do tratamento I. A libertação de P, Mg e K foi de, respectivamente, 8, 44 e 128 kg ha⁻¹, tendo no tratamento S ocorrido uma

libertação de Ca de cerca de 156 kg ha⁻¹. À excepção dos ramos e apenas no caso particular do P, todas as componentes de abate funcionaram como fonte de Ca, Mg e K. Os resultados sugerem que a calendarização do corte e a data de replantação das árvores deverá ser ponderada, o mesmo acontecendo com a fertilização nos primeiros anos de plantação, que não deverá trazer benefícios.

ABSTRACT

Effects of harvesting residue (leaves, bark, twigs and branches) management on nutrient release dynamics were assessed in a *Eucalyptus globulus* plantation installed in Central Portugal, in a site in which Arenossols was the predominant major soil grouping. The treatments were broadcast of harvesting residues on the soil surface (S), and incorporation into the soil through harrowing up to 20 cm depth (I). Nutrient mobility (K>Mg>P>Ca) was indifferent on treatments and on harvesting

¹ Escola Superior Agrária de Santarém, Sector de Geociências, Quinta do Galinheiro, Ap. 310. 2001-904 Santarém, e-mail: a_azevedo@esa-santarem.pt ² Inst. Sup. de Agronomia, Dep. de Ciências do Ambiente, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

residues components. After two years, the proportion of P, Mg and K left behind was respectively, 51, 27 and 10% of the initial. The proportion of Ca was greater in treatment S (63%) than in treatment I. Release of P, Mg and K reached 8, 44 and 128 kg ha⁻¹, respectively; release of Ca in treatment S was 156 kg ha⁻¹. Except branches (in the case of P) harvesting residues were a source of Ca, Mg and K. These results put the question about the opportunity of P, Ca, Mg and K fertilization, in the two first years of the plantation.

INTRODUÇÃO

Em condições mediterrânicas, a produção de *E. globulus* encontra-se sobretudo condicionada pela disponibilidade de água (Madeira *et al.*, 1995) e/ou pela *ciclagem* de nutrientes (Miller, 1981; Attiwill & Leeper, 1987), estimando-se que destes, mais de 80% sejam veiculados pela decomposição de folhas, cascas e ramos (Cole & Rapp, 1980) que, após senescência, chegam ao solo como *folhada*.

A transferência dos nutrientes para o solo dá-se, sobretudo, por intermédio da *lixiviação* e/ou da *mineralização* (Swift *et al.*, 1979; Heal *et al.*, 1997), estando a última em correspondência com as condições climáticas do sítio (Bunnell *et al.*, 1977; Meentemeyer, 1978), a *qualidade* dos resíduos orgânicos e o meio edáfico. Outros factores intervenientes respeitam ao *fraccionamento* dos resíduos (Swift *et al.*, 1979; Heal *et al.*, 1997), à função dos nutrientes, quer na planta, quer na população decompositora (Attiwill, 1968; Lousier & Parkinson, 1978; Blair, 1988b), e à possibilidade dos nutrientes serem fornecidos pelo solo, quando a sua concentração nos resíduos for insuficiente (Seastedt, 1984). No geral, os factores mencio-

nados determinam que a variação de nutrientes nos resíduos possa ir desde a sua libertação –superando mesmo a do C se o nutriente não estiver estruturalmente ligado, nem a sua concentração for limitante ao desenvolvimento microbiano– à situação inversa, isto é, à sua acumulação nos resíduos (Berg & Staaf, 1981).

Com a libertação dos nutrientes completa-se e inicia-se um novo *ciclo biológico* (Lousier & Parkinson, 1978); da sincronia entre essa libertação e as necessidades das plantas depende, sobretudo em solos pouco férteis, a produção e a sustentabilidade dos sistemas florestais (Miller, 1981; Attiwill & Leeper, 1987). Nos sistemas em fase de replantação, a acumulação dos resíduos decorrentes do abate das árvores provocam alterações ao nível da qualidade dos compostos orgânicos do solo e das condições químicas e físicas do meio, dado que o aumento da radiação solar na superfície do solo altera os regimes térmico e hídrico do mesmo (Raison *et al.*, 1986; Smethurst & Nambiar, 1990a). Nestas circunstâncias, são expectáveis impactos na densidade e na diversidade (Holland & Coleman, 1987) da população microbiana do solo (Gadgil & Gadgil, 1978; Swift *et al.*, 1979), o que terá reflexos no padrão de decomposição dos resíduos orgânicos. Embora na maioria dos estudos se tenha observado que a decomposição destes se acentua após o abate (Binkley, 1984; Smethurst & Nambiar, 1990a, 1990b; Taylor *et al.*, 1991), nalguns, porém, observou-se tendência oposta (Yin *et al.*, 1989; Cortina & Vallejo, 1994).

Em Portugal, as plantações de eucalipto ocorrem sobretudo em solos de fraca resiliência e baixo nível de fertilidade (Madeira, 1995). Nesses solos, a quantidade de nutrientes imobilizada nas camadas orgânicas e nos resíduos de abate pode atingir,

até 30 cm de profundidade, 69, 76, 63 e 55%, respectivamente, do P, Ca, Mg e K, existentes no sistema (Azevedo, 2000). Embora seja expectável que a produtividade dos sítios esteja dependente de práticas que mantenham os resíduos orgânicos no sítio, estudos sobre os efeitos desses resíduos nas características dos solos ou sobre as práticas culturais que mais se adequem às nossas condições ecológicas, são ainda escassos. Por isso, no presente estudo compararam-se os efeitos de duas modalidades de gestão dos resíduos de abate (i.e. folhas, cascas, raminhos e ramos) –colocação dos resíduos na superfície do solo ou enterramento destes a 15 cm de profundidade– na dinâmica de nutrientes. Esta dinâmica é estudada de forma a avaliar qual das modalidades melhor se adequa à sincronia entre a libertação de nutrientes e a necessidade destes pelas plantas.

O estudo decorreu entre Outubro de 1997 e Outubro de 2002, apresentando-se no presente trabalho os resultados correspondentes aos dois primeiros anos da incubação. Tendo os resultados da taxa de decomposição e da dinâmica do N sido já objecto de publicação (Azevedo *et al.*, em publicação), discutem-se, no presente, os resultados relativos às dinâmicas do P, Ca, Mg e K.

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 média anual (INMG, 1991) ronda os 15 °C e a precipitação média anual (INMG, 1991) é da ordem de 700 mm, 75% dos quais ocorrem entre Novembro e Abril. O

período entre Junho e Setembro é considerado seco (Walter & Lieth, 1960).

Os solos, Arenossolos Dísticos (FAO, 1988) de perfil Ap-AC-C1-C2, foram caracterizados a partir da observação de 5 perfis. Apresentavam baixos teores de argila (44,7-87,8 g kg⁻¹), variando a massa volúmica aparente entre 1,37 g cm⁻³, no horizonte Ap, e 1,53 g cm⁻³, no horizonte AC. Os teores de C orgânico eram de 11,8 g kg⁻¹ no horizonte Ap, diminuindo para 0,9 g kg⁻¹ na camada 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_c kg⁻¹, decrescendo nos horizontes e camadas subjacentes. O pH variava entre 5,0, no horizonte Ap, e 5,6, na camada C2. Os teores de P e de K extraíveis atingiam, respectivamente, 2,1 e 26 µg g⁻¹, no horizonte Ap, e 1,5 e 40 µg g⁻¹, no horizonte AC.

O sistema experimental foi instalado em Março de 1997 numa área anteriormente ocupada por uma plantação de *E. globulus*, com 12 anos quando se procedeu ao abate. Os tratamentos foram aplicados em Setembro de 1997 e consistiram na manutenção dos resíduos de abate na superfície do solo (S) ou na sua incorporação, até 20-25 cm de profundidade, por gradagem (I). Efectuou-se também um tratamento semelhante a I, mas em que se procedeu à sementeira de uma tremocilha (*Lupinus luteus*) (IL). Cada tratamento foi repetido 8 vezes, tendo, por isso, sido delimitadas 24 parcelas (40 × 45 m). A plantação decorreu em Novembro de 1997 e, respeitando a época “usual” de plantação, em Junho de 1998. Em cada data procedeu-se à plantação de metade das parcelas de cada tratamento (i.e. 4 parcelas). As árvores foram plantadas a um compasso de 4 × 2,5 m tendo, cada uma delas, recebido nessa altura 150 g de fertilizante com 14% de N-NH₄/N-NO₃, 36% de P₂O₅ e

21% de K_2O . Foram também aplicados, a lanço, cerca de 7,2 kg de P_2O_5 por parcela.

Decomposição dos resíduos de abate

A decomposição dos resíduos de abate foi estudada pela técnica dos *litterbags* (Swift *et al.*, 1979; Aber *et al.*, 1990), tendo o estudo incidido sobre folhas, cascas, raminhos (diâmetro <5 mm), e ramos de diâmetro entre 5 e 50 mm. A incubação dos resíduos teve lugar em Outubro de 1997, tendo os *litterbags* sido colocados, aleatoriamente, em 5 das 8 parcelas de cada um dos tratamentos S e I. Em cada parcela foram consideradas duas sub-parcelas, instalando-se, em cada uma delas, quatro coleções de 12 *litterbags*, com resíduos representativos de cada componente dos resíduos de abate. Os *litterbags* foram colocados 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 trimestralmente. Em cada amostragem foram colhidos 80 sacos (2 tratamentos \times 4 componentes \times 10 repetições).

A quantidade remanescente de P, Ca, Mg e K foi determinada através de amostras compostas, que resultaram da mistura das 10 repetições das diferentes componentes.

O teor de cinza foi determinado pela incineração de 1 g de amostra a 450 °C, durante 6 horas, tendo o P, Ca, Mg e K sido extraídos a partir da digestão nitro-perclórica da cinza. A determinação do P efectuou-se por colorimetria (Watanabe & Olsen, 1965), tendo as demais sido efectuadas por espectrofotometria de absorção atómica. As metodologias utilizadas na caracterização dos solos são as descritas em Póvoas & Barral (1992).

A proporção remanescente (em percentagem) de P, Ca, Mg e K foi calculada através do quociente entre o produto da massa e da concentração dos nutrientes dos resíduos após cada período de incubação e o produto da massa dos resíduos com a concentração dos nutrientes nos mesmos, determinadas inicialmente (Blair, 1988a).

Métodos estatísticos

A análise dos resultados efectuou-se através do programa *Statistica for Windows 5,0 - Statsoft, Inc*, tendo-se considerado como significativo o nível correspondente a 95% de confiança. Os efeitos do tempo e do posicionamento dos resíduos no solo foram estudados através do teste-*t* de Student. O teste ANOVA (*One Way ANOVA*) foi efectuado, 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 significativas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dinâmica do fósforo

A concentração e a proporção remanescente de P (Figura 1 a e b) variou com o período de estudo e com a natureza dos resíduos, não se verificando, porém, diferenças significativas entre os tratamentos ($p > 0,05$).

A concentração de P (Figura 1 a) aumentou de modo generalizado durante o primeiro ano de estudo, a que se seguiu um

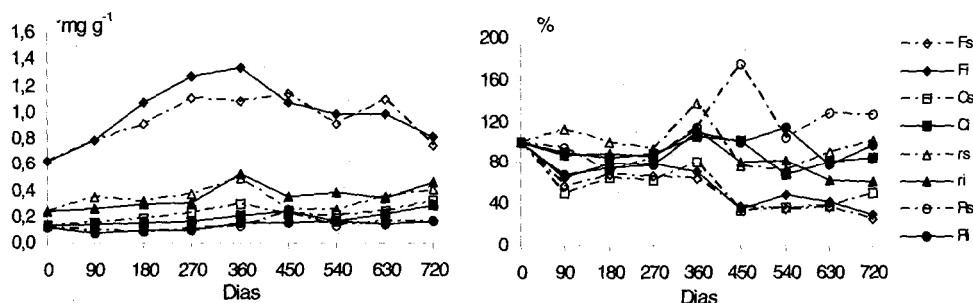


Figura 1 – Concentração (mg g^{-1}) (a) e proporção remanescente (%) (b) de P nas folhas, raminhos, cascas e ramos durante o período de estudo (F - folhas; C - cascas; r - raminhos; R - ramos; s - resíduos incubados na superfície do solo; i - resíduos incubados a 15 cm de profundidade)

decréscimo irregular ao longo do segundo. Este padrão foi observado em todas as componentes dos resíduo de abate. Assim, a concentração de P nas folhas, que era de $0,62 \text{ mg g}^{-1}$ no início do estudo, aumentou para cerca do dobro ao fim de 360 dias – $1,09 \text{ mg g}^{-1}$, nas folhas à superfície (FS), e $1,33 \text{ mg g}^{-1}$, nas folhas incorporadas (FI) – tendo, posteriormente, diminuído para $0,75 \text{ mg g}^{-1}$, nas FS, e $0,81 \text{ mg g}^{-1}$ nas FI. Em geral, as FI apresentaram maior concentração de P do que as FS.

O padrão de variação da concentração de P nos raminhos e nas cascas foi semelhante. No termo do primeiro ano, apresentavam uma concentração que era, aproximadamente, o dobro da inicial – os raminhos passaram de $0,24 \text{ mg g}^{-1}$ para $0,49 \text{ mg g}^{-1}$, na modalidade S, e para $0,53 \text{ mg g}^{-1}$, na I, enquanto as cascas passaram de $0,14 \text{ mg g}^{-1}$ para, pela mesma ordem, $0,30 \text{ mg g}^{-1}$ e $0,21 \text{ mg g}^{-1}$. No ano seguinte observou-se, até aos 540 dias, uma diminuição da concentração de P (Quadro 1), tendência essa que se inverteu daí em diante. Assim, os teores observados no final do estudo eram semelhantes aos determinados no termo do primeiro ano, com uma ligeira diminuição nos raminhos e

um ligeiro aumento nas cascas. Os ramos, por seu turno, caracterizaram-se por aumentos graduais durante todo o período da incubação. No final do estudo, os teores de P tinham variado de $0,12 \text{ mg g}^{-1}$, no início da incubação, para $0,16$ ou $0,17 \text{ mg g}^{-1}$, consoante os ramos estivessem, respectivamente, na superfície ou incorporados no solo.

As folhas e as cascas colocadas na superfície do solo apresentaram libertação líquida de P (Figura 1 b) durante a maior parte do estudo. As maiores perdas ocorreram nos primeiros 90 dias do primeiro ano (50% nas cascas à superfície e 43 ou 35%, respectivamente, nas FS ou FI) e do segundo ano, ao fim dos quais o P remanescente era apenas de 33% nas cascas e entre 35 e 38% nas folhas. Nos outros períodos, ou seja, entre os 90 e os 360 dias e entre os 450 e o final do estudo, não se verificou libertação de P, tendo, inclusivamente, ocorrido imobilização do mesmo. Foi, todavia, na última amostragem que as folhas apresentaram a menor proporção de P residual (25% nas FI e 29% nas FS). Embora os tratamentos não tenham influenciado significativamente a dinâmica do P, as folhas na superfície do solo libertaram-no em maior proporção.

Os raminhos incorporados no solo evidenciaram tendência para a libertação líquida de P (Figura 1 b). Pelo contrário, os raminhos colocados na superfície do solo, bem como os ramos, apresentaram um padrão que, embora indefinido, se traduziu no final pela imobilização líquida desse nutriente. No termo do estudo, a proporção de P remanescente era de 61 e 100%, respectivamente, nos raminhos e ramos incorporados, e de 102 e 126%, respectivamente, nos raminhos e ramos incubados

na superfície do solo. Não obstante a diferença observada no final do estudo, no termo dos primeiros 90 dias de decomposição, quase todas as componentes dos resíduos de abate apresentaram perdas substanciais de P, sobretudo as dispostas na superfície do solo.

Pelas funções metabólicas que o P desempenha, a sua libertação surge, em geral, associada à perda de peso dos resíduos orgânicos (Attiwill, 1968; Lousier & Parkinson, 1978; Cortina & Vallejo, 1994).

QUADRO 1 – Concentração (mg g^{-1}) de C e razão C:P, C:Ca e C:Mg 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	C:P	C:Ca	C:Mg	C	C:P	C:Ca	C:Mg
Folhas	0	479	771	48	460	479	771	48	460
	180	397	438	36	397	390	362	24	351
	360	404	370	36	434	375	281	22	243
	540	314	346	28	317	394	398	19	307
	720	328	440	30	325	354	439	17	270
Raminhos	0	475	2005	25	452	475	2005	25	452
	180	468	1458	28	472	465	1544	17	516
	360	459	936	11	340	427	810	9	294
	540	469	1836	30	732	459	1202	14	454
	720	469	1155	21	679	400	865	11	320
Cascas	0	477	3515	30	283	477	3501	30	283
	180	480	2543	45	615	473	3196	30	503
	360	455	1531	30	450	470	2212	21	470
	540	475	2296	40	545	469	2932	25	478
	720	461	1441	27	658	443	1571	11	301
Ramos	0	482	3955	46	719	482	3955	46	719
	180	492	5677	115	848	489	5045	80	740
	360	481	3709	83	728	481	3084	39	707
	540	479	3511	50	760	478	2951	37	783
	720	484	3028	60	864	478	2856	36	724

Por isso muitos autores têm obtido correlações lineares entre a perda de peso e a libertação de P (Lousier & Parkinson, 1978; Vitousek *et al.*, 1994; Ribeiro *et al.*, 2002), o que tanto é atribuído à sua lixiviação dos resíduos (Lousier & Parkinson, 1978; Cortina & Vallejo, 1994; Cortez, 1996) como à sua mineralização (Lousier & Parkinson, 1978; Edmonds, 1980; Staaf, 1980). Porém, Barsdate *et al.* (1974) não verificaram qualquer correlação entre os ciclos do P e do C; por seu turno, Gosz *et al.* (1973) sugerem que a ciclagem do P está sobretudo dependente da ciclagem de outros elementos, nomeadamente da do N.

No caso das folhas verificou-se uma correlação linear significativa entre a perda de peso e a libertação de P ($R^2=0,80$; $p<0,001$). Ainda assim, não foi no tratamento com maior taxa de decomposição (FI) que se observou maior libertação de P (Azevedo, 2000), sugerindo que essa libertação possa ter ocorrido por outro mecanismo, que não, exclusivamente, o da mineralização. Assim, a libertação do P deverá, pelo menos na fase inicial da decomposição, estar mais dependente da sua concentração na fracção lábil dos resíduos orgânicos do que da razão C:P. Os resultados obtidos parecem corroborar esta hipótese; com efeito, ao fim dos primeiros 90 dias, os resíduos de abate apresentaram, à excepção dos raminhos na superfície do solo, uma elevada perda de P (Figura 1 b), que coincidiu com um período de precipitação (513 mm) extremamente elevada (Azevedo, 2000).

A razão C:P (Quadro 1) dos resíduos lenhosos no início do estudo era de 2005, 3515 e 3955, respectivamente, nos raminhos, nas cascas e nos ramos. Segundo Lousier & Parkinson (1978), a mineralização líquida de P não deverá ocorrer enquanto a razão C:P não for da ordem de

230-300. Embora Edmonds (1980) e Staaf (1980) tenham verificado mineralização deste elemento para valores C:P superiores, será, ainda assim, pouco provável, conforme constatado por Van Wesemael (1993), que esta ocorra para os valores observados nos resíduos lenhosos. Assim, os resultados apontam para uma lixiviação inicial do P, comportamento, aliás, semelhante ao observado para o C e o N (Azevedo, 2000), o que, de resto, tem sido constatado, quer em estudos de laboratório (Cortina & Romanyá, 1992; Cortina & Vallejo, 1994), quer em estudos de campo (Baker & Attiwill, 1985; Baker *et al.*, 1990).

Os nossos resultados não indicam uma relação clara entre a libertação de P e a sua concentração inicial, pois, quer as cascas à superfície, quer os ramos incorporados, não obstante as baixas concentrações de P que evidenciavam (cerca de $0,13 \text{ mg g}^{-1}$) (Azevedo, 2000), apresentaram perdas de P proporcionalmente muito próximas das observadas para as folhas ($0,62 \text{ mg g}^{-1}$). Semelhante tendência foi observada por Magalhães (2000), que verificou perda de P por lixiviação, independentemente da natureza e do teor em P dos resíduos. O último aspecto parece não ser, todavia, corroborado por outros autores, que observaram correlações estreitas entre a concentração inicial e a perda de P dos resíduos (Lousier & Parkinson, 1978; Vitousek *et al.*, 1994; Ribeiro *et al.*, 2002). Noutros trabalhos porém, não foi detectada qualquer lixiviação de P em todo o processo de decomposição (Gosz *et al.*, 1973; O'Connell, 1988).

Dinâmica do cálcio

A concentração e o Ca remanescente dos resíduos de abate (Figura 2 a e b) variaram com o tempo de estudo e o posicionamento destes no solo. Não se

verificaram, porém, diferenças significativas entre os tratamentos ($p > 0,05$).

A variação da concentração em Ca (Figura 2 a; Quadro 1) nos resíduos localizados na superfície do solo, foi reduzida. No final do estudo, a concentração nas folhas, raminhos e cascas tinha aumentado cerca de 10%; nos ramos, pelo contrário, diminuiu cerca de 20%. O acréscimo nos resíduos incorporados no solo foi muito mais acentuado, podendo atingir mais de 100%. No termo do estudo, no caso dos resíduos incorporados, o teor de Ca tinha aumentado de 9,92, 18,53, 15,51 e 10,27 mg g^{-1} , respectivamente, nas folhas, raminhos, cascas e ramos, para 20,54, 35,89, 40,41 e 13,02 mg g^{-1} . Estes valores, para os resíduos colocados na superfície do solo, foram 10,87, 17,03, 21,62 e 8,05 mg g^{-1} .

De um modo geral, os resíduos de abate libertaram Ca (Figura 2 b). Embora de forma menos pronunciada do que a concentração, a libertação de Ca dependeu do posicionamento dos resíduos no solo. Conforme referido para o P, a libertação de Ca, no final dos primeiros 90 dias, foi bastante elevada, ultrapassando mesmo a de P, nos ramos e nas cascas incorporadas. Após esse período, o Ca remanescente variou

entre 51% nas FS e 83% nos ramos incorporados. Dos 90 aos 450 dias, as folhas libertaram, de um modo geral, Ca, estabilizando daí em diante a quantidade remanescente.

Os raminhos e as cascas apresentaram, entre os 90 dias e o final da incubação, um padrão muito heterogêneo, em que os picos de imobilização/libertação quase se sucederam. Ainda assim, observou-se nos raminhos, a partir dos 360 dias, tendência para a libertação de Ca. Esta, no caso dos ramos, efectuou-se de uma forma quase linear até aos 180 dias, altura em que estes apresentaram a menor proporção remanescente do estudo (34% nos ramos à superfície e 66% nos ramos incorporados). Daí até aos 630 dias, verificou-se uma tendência nítida para a imobilização de Ca, ao que se seguiu libertação líquida na amostragem seguinte.

À excepção dos raminhos, os resíduos incubados na superfície do solo libertaram mais Ca do que os nele incorporados (Figura 2 b). No final da incubação, a proporção remanescente nos primeiros, era de 23, 69, 78, 71%, respectivamente, para as folhas, raminhos, cascas e ramos; no caso destes terem sido incorporados, a proporção foi de 47, 61, 107 e 91%.

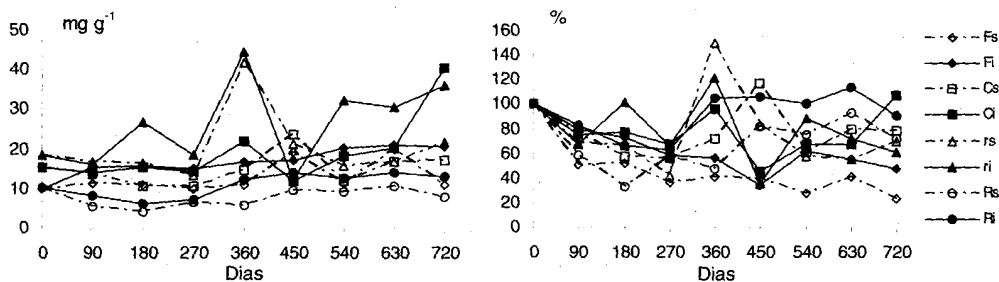


Figura 2 – Concentração (mg g^{-1}) (a) e proporção remanescente (%) (b) de Ca nas folhas, raminhos, cascas e ramos ao longo do período de estudo. Os símbolos e os índices são os indicados na Figura 1

Pelas funções metabólicas que o Ca desempenha, alguns autores consideram-no pouco susceptível à lixiviação (Attiwill, 1968; Gosz *et al.*, 1973). Assim, a libertação do Ca deverá efectuar-se sobretudo por processos bióticos (Blair, 1988a), o que de resto é corroborado pelos estudos de Gosz *et al.* (1973) e Staaf & Berg (1982), em que foi observada uma correlação significativa entre a taxa de decomposição e a de libertação do Ca. Outros autores, porém, observaram imobilização líquida de Ca durante a decomposição, o que tanto se atribui a causas biológicas, provocadas pela deficiência de Ca nos resíduos (Baker *et al.*, 1990; Cortina & Vallejo, 1994) e pela formação de oxalato de cálcio por acção de alguns fungos (Cromack *et al.*, 1975), como a causas não biológicas devidas a contaminações diversas, como sejam, a precipitação, o nevoeiro e a deposição seca (Cortez, 1996) e, ainda, ao próprio solo (Weber, 1987; Hart *et al.*, 1992).

Apenas as folhas apresentaram uma correlação linear significativa entre a perda de peso e a libertação de Ca ($R^2=0,55$; $p<0,001$). Ainda assim, verificou-se através da razão C:Ca (Quadro 1) que, durante a maior parte da incubação, as taxas de libertação de C e de Ca foram, à excepção dos ramos colocados na superfície do solo, de certa forma, semelhantes. Com efeito, se excluirmos a fase inicial em que a lixiviação/mineralização de Ca foi intensa (Figura 2 b) e provocou oscilações bruscas na razão C:Ca (Quadro 1), a partir dos 180 dias esta razão manteve-se pouco variável, na maioria dos resíduos e na maior parte das amostragens, sugerindo que, após a fase inicial, a libertação do Ca, à semelhança do C, se efectua, principalmente pela mineralização dos resíduos.

Dinâmica do magnésio

A concentração e a proporção de Mg remanescente variaram, tal como observado para o P e o Ca, com o tempo de incubação e a natureza dos resíduos (Figura 3 a e b). Também neste caso não se observaram diferenças significativas entre os tratamentos ($p>0,05$), não obstante se terem verificado diferenças apreciáveis da concentração de Mg, consoante a posição dos resíduos.

Nos resíduos colocados na superfície do solo (Figura 3 a), a concentração em Mg tendeu a diminuir com o período de incubação (para menos de metade no caso das cascas). Os resíduos incorporados apresentaram um comportamento algo irregular, apresentando inclusive aumento desse teor, no caso das folhas e dos raminhos. No final do estudo (Figura 3 a), a concentração de Mg nos resíduos colocados na superfície do solo tinha diminuído de 1,04, 1,05, 1,68 e 0,67 mg g⁻¹, respectivamente, nas folhas, raminhos, cascas e ramos, para 1,01, 0,69, 0,70 e 0,56 mg g⁻¹. Nos resíduos incorporados, essa concentração aumentou para 1,31 mg g⁻¹ nas folhas e 1,25 mg g⁻¹ nos raminhos; pelo contrário, diminuiu ligeiramente nas cascas e nos ramos (respectivamente, 1,47 e 0,66 mg g⁻¹).

Estes resultados corroboram os de O'Connel (1988), Cortez (1996) e Ribeiro *et al.* (2002), que verificaram grande similitude entre os teores de Mg nas folhas no início e no final da incubação. No entanto, quer Cortez (1996), quer Ribeiro *et al.* (2002) observaram decréscimos acentuados do teor em Mg nos primeiros 90 dias, o que não se verificou no presente estudo. Tais diferenças poderão, segundo Blair (1988a), dever-se às diferenças no teor inicial de Mg nos resíduos, que nesses estudos era cerca do dobro do nosso. Esta

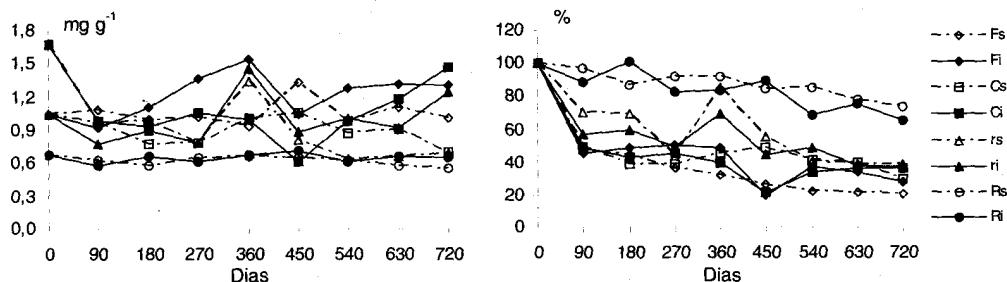


Figura 3 – Concentração (mg g^{-1}) (a) e proporção remanescente (%) (b) de Mg nas folhas, raminhos, cascas e ramos ao longo do período de estudo. Os símbolos e os índices são os indicados na Figura 1

hipótese não corrobora os resultados de Van Wesemael (1993) que, em folhas de várias espécies florestais não verificou qualquer correlação entre a variação da concentração em Mg e a sua concentração inicial.

Os resultados respeitantes aos resíduos lenhosos corroboram os reportados por Barber & Van Lear (1984), para ramos de *Pinus taeda*, ou por Magalhães (2000), para ramos de eucalipto, tendo, em qualquer dos casos, o teor de Mg diminuído com o período de incubação. Os resultados de Magalhães (2000) também sugerem que o teor de Mg nos resíduos à superfície atinge menores valores do que nos resíduos incorporados, sugerindo, conforme foi observado para o Ca, que os últimos podem constituir um reservatório de Mg.

A proporção de Mg remanescente (Figura 3 b) indicou que os resíduos de abate apresentaram tendência para a mineralização líquida deste nutriente. No termo do estudo, as folhas e as cascas à superfície libertaram mais Mg do que as mesmas incorporadas no solo, verificando-se o inverso para os raminhos e os ramos. Constatou-se, ainda assim, uma grande similitude entre os tratamentos, com as folhas, os raminhos, as cascas e os ramos a apresentar no final do estudo, consoante

tivessem sido colocados na superfície ou incorporados no solo, uma proporção de Mg remanescente, respectivamente, entre 20 e 28%, 30 e 36%, 39 e 37% e 74 e 65%. Salienta-se, porém, que apenas nos ramos se observou uma libertação gradual de Mg, verificando-se nas demais componentes uma perda acentuada nos primeiros 90 dias do estudo, atingindo 50% nos raminhos incorporados e 80% nas cascas à superfície.

O padrão observado corrobora os resultados obtidos para resíduos de eucalipto (Cortez, 1996; Ribeiro *et al.*, 2002) e para resíduos de outras espécies florestais (Blair, 1988a; Baker *et al.*, 1990). O decréscimo de Mg observado no início do estudo não constitui, porém, a regra (Lousier & Parkinson, 1978; Van Wesemael, 1993; Cortina & Vallejo, 1994). Attiwill (1968), por exemplo, constatou uma estreita correlação entre libertação de Mg e a libertação de Ca ou a perda de peso dos resíduos. Wood (1974), ao invés, não encontrou qualquer correlação entre a perda de peso e a libertação de Mg. Gosz *et al.* (1973) sugerem que a libertação do Mg é mais parecida com a do K, enquanto que Lousier & Parkinson (1978) verificaram que o P era nutriente cujo padrão de libertação se assemelhava mais ao do Mg.

A libertação de Mg correlacionou-se significativamente com a perda de peso das folhas ($R^2=0,75$, $p<0,001$), dos raminhos ($R^2=0,60$, $p<0,001$), das cascas ($R^2=0,53$, $p<0,001$) e dos ramos ($R^2=0,71$, $p<0,001$).

Dinâmica do potássio

A concentração e a proporção remanescente de K (Figura 4 a e b) variaram com o período de estudo, observando-se uma grande similitude entre tratamentos e entre as diferentes componentes dos resíduos de abate. Tanto a concentração como a proporção remanescente de K diminuíram fortemente nos primeiros 90 dias (Figura 4 a e b), atingindo valores já próximos dos observados no final da incubação; as folhas tinham libertado cerca de 97% do K, enquanto os raminhos e cascas, apresentavam perdas da ordem dos 94 e 96%. A menor libertação ocorreu nos ramos, tendo, ainda assim, atingido cerca de 80% da quantidade inicial. Resultados de índole semelhante foram observados, quer para resíduos de eucalipto (O'Connell, 1988; Cortez, 1996; Ribeiro *et al.*, 2002), quer para resíduos de outras espécies florestais (Gosz *et al.*, 1973;

Lousier & Parkinson, 1978; Blair, 1988b; Cortina & Vallejo, 1994).

Dado o K não estar estruturalmente ligado (Marschner, 1995), apresenta elevada mobilidade nas plantas, podendo a sua libertação dos resíduos ser expressa por um modelo exponencial negativo (Will *et al.*, 1983; Berg & Staaf, 1987; Weber, 1987), no qual a fase linear (Figura 4 b) corresponde às perdas por lixiviação e a fase assintótica às perdas por mineralização. Embora este modelo se adapte, em geral, aos nossos resultados, de um ponto de vista estatístico, apenas se verificou uma correlação significativa ($p<0,05$) para as folhas e para os ramos, durante o primeiro ano do estudo. A falta de ajustamento para as outras componentes, assim como para as folhas quando reportadas aos 720 dias da incubação, deverá estar em correspondência com a imobilização de K que se observou entre os 180 e os 360 dias nas folhas, raminhos e cascas e, a partir dos 270, nos ramos. Aliás, essa imobilização tem sido também observada por outros autores (Gosz *et al.*, 1973; Lousier & Parkinson, 1978) e está, em geral, relacionada com disponibilidade do K no solo ou nas camadas orgânicas do mesmo (Cortina & Vallejo, 1994). Sublinhe-se, porém, que o

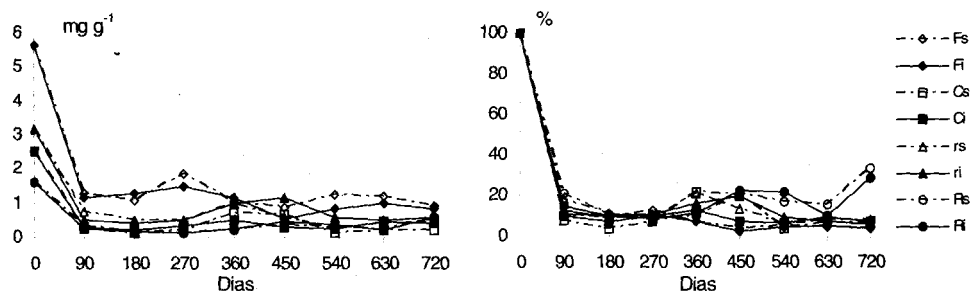


Figura 4 – Concentração (mg g^{-1}) (a) e proporção remanescente (%) (b) do K nas folhas, raminhos, cascas e ramos ao longo do período de estudo. Os símbolos e os índices são os indicados na Figura 1.

acréscimo de K nos resíduos poderá ter ocorrido também pela contaminação destes por partículas de solo ou a partir da própria deposição atmosférica deste elemento.

CONCLUSÕES

O posicionamento dos resíduos de abate no solo não influenciou significativamente a liberação de P, Mg e K, que foi de, respectivamente, 8, 44 e 128 kg ha⁻¹. A liberação de Ca no tratamento S, 156 kg ha⁻¹, foi, contudo, de cerca do dobro da ocorrida no tratamento I. A liberação de P, Ca, Mg e K, efectuou-se, em ambos os tratamentos, em estreita correlação com as condições climatológicas, tendo, por isso, sido muito elevada nos primeiros 3 meses de estudo. À excepção do que se constatou para os resíduos lenhosos, que constituíram um reservatório de P, a incorporação dos resíduos de abate no solo não constituíram uma prática eficaz no que respeitou à adequação entre a liberação de nutrientes e a necessidade destes pelas plantas.

Os resultados obtidos colocam assim em evidência, por um lado, a adequação da calendarização do corte e da replantação do povoamento, que, contrariamente ao que é usual, deverá ser antecipada para o período após o abate e, por outro, que a prática da fertilização em P, Ca, Mg e K, nos dois primeiros anos a seguir à plantação não terá benefícios.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pelo Programa PAMAF, Projecto 8003. Os autores agradecem à empresa Celbi, S.A., a cedência da área experimental e o apoio

dispensado na instalação do ensaio e ao pessoal do Laboratório de Solos do Instituto Superior de Agronomia, o processamento analítico das amostras. O primeiro autor beneficiou de uma bolsa de estudos ao abrigo do Programa PRODEP.

BIBLIOGRAFIA

- 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.
- Attiwill, P.M. 1968. The loss of elements from decomposing litter. *Ecology*, **49**: 142-145.
- Attiwill, P.M. & Leeper, G.W. 1987. *Forest Soils and Nutrient Cycles*. Melbourne University Press, Carlton, Australia.
- Azevedo, A.A. 2000. *Estudo da Dinâmica do Azoto e do Carbono em Plantações Florestais Intensivas*. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Azevedo, A., Madeira, M., Hilário, L. & Marques, P. 2004. Fertilidade dos 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. *Revista das Ciências Agrárias*, **XXVI** (1/4): 327-344.
- 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.
- Baker, T.G. & Attiwill, P.M. 1985. Loss of organic matter and elements from decomposing litter of *Eucalyptus obliqua* l'Hérit. and *Pinus radiata* D. Don. *Aust. For. Res.*, **15**: 309-319.
- Baker, T.G., Dick, W.J., Barton, P.G., Oliver, G.R. & Nicholson, G. 1990. Effect of irrigation with sewage effluent on decomposition of litter in *Pinus radiata* forests. *For. Ecol. Manag.*, **31**: 205-214.
- Barsdate, R.J., Prentki, R.T. & Fenchel, T. 1974. Phosphorus cycle of model ecosystems: significance for decomposer food

- chains and effect of bacterial grazers. *Oikos*, **25**: 239-251.
- 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.
- Berg, B. & Staaf, H. 1987. Release of nutrients from decomposing white birch leaves and Scots pine needle litter. *Pedobiologia*, **30**: 55-63.
- Binkley, D. 1984. Does forest removal increase rates of decomposition and nitrogen release? *For. Ecol. Manag.*, **8**: 229-233.
- Blair, J.M. 1988a. Nutrient release from decomposing foliar litter of three tree species with special reference to calcium, magnesium and potassium dynamics. *Plant Soil*, **110**: 49-55.
- Blair, J.M. 1988b. Nitrogen, sulphur and phosphorus in decomposing deciduous leaf litter in the southern Appalachians. *Soil. Biol. Biochem.*, **20**: 693-701.
- Bunnell, F.I., Tait, D.E.N., Flanagan, P.W. & Van Cleve, K. 1977. Microbial respiration and substrate weight loss. I. A general model of the influences of abiotic variables. *Soil. Biol. Biochem.*, **9**: 33-40.
- Cole, D.W. & Rapp, M.R. 1980. Elemental cycling in forest ecosystems. In D. Reichle (ed) *Dynamic Properties of Forest Ecosystems*, pp. 341-409. IBP Univ. Press, Synthesis Volume 23, Cambridge.
- Cortez, N.R. 1996. *Compartimentos e Ciclos de Nutrientes em Plantações de Eucalyptus globulus Labill. ssp. globulus e Pinus pinaster Aiton*. Tese de Doutorado. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Cortina, J. & Romanyà, J. 1992. Nutrient transfer from forest floor to mineral soil in a *Pinus radiata* D. Don. stand. In A. Teller, P. Mathy. & J.N.R. Jeffers (eds) *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*, pp. 767-768. Elsevier Applied Science, London.
- Cortina, J. & Vallejo, V.R. 1994. Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation. *For. Ecol. Manag.*, **70**: 299-310.
- Cromack, K., Todd, R.L. & Monk, C.D. 1975. Patterns of basidiomycete nutrient accumulation in coniferous and deciduous forest litter. *Soil Biol. Biochem.*, **7**: 265-268.
- Edmonds, L.R. 1980. Litter decomposition and nutrient release in Douglas-fir, red alder, western hemlock and Pacific silver fir ecosystems in western Washington. *Can. J. For. Res.*, **10**: 327-337.
- 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).
- Gadgil, R.L. & Gadgil, P.D. 1978. Influence of clearfelling on decomposition of *Pinus radiata* litter. *N. Z. J. For. Sci.*, **8**: 213-224.
- Gosz, J.R., Likens, G.E. & Bormann, F.H. 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook forest. New Hampshire. *Ecol. Monogr.*, **43**: 173-191.
- 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. Normas 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.
- Lousier, J.D. & Parkinson, D. 1978. Chemical element dynamics in decomposing leaf litter. *Can. J. Bot.*, **56**: 2795-2812.
- Madeira, M.V. 1995. Efeito das plantações de *Eucalyptus globulus* nas características do

- solo em condições mediterrânicas (Portugal). *Rev. Flor.*, **8** (1): 3-22.
- Magalhães, M.C. 2000. *Efeitos de Técnicas de Preparação do Solo e Gestão dos Resíduos Orgânicos em Características Físico-químicas do Solo de Plantações Florestais*. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Marschner, H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, London.
- Meentemeyer, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, **59**: 465-472.
- Miller, H.G. 1981. Forest fertilization: some guiding concepts. *Forestry*, **54**: 151-167.
- O'Connell, A.M. 1988. Nutrient dynamics in decomposing litter in Karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forests of southwestern Australia. *J. Ecol.*, **76**: 1186-1203.
- Póvoas, I. & Barral, M.F. 1992. *Métodos de Análise de Solos*. Comunicações. Instituto de Investigação Científica e Tropical.
- Raison, R.J., Woods, P.V., Jakobsen, B.F. & Bary, G.A.V. 1986. Soil temperatures during and following low-intensity prescribed burn in *Eucalyptus pauciflora* forest. *Aust. J. Soil Res.*, **24**: 33-47.
- 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. Manag.*, **171**: 31-41.
- Seastedt, T.R. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annu. Rev. Entomol.*, **29**: 25-46.
- 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 radiata* plantation. *Can. J. For. Res.*, **20**: 1498-1507.
- Staaf, H. 1980. Influence of chemical composition, addition of raspberry leaves and nitrogen supply on decomposition rate and dynamics of nitrogen and phosphorus in beech leaf litter. *Oikos*, **35**: 55-62.
- Staaf, H. & Berg, B. 1982. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine litter: Long-term decomposition in a Scots pine forest II. *Can. J. Bot.*, **60**: 1561-1568.
- 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. Manag.*, **57**: 99-114.
- Vitousek, P.M., Turner, D.R., Parton, W.J. & Sanford, R.L. 1994. Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawaii: Patterns, mechanisms and models. *Ecology*, **75**: 418-429.
- Walter, H & Lieth, H. 1960. *Klimadiagramm - Weltatlas*. Jena, Fischer Verlag.
- Watanabe, F.S. & Olsen, S.R. 1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO₃ extracts from soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **29**: 677-678.
- Weber, M.G. 1987. Decomposition, litterfall, and forest floor dynamics in relation to fire in eastern Ontario jack pine ecosystems. *Can. J. For. Res.*, **17**: 1496-1506.
- Will, G.M., Hodgkiss, P.D. & Madgwick, H.A.I. 1983. Nutrient losses from litterbags containing *Pinus radiata* litter: influences of thinning, clearfelling, and urea fertiliser. *N. Z. J. For. Sci.*, **13**: 291-304.
- Wood, T.G. 1974. Field investigations on the decomposition of leaves of *Eucalyptus delegatensis* in relation to environmental factors. *Pedobiologia*, **14**: 343-371.
- Yin, X., Perry, J.A. & Dixon, R.K. 1989. Influence of canopy removal on oak forest floor decomposition. *Can. J. For. Res.*, **19**: 204-14.