

# Influência do posicionamento no solo na decomposição de folhas e raminhos de *Cistus salviifolius* L.

## Influence of soil placement on decomposition of leaves and stems of *Cistus salviifolius* L.

M. P. Simões<sup>1</sup>, J. Nunes<sup>1</sup>, L. Gazarini<sup>1</sup> & M. Madeira<sup>2</sup>

### RESUMO

Estudou-se a influência do posicionamento no solo na dinâmica da decomposição de resíduos de arbustos mediterrânicos, numa comunidade característica de montados do Alentejo, durante um período de cerca de 2 anos. Para o efeito, monitorizaram-se as variações de matéria orgânica e de nutrientes em folhas e raminhos de *Cistus salviifolius* L. colocados na superfície do solo e incorporados a 10 cm de profundidade, através da técnica dos “sacos de decomposição”. A taxa anual decomposição das folhas na superfície do solo (-0,71) foi mais rápida do que a dos raminhos em posição homóloga (-0,17). Esta diferenciação foi também observada para as folhas e raminhos incorporados a 10 cm de profundidade, tendo a taxa sido bastante mais elevada (respectivamente -0,98 e -0,43). A diminuição da matéria orgânica ocorreu em duas fases: uma fase inicial de decréscimo bastante rápido, influenciado principalmente pela natureza do substrato, à qual se seguiu uma fase de decréscimo muito lento, no qual se fez sentir tanto o efeito do substrato como o da sua localização. A libertação dos nutrientes foi mais influen-

ciada pela composição inicial dos resíduos do que pela localização destes no solo, tendo a libertação sido mais rápida nas folhas do que nos raminhos. As relações lineares inversas observadas entre a MO remanescente e a concentração de N no material residual indicam maiores períodos de imobilização de N nas folhas colocadas na superfície do que nas incorporadas no solo.

### ABSTRACT

The influence of placement on litter decomposition dynamics was studied in the Mediterranean shrub *Cistus salviifolius* L. Litter bags containing either leaf or branch were placed at soil surface and others buried at 10 cm depth, in a Mediterranean shrubland of Alentejo, Southern Portugal. Changes in organic matter and nutrient content were assessed over a 2-year period. Decomposition was faster for leaves than for branches, as well as for buried residues than for those placed on soil surface. The annual decomposition rates,  $k$ , at surface were -0.71 for leaf and -0.17 for branches, while for buried litter they were -0.98 and -0.43, respectively. Organic matter decrease

<sup>1</sup> Dep. de Biologia/ICAM, Universidade de Évora, Apartado 94, 7002-554 Évora, e-mail: mps@uevora.pt

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

showed two phases: one initial decomposition phase of fast loss, mainly influenced by litter quality, followed by a very slow phase, influenced by both litter quality and placement. Nutrient dynamics was more influenced by litter initial chemical composition than by its placement, and the release was faster in the residues with the highest initial content, the leaves. The linear inverse relations, determined between remaining OM and N concentration in the remaining material, indicate longer N retention periods in the surface leaves than in buried ones.

## INTRODUÇÃO

A matéria orgânica devolvida ao solo, sob a forma de resíduos vegetais e animais, constitui a principal fonte de elementos minerais essenciais para o desenvolvimento das plantas (Melillo *et al.*, 1982; Gallardo & Merino, 1993; Magill & Aber, 2000). A decomposição destes resíduos representa o principal mecanismo de disponibilização de elementos para os processos de reciclagem dos nutrientes, pelo que, é um componente chave do funcionamento e estabilidade dos ecossistemas (Gallardo & Pino, 1988).

As características físicas e químicas dos resíduos regulam a dinâmica da decomposição, afectando não só a perda de peso, como também os padrões de imobilização ou libertação dos nutrientes (Gosz *et al.*, 1973; Cortez, 1998; Gallardo, 2000; Musvoto *et al.*, 2000).

Os organismos do solo estão envolvidos na decomposição através de interacções directas e indirectas (Hendrix *et al.*, 1986). Por um lado, a comunidade microbiana do solo influencia directamente a dinâmica da decomposição, podendo a sua estrutura controlar a retenção de carbono nos ecossistemas (Holland & Coleman, 1987; Zel-

ler *et al.*, 2001). Por outro lado, os microconsumidores afectam directamente as bactérias e os fungos, ao alimentarem-se deles, e indirectamente, ao fragmentarem e consumirem os resíduos vegetais, resultando esta actividade num aumento da qualidade do substrato microbiano e na aceleração da decomposição (Hendrix *et al.*, 1986).

Finalmente, as condições ambientais condicionam a dinâmica da decomposição, quer através do seu efeito directo na actividade biológica, quer através do seu efeito na natureza dos resíduos produzidos (Gallardo & Merino, 1993; Hobbie, 1996). Em áreas sujeitas a condições climáticas desfavoráveis, a temperatura e a humidade revestem-se de particular importância (Gallardo & Merino, 1993; Hobbie, 1996). Hendrix *et al.* (1986) consideram mesmo que a influência que a humidade do solo exerce nos processos biológicos é tão forte que a decomposição pode ser função dos padrões regionais da precipitação e da capacidade de retenção de água no solo.

As técnicas de gestão do solo podem alterar a estrutura e o microclima do mesmo, provocando importantes diferenças entre as camadas superficiais e as camadas mais profundas do solo (Holland & Coleman, 1987). Estas diferenças podem, por sua vez, influenciar de forma diferenciada a dinâmica da matéria orgânica e dos nutrientes, ao longo do perfil do solo (Rovira & Vallejo, 1997). Nas áreas mediterrânicas, onde a secura estival exerce maior influência no teor de água das camadas superficiais do solo do que nas camadas mais profundas, onde a humidade tende a ser mais constante, as técnicas de gestão influenciam o microclima do solo e a actividade microbiana e, consequentemente, a decomposição (Holland & Coleman, 1987; Rovira & Vallejo, 1997; Wardle *et al.*, 1999).

Embora a dinâmica da decomposição de folhas de espécies mediterrânicas seja já bastante conhecida, os estudos da decomposição de outros tipos de resíduos, como os raminhos, são escassos, sendo também pouco comuns os que têm em consideração a profundidade das camadas do solo onde o processo decorre. Assim, o objectivo deste estudo consistiu em determinar os efeitos da natureza do substrato (folhas e raminhos) e da sua localização (à superfície do solo e a 10 cm de profundidade) na dinâmica da decomposição e da libertação de nutrientes. A utilização do mesmo substrato, a duas profundidades diferentes, permitiu separar a influência da localização e o efeito das características do substrato.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área experimental

O trabalho experimental decorreu no Centro de Estudos e Experimentação da Mitra (38° 32' N; 8° 01' W; 240 m alt.), a cerca de 12 km da cidade de Évora. O clima da região é do tipo mediterrânico, sendo a temperatura anual média de 15,7°C e a precipitação média de 624,8 mm (Normais Climatológicas de 1961-90). A litologia da área corresponde a formações de corneanas e gnaisses granitóides e migmatitos. Os solos predominantes são Solos Litólicos Não Húmicos (Aguiar & Grilo, 1975). A vegetação consiste num montado aberto de *Quercus suber* L. e *Q. rotundifolia* Lam., com um sub-bosque arbustivo dominado por *Cistus salviifolius* L., incluído na classe *Cisto-Lavanduletea*.

### Amostragens e determinações

As taxas de decomposição e a dinâmica de libertação dos nutrientes foram estuda-

das durante cerca de 2 anos (Janeiro de 1999 a Novembro de 2000), através da técnica dos sacos de decomposição ("litter bags") (Bocock & Gilbert, 1957; Bocock *et al.*, 1960; Gallardo & Merino, 1993).

O material vegetal utilizado como substrato consistiu em folhas verdes completamente expandidas e raminhos de *Cistus salviifolius* L., recolhidos em Janeiro de 1999, em 20 arbustos escolhidos ao acaso. O material correspondente a cada um dos componentes vegetais seleccionados, depois de misturado e seco (40° C), para uniformização do teor de humidade, foi distribuído por sacos de decomposição de "nylon" (aproximadamente 3,0 g por saco), com 13x13 cm e 1 mm de malha, fechados e identificados com etiqueta plástica. Utilizaram-se alíquotas das misturas para determinação dos pesos secos (80° C) e teores de cinza, bem como para análise do conteúdo de N, P, K, Ca e Mg, depois de moídas num moinho centrífugo com um crivo de malha de 1 mm. Em Janeiro de 1999, metade dos sacos de decomposição, quer das folhas quer dos raminhos, foi colocada à superfície do solo e os da outra metade foram enterrados a 10 cm de profundidade, para simular a incorporação resultante da mobilização tradicional do solo. A sua amostragem foi efectuada com intervalos de 2 a 5 meses, tendo-se recolhido 10 sacos de cada componente por data. Os resíduos orgânicos foram secos (80° C) e pesados, para determinação da perda de massa e, depois de misturados em amostras compostas, foram moídos num moinho centrífugo, para determinação do teor de cinza e análise química.

Os dados meteorológicos utilizados foram medidos na Estação Meteorológica da Mitra, sob a responsabilidade do Centro de Geofísica de Évora (CGE), em colaboração com o Instituto de Ciências Agrárias e Mediterrânicas (ICAM).

## Métodos analíticos

O N foi determinado por intermédio de um sistema de destilação *Kjeltec Auto 1030 Analyser*, baseado no método Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982).

A solubilização dos elementos minerais (K, Mg, Ca e P) obteve-se por digestão destes num digestor *CEM Microwave Digestion System Model MDS-81 D* (CEM Corporation, Mathews, N.C.). Para o efeito colocou-se 0,5 g de material orgânico em tubos LDV (Line Digestion Vessel), o qual foi posto em contacto com 10 ml de HNO<sub>3</sub> concentrado a 65 %. A solução resultante da digestão foi evaporada em copos de “Fourneau”, tendo o respectivo resíduo sido solubilizado em banho de areia, pela adição de 10 ml de HCl 3M e filtrado para balões volumétricos de 250 ml. A partir da solução filtrada e por intermédio de espectrofotometria de absorção atômica (EAA) foram determinadas as concentrações de K, Mg e Ca. O P foi determinado por colorimetria, usando-se para o desenvolvimento da cor uma solução de molibdato de amónio, tartarato de potássio e antimónio e ácido sulfúrico. A quantificação foi efectuada num espectrofotómetro de U.V./Visível, no comprimento de onda de 882 nm, segundo o método de Murphy & Riley (1962) adaptado por Watanabe & Olsen (1965).

## Métodos estatísticos

A taxa anual de decomposição  $k$  calculou-se através da equação  $\ln(x/x_0) = -kt$  (Olson, 1963). A existência de diferenças significativas entre os componentes e as localizações, no que se refere às proporções residuais de matéria orgânica e nutrientes, foi determinada por meio de análises de variância (two-way ANOVA). A existência de correlações entre a matéria orgânica remanescente e a concentra-

ção de N no material residual foi determinada através de regressões lineares. Todas as análises foram efectuadas recorrendo ao programa *SPSS, Version 13*.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

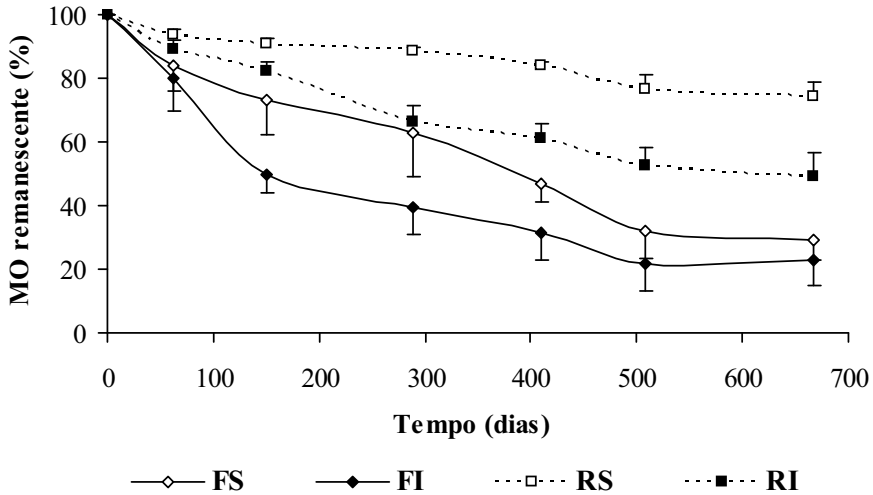
### Perda de massa e taxa decomposição

A decomposição das folhas foi significativamente ( $P < 0,001$ ) mais rápida do que a dos raminhos (Figura 1). Para além disso, a diminuição da matéria orgânica (MO) foi significativamente ( $P < 0,001$ ) mais rápida nos resíduos incorporados do que nos colocados na superfície do solo, o que está em concordância com os resultados observados por outros autores para vários tipos de resíduos (McClagherty *et al.*, 1985; Holland & Coleman, 1987; Rovira & Vallejo, 1997, 2000, 2002; Wardle *et al.*, 1999; Conn & Dighton, 2000).

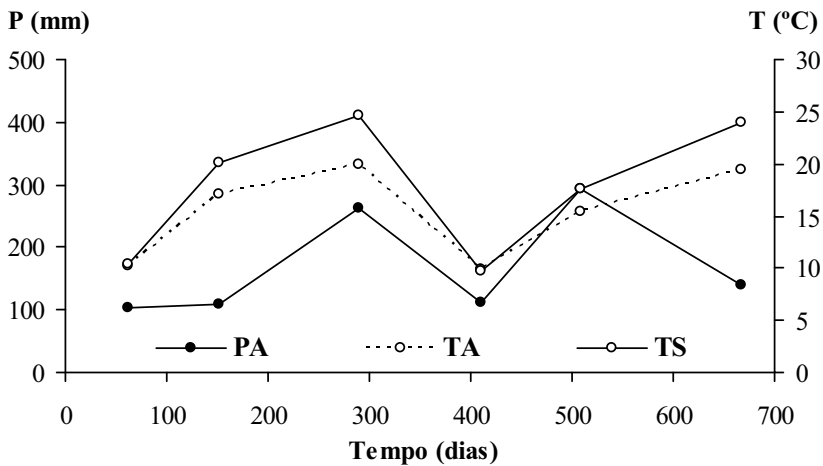
QUADRO 1 - Proporção (%) de matéria orgânica residual (MO) no termo do período de estudo, taxa de decomposição ( $k$  ano<sup>-1</sup>), período de semi-vida (PSV, em anos) e *turnover* (TO, em anos), das folhas (F) e dos raminhos (R) à superfície (S) e incorporados (I) no solo

	MO	$k$	$r^2$	PSV	TO	p
FS	29,06	-0,71	0,99	0,98	1,41	<0,001
FI	22,82	-0,98	0,97	0,71	1,02	<0,001
RS	74,08	-0,17	0,99	4,08	5,88	<0,001
RI	49,42	-0,43	0,99	1,61	2,33	<0,001

As taxas anuais de decomposição  $k$ , calculadas no final do período de estudo (Quadro 1), reflectem o maior decréscimo da MO dos resíduos incorporados (-0,98 para as folhas e -0,43 para os raminhos) relativamente aos colocados na superfície do solo (-0,71 e -0,17). A influência da



**Figura 1** - Evolução da proporção residual (%) de matéria orgânica (MO) das folhas (F) e raminhos (R) colocados na superfície do solo (S) e incorporados (I) a 10 cm de profundidade, durante o período de estudo (Janeiro-99 a Novembro-00). As barras representam o intervalo de confiança de 95%



**Figura 2** - Quantidade de precipitação (PA) e temperatura média do ar (TA) e nos 10 cm superficiais do solo (TS) para os períodos de amostragem

localização no solo foi mais acentuada nos raminhos do que nas folhas (nas quais as

proporções residuais de MO se aproximaram no final), o que é evidenciado pelos

valores do período de semi-vida e de *t<sub>urnover</sub>*, que foram cerca de 2,5 mais elevados nos raminhos incubados na superfície do que nos incorporados no solo, enquanto nas folhas esta relação foi apenas de cerca de 1,5 vezes.

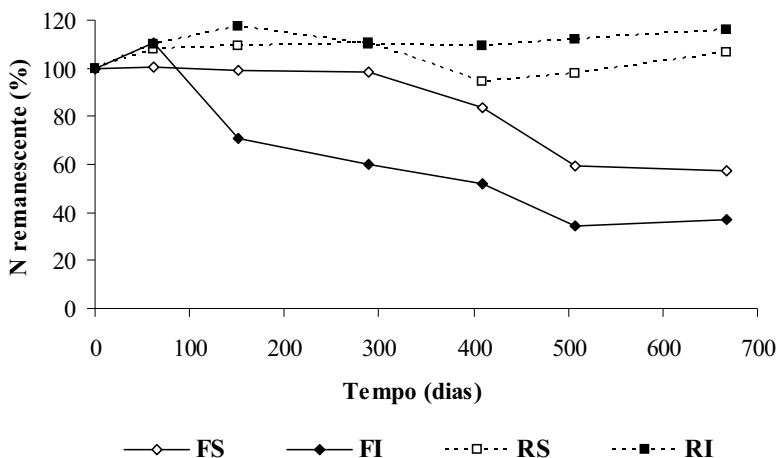
A diminuição da MO manifestou duas fases distintas (Figura 1): uma fase inicial (62 dias) de perda bastante rápida, correspondente à lixiviação das substâncias hidrossolúveis, à qual se seguiu uma fase de degradação mais lenta, ainda em curso após os cerca de 2 anos que durou o estudo. A primeira fase foi mais influenciada pela natureza do substrato do que pela sua localização no solo, tendo os decréscimos de MO sido de 16% nas folhas na superfície e de 20% nas incorporadas, enquanto nos raminhos estas proporções foram respectivamente de 6 e 11%. Na segunda fase fez-se sentir tanto o efeito do substrato como o da localização deste no solo. A perda de peso foi acentuadamente mais rápida para as folhas incorporadas (após 289 dias a proporção remanescente era de 39% e no final de 23%) do que para as colocadas na superfície (respectivamente 63 e 29%) do solo. Os raminhos apresentaram um padrão idêntico, restando no final do estudo ainda 66% nos incorporados e 89% nos incubados na superfície do solo, após 289 dias e 49 e 74%, respectivamente.

Uma das principais explicações apontadas para a perda mais rápida de matéria orgânica nos substratos incorporados diz respeito às características microclimáticas do solo, nomeadamente ao teor de humidade e a temperatura, e à actividade microbiana (Gallardo & Pino, 1988; Rovira & Vallejo, 1997, 2002; Cortez, 1998; Gallardo, 2000). Os longos períodos de secura, que se fazem sentir nas regiões de clima mediterrânico, influenciam negativamente a disponibilidade hídrica à superfície do solo, limitando a actividade microbiana.

Nas camadas mais profundas do solo, esta influência é atenuada, não só porque o seu conteúdo hídrico é mais elevado, como mais constante, influenciando favoravelmente a actividade microbiana (Rovira & Vallejo, 1997, 2002). A mais elevada temperatura do solo a 10 cm de profundidade, em média 2,1°C mais elevada do que a temperatura do ar (Figura 2), também terá acelerado a decomposição dos resíduos enterrados, à semelhança do obtido em estudos idênticos (Hobbie, 1996; Cortez, 1998).

### Dinâmica de nutrientes

A libertação de N foi mais rápida nos resíduos com maior concentração inicial, as folhas, com 14,80 mg g<sup>-1</sup>, do que nos raminhos, com 3,71 mg g<sup>-1</sup> (Figura 3 e Quadro 2). Por outro lado, a mineralização deste elemento foi mais rápida nas folhas enterradas do que nas colocadas à superfície do solo (Figura 3), tal como referido em estudos semelhantes (Holland & Coleman, 1987; Rovira & Vallejo, 1997, 2000; McInerney & Bolger, 2000). Nas primeiras, após uma fase de retenção muito curta (62 dias iniciais), iniciou-se a libertação deste elemento, restando apenas 37% no final do estudo. Nas segundas, ocorreu um período de retenção mais longo, restando ainda 98%, após 289 dias e 57%, no final. Nos raminhos, pelo contrário, verificou-se retenção de N, independentemente da localização. Tem sido observado, em muitos estudos, um incremento líquido da quantidade absoluta de N, isto é, a imobilização deste elemento, na decomposição de substratos pobres em N. Pelo contrário, tem-se verificado mineralização de N, ou seja, a sua libertação líquida, nas situações em que a disponibilidade deste nutriente é superior à necessária para os decompositores (Conn & Dighton, 2000).



**Figura 3** - Evolução da proporção residual de azoto (%), durante a decomposição das folhas (F) e raminhos (R) colocados à superfície do solo (S) e incorporados (I) a 10 cm de profundidade

A libertação de P foi influenciada não só pela natureza dos resíduos, como também pela sua localização (Quadro 2 e Figura 4). Por um lado, a mineralização foi mais rápida nas folhas, com maior concentração inicial ( $1,06 \text{ mg g}^{-1}$ ) do que nos raminhos ( $0,40 \text{ mg g}^{-1}$ ). Por outro lado, a libertação foi mais rápida nas folhas enterradas do que nas colocadas à superfície, embora as proporções residuais finais se tenham aproximado (30 e 38% no final); nos raminhos, pelo contrário, a libertação de P foi mais pronunciada à superfície do solo (55% no final), do que a 10 cm de profundidade (68%).

No que se refere à libertação de K, os resultados sugerem que a influência da composição inicial do substrato (Quadro 2) é mais pronunciada do que a da sua localização. A libertação inicial, por lixiviação, foi muito mais acentuada nas folhas (restavam 20 e 23%, após 62 dias e 7 e 5%, no final) do que nos raminhos (75 e 58%, após 62 dias e 22 e 19%, no final).

A mineralização de Ca e Mg foi mais rápida nas folhas do que nos raminhos, à

semelhança dos restantes elementos. Contudo, a sua libertação foi mais rápida nos resíduos à superfície do que nos enterrados, embora nas folhas a diferença tenha sido menos notória. No final do estudo, as proporções remanescentes de Ca eram de 43 e 34% e as de Mg de 35 e 25%, respectivamente nas folhas enterradas e nas colocadas à superfície do solo. Nos raminhos enterrados ambos os elementos apresentaram uma forte imobilização (restavam ainda 143% de Ca e 127% de Mg, no final), enquanto à superfície as proporções residuais, após o mesmo período, eram de 95 e 71%.

### Relação entre a decomposição da MO e a mineralização de N

A concentração de N na MO foi aumentando ao longo do tempo (Figura 5). Partindo de um valor inicial de  $14,80 \text{ mg g}^{-1}$ , a concentração deste elemento na MO residual aumentou até um máximo de  $29,25 \text{ mg g}^{-1}$  (2,9% da MO residual) 668 dias após o início, nas folhas à superfície e

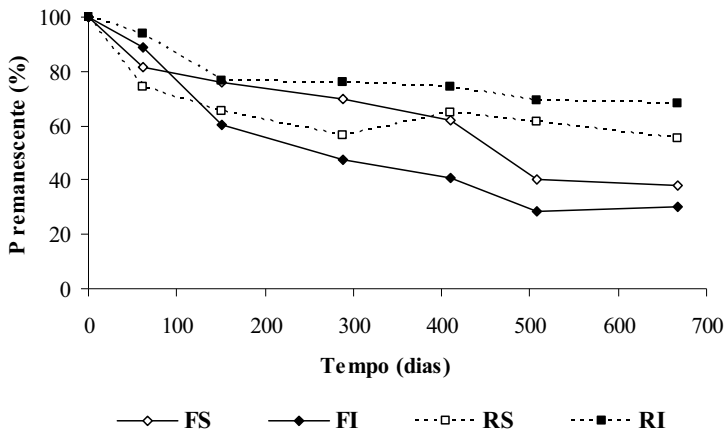
de 24,36 mg g<sup>-1</sup> (2,4% da MO residual) após 410 dias, nas folhas enterradas. Esta variação, igualmente observada noutros estudos semelhantes (Musvoto *et al.*, 2000; Simões *et al.*, 2002), deveu-se não só às alterações que ocorreram na concentração relativa de N no material residual, mas também ao decréscimo da MO. Nos raminhos, com uma concentração inicial de 3,71 mg g<sup>-1</sup>, observou-se incremento até ao final do estudo, atingindo-se 5,31 mg g<sup>-1</sup> (0,9% da MO residual) nos enterrados e 8,68 mg g<sup>-1</sup> (0,5% da MO residual) à superfície.

A razão C:N das folhas sofreu pequenas variações (Figura 5) ao longo do processo de decomposição, atingindo mínimos de 27 e 30, após os mesmos períodos de tempo em que a concentração de N foi máxima (668 e 410 dias). No final

do estudo, a razão determinada nas folhas enterradas (34) não diferia acentuadamente da inicial (37), o que sugere que os processos de decomposição da MO e do N neste substrato foram acelerados de forma harmoniosa. A razão final obtida nas folhas à superfície (27) foi um pouco mais baixa, o que está de acordo com a mais prolongada imobilização de N neste substrato. Nos raminhos, a diminuição da razão C:N, que se verificou ao longo de todo o período de estudo, foi bastante superior à das folhas. Contudo, apesar dos valores finais (97 à superfície e 62 a 10 cm de profundidade) serem muito inferiores ao inicial (138), devido à acentuada retenção de N, ainda não se tinham aproximado de uma situação de equilíbrio.

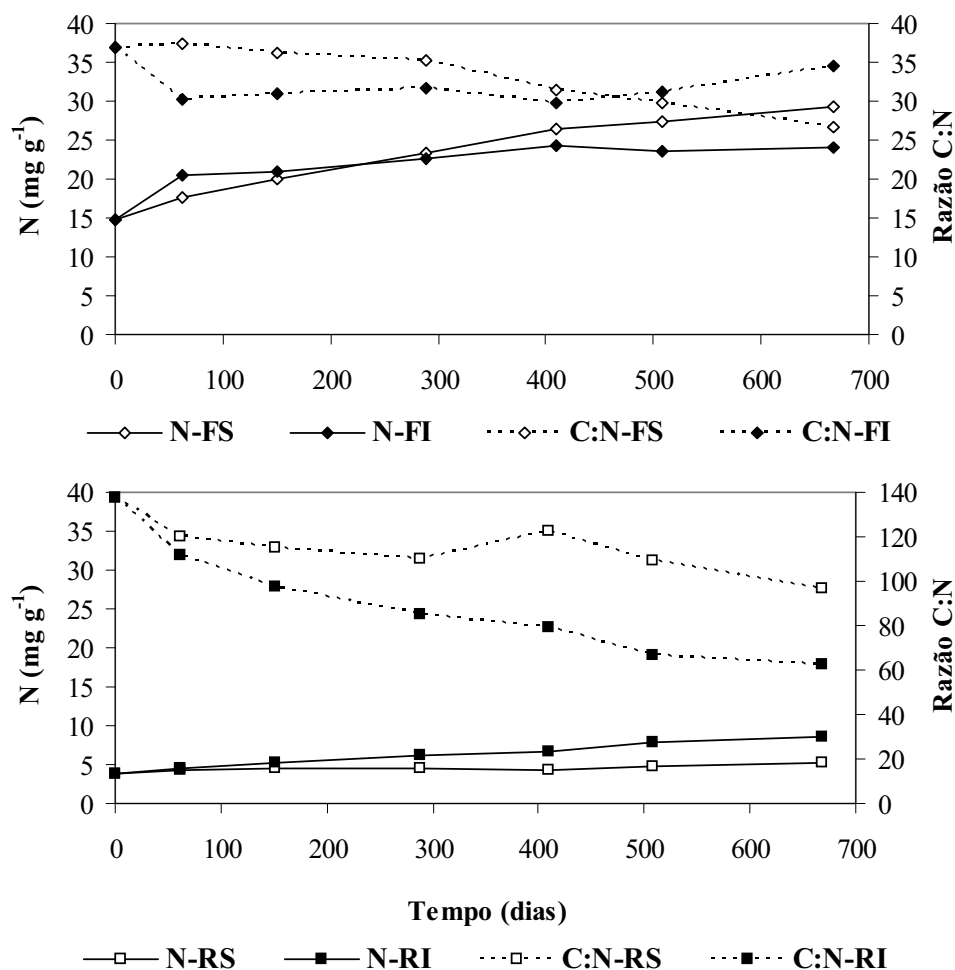
**QUADRO 2 - Composição inicial (mg g<sup>-1</sup>) das folhas e raminhos (amostras compostas) utilizados no estudo da decomposição**

	N	P	K	Ca	Mg	C/N	C/P
<b>Folhas</b>	14,80	1,06	11,12	12,29	3,66	37	517
<b>Raminhos</b>	3,71	0,40	2,52	3,40	0,83	138	1280



**Figura 4** - Evolução da proporção residual de fósforo (%), durante a decomposição das folhas (F) e raminhos (R) colocados à superfície (S) do solo e incorporados (I) a 10 cm de profundidade





**Figura 5** - Evolução da concentração de azoto na matéria orgânica ( $\text{mg g}^{-1}$ ) e da razão C:N, durante a decomposição das folhas (F) e raminhos (R) colocados na superfície do solo (S) e incorporados (I) a 10 cm de profundidade

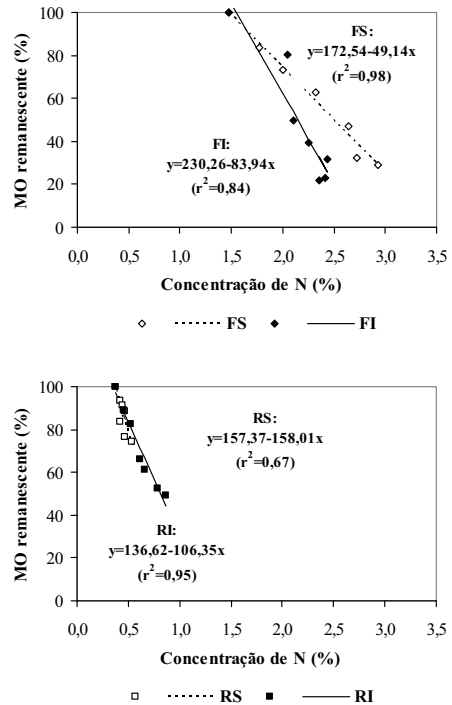
Determinou-se, nos dois tipos de resíduos e em ambas as situações, uma relação linear inversa ( $P < 0,05$ ) entre a MO remanescente (%) e a concentração de N no material residual (Fig. 6). Através desta relação, anteriormente evidenciada noutros estudos (Aber & Melillo, 1982; Melillo *et*

*al.*, 1982; McClaugherty *et al.* 1985; Blair, 1988; Aber *et al.*, 1990), confirmou-se a mais elevada retenção de N por unidade de C mineralizado nas folhas à superfície, parecendo a libertação de N estar a iniciar-se apenas no final de período de estudo. O maior declive determinado nas folhas

enterradas sugere uma maior incorporação inicial de N exógeno (Aber & Melillo, 1982; Holland & Coleman, 1987). Após esta fase inicial de retenção, parece ter-se iniciado a segunda fase, na qual a perda de peso prosseguiu mas, simultaneamente, teve início a libertação de N. Outros autores (McClagherty *et al.*, 1985; Holland & Coleman, 1987) têm também observado maiores períodos de imobilização de N nos substratos localizados à superfície do solo do que nos enterrados. No caso dos raminhos não foi possível detectar influência da localização, visto que o aumento linear da concentração de N em função da perda de peso, verificado até ao final do estudo, foi semelhante em ambas as localizações. Nestes resíduos o efeito da composição inicial sobrepôs-se ao da localização, não tendo a incorporação de N exógeno sido suficiente para reduzir o prolongado período de imobilização, que ainda se verificava no final.

Tem sido sugerido por alguns autores (Hendrix *et al.*, 1986, 1987; Holland & Coleman, 1987; McInerney & Bolger, 2000) que há uma maior quantidade de microrganismos envolvidos na decomposição de substratos enterrados do que nos superficiais e que os fungos podem desempenhar um papel mais importante na decomposição à superfície do solo, enquanto que a influência das bactérias será mais acentuada nos substratos enterrados. Ainda segundo diversos autores (Holland & Coleman, 1987; McInerney & Bolger, 2000; Zeller *et al.*, 2000) as populações de fungos serão responsáveis por grande parte da imobilização de N que ocorre frequentemente nos substratos localizados nas camadas superficiais do solo. A predominância dos microrganismos envolvidos nos processos da decomposição varia, por outro lado, de acordo com as flutuações climáticas sazonais: a actividade fúngica parece prevalecer durante os perío-

dos secos e a das bactérias durante a estação fria (Hendrix *et al.*, 1986, 1987; McInerney & Bolger, 2000). Estas diferenças devem-se provavelmente, pelo menos em grande parte, à facilidade com que seca a



**Figura 6** - Regressões entre a matéria orgânica remanescente (%) e a concentração de N (%) no material residual das folhas (F) e raminhos (R) incubados na superfície (S) do solo e incorporados (I) a 10 cm de profundidade

superfície do solo nos ecossistemas mediterrânicos, durante os períodos em que a disponibilidade de água coincide com temperaturas relativamente altas (Primavera e Outono). Segundo Rovira & Vallejo (1997), esta secagem superficial pode provocar o deslocamento das condições favoráveis à mineralização para horizontes mais profundos. Por outro lado, a secagem repetida das camadas superficiais do solo

impede o estabelecimento de uma microflora estável nos substratos localizados à superfície (Gallardo, 2000).

## CONCLUSÕES

A composição inicial dos resíduos influenciou a dinâmica da decomposição, tendo a decomposição das folhas sido mais rápida do que a dos raminhos. Por outro lado, a diminuição da MO foi mais rápida nos resíduos enterrados do que nos colocados à superfície do solo, tendo a influência da localização sido mais pronunciada nos raminhos do que nas folhas. A fase inicial de diminuição da MO, de perda mais rápida por lixiviação, foi mais influenciada pela natureza do substrato do que pela sua localização, ao passo que, na segunda fase, de degradação mais lenta, se fez sentir tanto o efeito do substrato como da sua localização.

No referente aos padrões de libertação dos nutrientes, os resultados sugerem que o efeito da composição inicial dos resíduos se faz sentir de forma mais acentuada do que o da sua localização, tendo a libertação sido mais rápida nas folhas, os resíduos com maior concentração inicial. No caso das folhas, verificou-se ainda que a libertação de N e P foi mais rápida nas enterradas do que nas colocadas à superfície do solo. Nos raminhos, as extremamente baixas concentrações iniciais foram determinantes para o processo de mineralização, não tendo sido possível detectar o efeito da localização, durante o período de tempo que durou o estudo.

## AGRADECIMENTOS

O presente estudo realizou-se no âmbito das actividades do Projecto PAMAF/8004/

/95. Os autores agradecem ao pessoal do Laboratório de Solos do Departamento de Ciências do Ambiente do Instituto Superior de Agronomia o processamento analítico das amostras.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aber, J.D. & Melillo, J.M. 1982. Nitrogen immobilization in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. *Canadian Journal of Botany*, **60**: 2263-2269.
- Aber, J.D., Melillo, J.M. & McClaugherty, C. 1990. Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics, and soil organic matter formation from initial fine litter chemistry in temperate forest ecosystems. *Canadian Journal of Botany*, **68**: 2201-2208.
- Aguiar, F.B. & Grilo, J.T. 1975. *Carta de solos da Herdade da Mitra*. Universidade de Évora, Évora (mimeografado).
- Magill, A.H. & Aber, J.D. 2000. Variation in soil net mineralization rates with dissolved organic carbon additions. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**: 597-601.
- Blair, J.M. 1988. Nitrogen, sulfur and phosphorus dynamics in decomposing deciduous leaf litter in the southern Appalachians. *Soil Biol. Biochem.*, **20**: 693-701.
- Bocock, K.L. & Gilbert, O.J.W. 1957. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil*, **9**: 179-185.
- Bocock, K.L., Gilbert, O., Capstick, C.K., Twinn, D.C., Waid, J.S. & Woodman, M.J. 1960. Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. I. Losses in

- dry weight of oak and ash leaf litter. *Journal of Soil Science*, **11**: 1-9.
- Bremner, J.M. & Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen – total. In A.L. Page, R. H. Miller & D. R. Keeney (eds) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, Agronomy Monograph n° 9 (2<sup>nd</sup> ed.), pp. 595-624. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
- Conn, C. & Dighton, J. 2000. Litter quality influences on decomposition, ectomycorrhizal community structure and mycorrhizal root surface acid phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.*, **32**: 489-496.
- Cortez, J. 1998. Field decomposition of leaf litters: relationships between decomposition rates and soil moisture, soil temperature and earthworm activity. *Soil Biol. Biochem.*, **30**: 783-793.
- Gallardo, A. 2000. Descomposición de hojarasca en ecosistemas mediterráneos. In Rodriguez, R.Z. & Iraola, F.I.P. (eds) *Ecosistemas Mediterráneos. Análisis Funcional*, Textos Universitarios n° 32, pp. 95-122. CSIC, Espanha.
- Gallardo, A. & Merino, J. 1993. Leaf decomposition in two mediterranean ecosystems of southwest Spain: influence of substrate quality. *Ecology*, **74**: 152-161.
- Gallardo, A. & Pino, J. 1988. Importancia del medio físico en la descomposición de la hoja de especies arbóreas. *Lagascalia*, **15 (Extra)**: 541-547.
- 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. *Ecological Monographs*, **43**: 173-191.
- Hendrix, P.F., Crossley, D.A., Coleman, D.C., Parmelee, R.W. & Beare, M.H. 1987. Carbon dynamics in soil microbes and fauna in conventional and no-tillage agroecosystems. *Intecol Bulletin*, **15**: 59-63.
- Hendrix, P.F., Parmelee, R.W., Crossley, D.A., Coleman, D.C., Odum, E.P. & Groffman, P.M. 1986. Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *BioScience*, **36**: 374-380.
- Hobbie, S. 1996. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology*, **68**: 425-433.
- Holland, E.A. & Coleman, D.C. 1987. Temperature and plant species control over litter decomposition in alaskan tundra. *Ecological Monographs*, **66**: 503-522.
- McClougherty, C.A., Pastor, J., Aber, J.D. & Melillo, J.M. 1985. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. *Ecology*, **66**: 266-275.
- McInerney, M. & Bolger, T. 2000. Decomposition of *Quercus petraea* litter: influence of burial, comminution and earthworms. *Soil Biol. Biochem.*, **32**: 1989-2000.
- Melillo, J.M., Aber, J.D. & Muratore, J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, **63**: 621-626.
- Murphy, J. & Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, **27**: 31-36.
- Musvoto, C., Campbell, B.M. & Kirchmann, H. 2000. Decomposition and nutrient release from mango and miombo woodland litter in Zimbabwe. *Soil Biol. Biochem.*, **32**: 1111-1119.

- Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, **44**: 322-331.
- Rovira, P. & Vallejo, V.R. 1997. Organic carbon and nitrogen mineralization under mediterranean climatic conditions: the effects of incubation depth. *Soil Biol. Biochem.*, **29**: 1509-1520.
- Rovira, P. & Vallejo, V.R. 2000. Decomposition of *Medicago sativa* debris incubated at different depths under mediterranean climate. *Arid Soil Research and Rehabilitation.*, **14**: 265-280.
- Rovira, P. & Vallejo, V.R. 2002. Mineralization of carbon and nitrogen from plant debris, as affected by debris size and depth of burial. *Soil Biol. Biochem.*, **34**: 327-339.
- Simões, M.P., Madeira, M. & Gazarini, L. 2002. Dinâmica da decomposição e da libertação de nutrientes da folhada de *Cistus salvifolius* L. e *Cistus ladanifer* L. *Revista de Ciências Agrárias*, **3-4**: 508-520.
- Wardle, D.A., Yeates, G.W., Nicholson, K.S., Bonner, K.I. & Watson, R.N. 1999. Response of soil microbial biomass dynamics, activity and plant litter decomposition to agricultural intensification over a seven-year period. *Soil Biol. Biochem.*, **31**: 1707-1720.
- Watanabe, F.S. & Olsen, S.R. 1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and  $\text{NaHCO}_3$  extracts from soil. *Soil Society of America Proceedings*, **29**: 677-678.
- Zeller, V., Bardgett, R.D. & Tappeiner, U. 2001. Site and management effects on soil microbial properties of subalpine meadows: a study of land abandonment along a north-south gradient in the European Alps. *Soil Biology & Biochemistry* **33**: 639-649.
- Zeller, B., Colin-Belgrand, M., Dambrine, E., Martin, F. & Bottner, P. 2000. Decomposition of  $^{15}\text{N}$ -labelled beech litter and fate of nitrogen derived from litter in a beech forest. *Oecologia.*, **123**: 550-559.