

DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES DO FOLHEDO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS EM PLANTIOS PUROS E MISTOS NO SUDESTE DA BAHIA⁽¹⁾

A. C. GAMA-RODRIGUES⁽²⁾, N. F. BARROS⁽³⁾ & M. L. SANTOS⁽⁴⁾

RESUMO

As taxas de decomposição e os fluxos de nutrientes do folhede de espécies florestais são distintos em plantios puros e mistos, porque são regulados não apenas pela qualidade do substrato, mas também pela qualidade do microambiente de acordo com o tipo de sistema de produção florestal. O objetivo deste trabalho foi estimar as taxas de decomposição e a liberação de N e P do folhede de espécies florestais em dois sistemas de plantio. Este trabalho foi desenvolvido em solos de tabuleiro do sudeste da Bahia, em plantios puros e mistos, com 22 anos de idade, de pau-roxo, *Peltogyne angustiflora*; putumuju, *Centrolobium robustum*; arapati, *Arapatiella psilophylla*; arapaçu, *Sclerobium chrysophyllum*; claraíba, *Cordia trichotoma*, e óleo-comumbá, *Maclobium latifolium*. Também foram utilizadas uma floresta secundária, praticamente em estado clímax, e uma capoeira, de 40 anos de idade. A decomposição de folhede, colocado em sacos de malha de 1 mm, foi seguida durante um ano. O modelo que proporcionou melhor ajuste foi exponencial de 1ª ordem. No plantio misto, as taxas de decomposição do folhede do pau-roxo e óleo-comumbá foram significativamente superiores àquelas dessas espécies em seus plantios puros, ao contrário do observado para o arapati. No entanto, as taxas de decomposição do folhede do putumuju, arapaçu e claraíba não foram alteradas significativamente. O P, e não o N, seria o nutriente mais limitante para a decomposição do folhede dessas espécies. A liberação de N e P do folhede de cada espécie variou de acordo com o microambiente. Dentre os ecossistemas heterogêneos, a taxa de decomposição do folhede do plantio misto diferiu significativamente apenas da floresta natural. A maior liberação do N ocorreu no plantio misto; já para o P, a capoeira foi o ecossistema que apresentou significativamente a menor liberação. Conclui-se que o plantio misto proporciona

⁽¹⁾ Recebido para publicação em junho de 2001 e aprovado em agosto de 2003.

⁽²⁾ Professor Associado do Laboratório de Solos, Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias (CCTA), Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF. CEP 28013-600 Campos dos Goytacazes (RJ). Bolsista da FAPERJ. E-mail: tonygama@uenf.br

⁽³⁾ Professor Titular do Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa – UFV. CEP 36570-000 Viçosa (MG). Bolsista do CNPq. E-mail: nfbarrros@ufv.br

⁽⁴⁾ Doutorando no Laboratório de Solos, Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias (CCTA), UENF. Bolsista FAPERJ. E-mail: luciomls@yahoo.com.br

maior capacidade em reciclar matéria orgânica e nutriente, o que indica serem os processos de decomposição e mineralização influenciados não apenas pela qualidade do substrato, mas também pela qualidade do microambiente. Assim, a extrapolação de resultados desses processos obtidos em cultivos monoespecíficos para sistemas florestais heterogêneos não seria apropriada.

Termos de indexação: floresta tropical, carbono, nitrogênio, fósforo, lignina.

SUMMARY: *DECOMPOSITION AND NUTRIENT RELEASE FROM LEAF LITTER IN PURE AND MIXED STANDS OF NATIVE TREE SPECIES IN SOUTHEASTERN BAHIA STATE, BRAZIL*

*Leaf litter decay rates and N and P fluxes of tree species are different in pure and mixed stands because the decomposition process is not only defined by the quality of the substrate, but of the microenvironment (forest production systems) also. The objective of this work was to estimate the decomposition rate and N and P release from leaf litter of native forest species planted under two different systems. Twenty two year-old mixed and pure stands of six hardwood species (*Peltogyne angustiflora*, *Centrolobium robustum*, *Arapatiella psilophylla*, *Sclerolobium chrysophyllum*, *Cordia trichotoma*, *Macrolobium latifolium*) native of the southeastern region of Bahia, Brazil, were evaluated. As reference for the analyzed characteristics, the study included a secondary forest near climax, and a 40-year-old naturally regenerated forest. The decomposition of leaf litter in sacks of 1 mm mesh was observed during one year. The single exponential model provided the best adjustment for all species in both planting systems (pure and mixed). Leaf litter decay rates of *Peltogyne angustiflora* and *Macrolobium latifolium* were significantly higher in the mixed than in the pure stand of the same species, unlike observed for *Arapatiella psilophylla*. The leaf litter decay rates of *Centrolobium robustum*, *Sclerolobium chrysophyllum*, and *Cordia trichotoma* were not altered significantly. Not N, but P limited the litter decomposition of these species most. The release of N and P from leaf litter of each species varied according to the microenvironment. Among the heterogeneous ecosystems, the leaf litter decay rate in mixed stands was the only one that differed significantly from the native forest. The highest N release occurred in the mixed stand, whereas P release was clearly lowest in the regenerated forest. It was inferred that mixed stands of forests species own a greater capability of recycling organic matter and nutrients. This indicates that the decay and mineralization processes are not only influenced by the substrate quality, but also the quality of the microenvironment. Information about these processes obtained in pure stand systems should therefore not be extrapolated to heterogeneous forest systems.*

Index terms: tropical forests, carbon, nitrogen, phosphorus, lignin.

INTRODUÇÃO

O processo de decomposição mantém a funcionalidade do ecossistema, possibilitando que parte do carbono incorporado na biomassa vegetal retorne à atmosfera como CO₂ e outra parte, juntamente com os elementos minerais, seja incorporada ao solo (Olson, 1963; Odum, 1969). Esse processo é regulado pela interação de três grupos de variáveis: as condições físico-químicas do ambiente, as quais são controladas pelo clima e pelas características edáficas do sítio; a qualidade (orgânica e nutricional) do substrato, que determina sua degradabilidade, e a natureza da comunidade decompositora (os macro e microrganismos) (Heal et al., 1997; Correia & Andrade, 1999). A importância relativa de cada um desses três grupos de variáveis varia dentro e entre sítios, resultando em um sistema hierárquico de controle (Lavelle et al., 1993). De modo

geral, o clima controla o processo de decomposição em escala regional, enquanto a composição química domina o processo em escala local (Berg, 2000).

Assim, sob as mesmas condições edafoclimáticas, a taxa de decomposição do folheto de diversas espécies florestais pode variar conforme a qualidade (teor de lignina, por exemplo) do substrato (Mellilo et al., 1982; Taylor et al., 1989). Dessa forma, o folheto revelaria a capacidade diferenciada de espécies florestais em absorver e reciclar nutrientes, quando em sistemas puros. Entretanto, o uso dessas espécies em sistemas de plantio misto poderia resultar em rápida ciclagem de matéria orgânica e de nutrientes, mediante interações positivas dos fatores bióticos e abióticos que regulam o processo de decomposição do folheto de ecossistemas heterogêneos (Briones & Ineson, 1996; Gama-Rodrigues, 1997; Gama-Rodrigues et al., 1999; Zimmer, 2002). Neste contexto, o plantio misto

geraria um microambiente (interação de fatores físico-químicos e da biota decompositora) distinto daquele do plantio puro sob as mesmas condições edafoclimáticas do macroambiente.

A comparação da decomposição do folhede em povoamentos puros ou em misto e, ou, em floresta natural, permite avaliar possíveis alterações decorrentes de técnicas de manejo aplicadas e inferir sobre a sustentabilidade das plantações. Em solos de baixa fertilidade, o acúmulo e a decomposição da serapilheira podem servir de indicadores de diferenças entre os dois sistemas, puro e misto, em especial no que tange à disponibilidade de nutrientes para as plantas. Estudos desse tipo poderiam, ainda, fornecer subsídios para desenvolvimento de técnicas de manejo que sejam ecológica e economicamente viáveis.

A hipótese deste trabalho considera que as taxas de decomposição e os fluxos de nutrientes dos folhedos das espécies florestais são distintos em plantios puros e mistos, porque são regulados não apenas pela qualidade do substrato, mas também pela qualidade do microambiente decorrente do tipo de sistema de produção florestal. Este trabalho foi conduzido para testar esta hipótese.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no arboreto da Estação Ecológica do Pau-Brasil (ESPAB), Porto Seguro, Bahia (16° 23' S e 39° 11' W). A vegetação foi classificada como "Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas" (Veloso et al., 1991). Estrutural e fisionomicamente, essa vegetação muito se assemelha à Floresta Amazônica (Mori & Silva, 1980). O clima é classificado como Af (Vinha & Lobão, 1989); durante o período experimental, a pluviosidade e a temperatura média mensal foram de 127 mm e de 24 °C, respectivamente (Quadro 1). O solo é um Argissolo Amarelo Tb álico, fortemente ácido e de fertilidade natural muito baixa (Leão & Melo, 1990).

Mediu-se a decomposição do folhede de seis espécies nativas, plantadas em parcelas puras, sem adubação, no espaçamento de 2 x 2 m. As parcelas eram de 144 m², totalizando 36 árvores por espécie. As espécies estudadas foram: pau-roxo, *Peltogyne angustiflora* Ducke; putumuju, *Centrolobium robustum* (Vell.) Mart.; arapati, *Arapatiella psilophylla* (Harms.) Cowan; arapaçu, *Sclerolobium chrysophyllum* Loep & Endl; claraíba, *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab., e óleo-comumbá, *Macrobium latifolium* Vog.

A influência do microambiente (interação de fatores físico-químicos e da biota decompositora) na decomposição do folhede das espécies foi avaliada, colocando-se amostras deste material, coletadas nos plantios puros, sob as árvores do plantio misto, por

um período de 360 dias. O plantio misto, além das espécies estudadas, era formado por outras 57 espécies nativas e exóticas, no mesmo espaçamento dos plantios puros, em parcela de 5.320 m², totalizando 1.330 árvores plantadas aleatoriamente com diferentes frequências para cada espécie. A idade, em ambos os sistemas de plantio, era de 22 anos, na época das amostragens. A decomposição do folhede do plantio misto de uma Floresta Ombrófila Densa Secundária (com 93 espécies), praticamente em estado clímax, e de uma capoeira (com 37 espécies), de aproximadamente 40 anos de idade, foi determinada como referencial aos outros sistemas.

Uma porção do folhede recém-caído, em novembro de 1994, foi coletada e colocada em sacos de decomposição de 1 mm de malha (náilon), com dimensões de 20 x 20 cm (Anderson & Ingram, 1989). A massa seca referente ao tempo inicial foi obtida mediante um fator de correção após secagem de amostras em estufa a 75 °C até peso constante. Para cada povoamento florestal, prepararam-se 20 sacos de decomposição, os quais foram colocados sobre a serapilheira em cada situação. No período de 360 dias, foram coletados cinco sacos, a cada 90 dias, tendo sido as amostras limpas, para retirar o solo aderido, secas e pesadas.

Nas amostras, determinaram-se os teores de P (colorimetricamente, pelo método do complexo fosfomolibdico, reduzido com vitamina C, modificado por Braga & Defelipo, 1974), após digestão nítrico-perclórica, e de N, pelo método Kjeldahl, descritos por Bataglia et al. (1983). O teor de C foi obtido por queima total de 1 g de material vegetal seco em estufa a 5 °C, a 550 °C, em mufla, considerando sua concentração como 500 g kg⁻¹ da matéria orgânica

Quadro 1. Precipitação pluviométrica e temperatura mensal média do período de novembro de 1994 a novembro de 1995, na Estação Ecológica do Pau-Brasil (BA)

Mês/ano	Chuva	Temperatura
	mm	°C
Novembro/94	202	23,3
Dezembro/94	31	24,8
Janeiro/95	52	25,4
Fevereiro/95	4	25,9
Março/95	170	25,8
Abril/95	266	24,7
Mai/95	198	23,1
Junho/95	136	21,4
Julho/95	242	21,2
Agosto/95	70	20,9
Setembro/95	65	21,5
Outubro/95	100	23,6
Novembro/95	112	23,8

livre de cinzas, conforme procedimento adotado por Schlesinger & Hasey (1981), McClaugherty et al. (1985), Taylor et al. (1989) e van Wesemael (1993). Na determinação de lignina e de celulose, empregou-se o método da fibra em detergente ácido (FDA), de van Soest & Wine (1968).

A matéria seca decomposta com o tempo foi calculada pela diferença entre o peso original (30 g) e o peso determinado ao final de cada período de decomposição, obtendo-se, assim, o percentual de peso de material seco remanescente. Com esses dados estimaram-se as taxas da decomposição (k) anual por diversos modelos de regressão comumente usados em estudos de decomposição (Wieder & Lang, 1982). O modelo que proporcionou melhor ajuste para todas as espécies em ambos os sistemas de plantio (puro e misto) foi a exponencial de 1ª ordem, $M_t = M_i e^{-kT}$ (Olson, 1963); sendo M_t o percentual de peso de material seco remanescente após t anos e M_i 100 % quando t é igual a zero.

Na comparação das taxas de decomposição das espécies entre os dois sistemas (puro e misto), utilizou-se o teste Student's t (Zar, 1996), análogo ao teste para comparação de médias entre duas populações. Este teste é baseado no erro-padrão da diferença entre os coeficientes de regressão (β). Para comparar as taxas dentro dos sistemas, procedeu-se primeiramente à análise de covariância (Zar, 1996) e, em seguida, caso necessário, aplicou-se o teste de Student's t .

Na análise de variância dos dados de percentual da quantidade de N e de P remanescentes no folheto, adotou-se o delineamento inteiramente casualizado, a exemplo do procedimento empregado por Wieder & Lang (1982), considerando a ausência de ajustes significativos para um mesmo modelo de regressão, para algumas espécies, entre os sistemas de plantio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A influência do microambiente sobre a perda de matéria seca do folheto foi verificada para três das seis espécies florestais. No plantio misto, as taxas de decomposição do folheto do pau-roxo e do óleo-comumbá foram significativamente superiores às do folheto em seus plantios puros, ao contrário do observado para o arapati (Quadro 2). As taxas de decomposição do folheto do putumuju, arapaçu e claraíba não foram alteradas significativamente. As espécies que mais distinguiram, ao longo do tempo, a influência dos dois sistemas de plantio (microambiente) foram o óleo-comumbá, cujo folheto apresentou aumento de 74,6 % em sua taxa de decomposição no plantio misto, e o arapati, que, neste sistema de plantio, teve uma redução de 48,3 % (Figura 1).

Em ambos os sistemas de plantio, houve diferenças significativas da taxa de decomposição entre as espécies florestais. As espécies que apresentaram a maior e a menor taxa de decomposição foram, respectivamente, a claraíba e o óleo-comumbá, em plantios puros. No plantio misto, a claraíba também apresentou a maior taxa de decomposição, sendo a menor taxa observada para o arapati (Quadro 2).

As diferenças de taxas de decomposição do folheto entre as espécies florestais em plantios puros expressariam o confundimento da interação microambiente-qualidade do substrato. Ou seja, cada espécie em plantio puro caracterizaria um tipo de microambiente produzindo folheto de determinada qualidade. No entanto, no plantio misto, as diferenças de decomposição entre as espécies evidenciariam a importância da qualidade do substrato de cada espécie e, ou, do tipo e da

Quadro 2. Valores estimados da taxa de decomposição (k) do folheto de seis espécies florestais, depositado em plantios puros e mistos, e do folheto de plantio misto, de capoeira e de floresta natural, pelo modelo exponencial de 1ª ordem

Tipo de folheto	Puro		Misto	
	k (ano ⁻¹)	R ²	k (ano ⁻¹)	R ²
Pau-roxo	-0,856 (0,086) ⁽¹⁾ Ab ⁽²⁾	0,970**	-1,102 (0,106) Ba	0,973**
Putumuju	-0,883 (0,244) Ab	0,814*	-0,986 (0,260) Aa	0,828*
Arapati	-0,951 (0,173) Ab	0,909*	-0,492 (0,103) Bc	0,884*
Arapaçu	-0,709 (0,067) Ab	0,974**	-0,556 (0,049) Ac	0,977**
Claraíba	-1,197 (0,379) Aa	0,768	-1,210 (0,112) Aa	0,974**
Óleo-comumbá	-0,449 (0,070) Ac	0,932**	-0,784 (0,086) Bb	0,965**
Médio ⁽³⁾	-0,810 (0,050)	0,989***	-0,818 (0,092)	0,963**
Misto	-0,816 (0,040) b	0,993***		
Capoeira	-0,648 (0,184) b	0,805*		
Floresta natural	-0,855 (0,125) a	0,940**		

⁽¹⁾ Os valores entre parênteses correspondem ao desvio-padrão. ⁽²⁾ Os valores seguidos pela mesma letra, maiúscula na linha e minúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste t . ⁽³⁾ Valor de k estimado dos valores médios das espécies em plantios puros e no misto. *, ** e ***: Significativos a 5, 1 e 0,1 % pelo teste F, respectivamente.

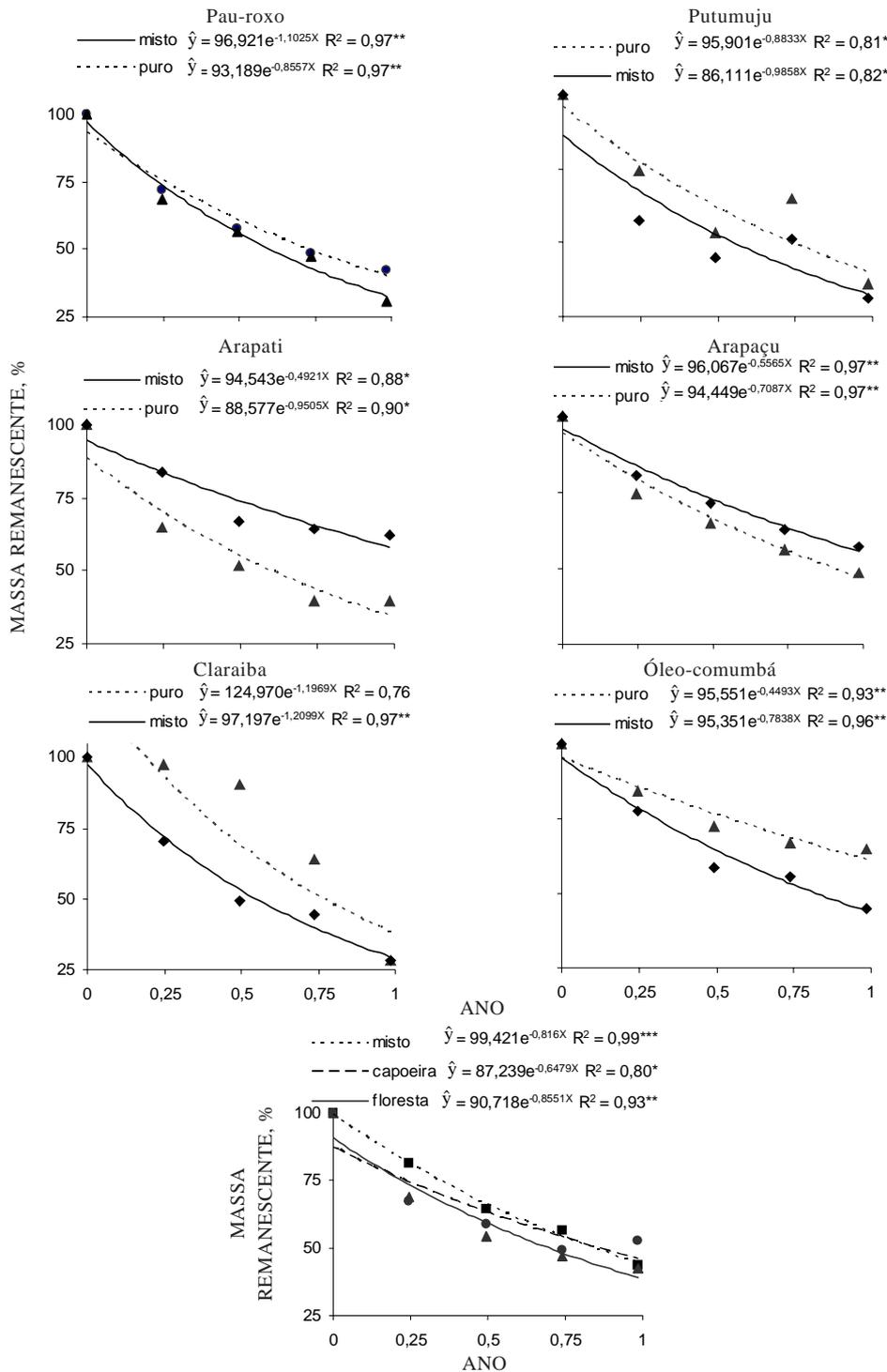


Figura 1. Percentual de massa remanescente do folhede de seis espécies florestais em decomposição, depositado em plantios puros e mistos, e do folhede de plantio misto, de capoeira e de floresta natural. *, ** e *: significativos a 5, 1 e 0,1 % pelo teste F, respectivamente.**

magnitude de interação desses substratos com os componentes da serapilheira daquele ecossistema, já que todos os tipos de folhede estão aparentemente sob o mesmo microambiente.

Dentre os ecossistemas heterogêneos, a taxa de decomposição do folhede do plantio misto diferiu

significativamente apenas da floresta natural (Quadro 2 e Figura 1). Esperar-se-ia que os três ecossistemas tivessem taxas similares graças ao elevado número de espécies que os compõem, sob as mesmas condições edafoclimáticas. Numa simulação, os valores médios das taxas de

decomposição do folheto das espécies em estudo, seja em plantios puros, seja no misto, foram similares aos da taxa do próprio plantio misto (Quadro 2). Esses resultados evidenciam que a taxa de decomposição do folheto do plantio misto ficaria numa posição intermediária em relação às taxas das espécies contrastantes que compõem este ecossistema.

Resultados similares foram encontrados por Blair et al. (1990), ao avaliarem as taxas de decomposição de *Cornus florida*, *Acer rubrum* e *Quercus primus* em plantios puros e mistos, considerando as misturas, dupla ou tripla, dessas espécies. Nesse sentido, as taxas de decomposição dos folhetos da capoeira e da floresta natural provavelmente expressariam também valores médios das taxas individuais das espécies que compõem esses ecossistemas (Quadro 2).

Para as espécies florestais e os três ecossistemas heterogêneos, os maiores valores dos teores de N e P, ao final do período de decomposição, poderiam ser decorrentes da maior perda relativa de carbono (Quadro 3). A liberação de N e P do folheto de cada espécie variou de acordo com o microambiente (Figuras 2 e 3). Em relação ao N, em termos médios, não houve diferença significativa entre os dois sistemas de plantio (microambiente) para o pau-roxo, arapati, arapaçu e óleo-comumbá, não ocorrendo, também para estas três últimas espécies, diferença significativa para o P. O importante, contudo, é avaliar o fluxo do N e P durante o período de decomposição.

Nesse sentido, a liberação desses nutrientes do folheto do putumuju e claraíba distinguiu marcadamente a influência dos dois microambientes, sendo observado maior fluxo no plantio misto (Figuras 2 e 3). Destaca-se a acumulação líquida de N e P na claraíba, em plantio puro, durante a maior parte do período de decomposição. Apenas no pau-roxo, em plantio puro, ocorreu maior fluxo de P até os 270 dias de decomposição (Figura 3). No putumuju e no óleo-comumbá, de maneira geral, ocorreram as maiores e menores, respectivamente, liberações do N e P, em ambos os sistemas de plantio (Figuras 2 e 3).

Dentre os ecossistemas heterogêneos, a maior liberação do N ocorreu no plantio misto, diferindo significativamente, em termos médios, da capoeira e da floresta natural (Figura 2). Já para o P, a capoeira foi o ecossistema que apresentou significativamente a menor liberação (Figura 3).

Houve aumentos dos teores de lignina, de maneira geral, ao final do período de decomposição (Quadro 3). Apenas no putumuju ocorreu decréscimo em ambos os sistemas de plantio. Entretanto, houve redução dos teores de celulose, à exceção no putumuju, claraíba e óleo-comumbá em plantios puros (Quadro 3). Os teores de lignina geralmente aumentam nos estádios mais avançados de decomposição (Rowland & Roberts, 1994; Berg, 2000), enquanto os de celulose diminuem (Heal et al., 1997).

Quadro 3. Atributos químicos do folheto de seis espécies florestais, depositado em plantios puros e mistos, e do folheto de plantio misto, de capoeira e de floresta natural

Atributo químico		Pau-roxo	Putumuju	Arapati	Arapaçu	Claraíba	Óleo-comumbá	Misto	Capoeira	Floresta natural
		g kg ⁻¹								
C	I ⁽¹⁾	440	460	485	475	445	475	470	475	470
	FP	415	380	445	455	378	468	450	383	445
	FM	378	355	378	465	383	415			
N	I	16,8	25,2	15,8	14,7	16,3	16,1	22,5	12,8	14,7
	FP	20,3	24,7	20,3	19,3	26,8	18,9	20,3	18,7	28,6
	FM	18,4	20,2	11,8	15,1	24,9	19,4			
P	I	0,23	0,44	0,15	0,13	0,52	0,15	0,26	0,18	0,19
	FP	0,31	0,44	0,31	0,22	0,51	0,20	0,33	0,32	0,28
	FM	0,31	0,37	0,21	0,15	0,43	0,23			
Lignina	I	186	304	265	295	264	258	295	271	267
	FP	288	293	283	285	287	272	289	292	288
	FM	265	253	254	293	292	313			
Celulose	I	303	217	356	326	318	379	362	312	315
	FP	255	264	341	295	498	403	289	292	288
	FM	198	203	294	295	184	311			

⁽¹⁾ I = Peso do material seco inicial; FP = Peso do material seco remanescente final no plantio puro; FM = Peso do material seco remanescente final no plantio misto.

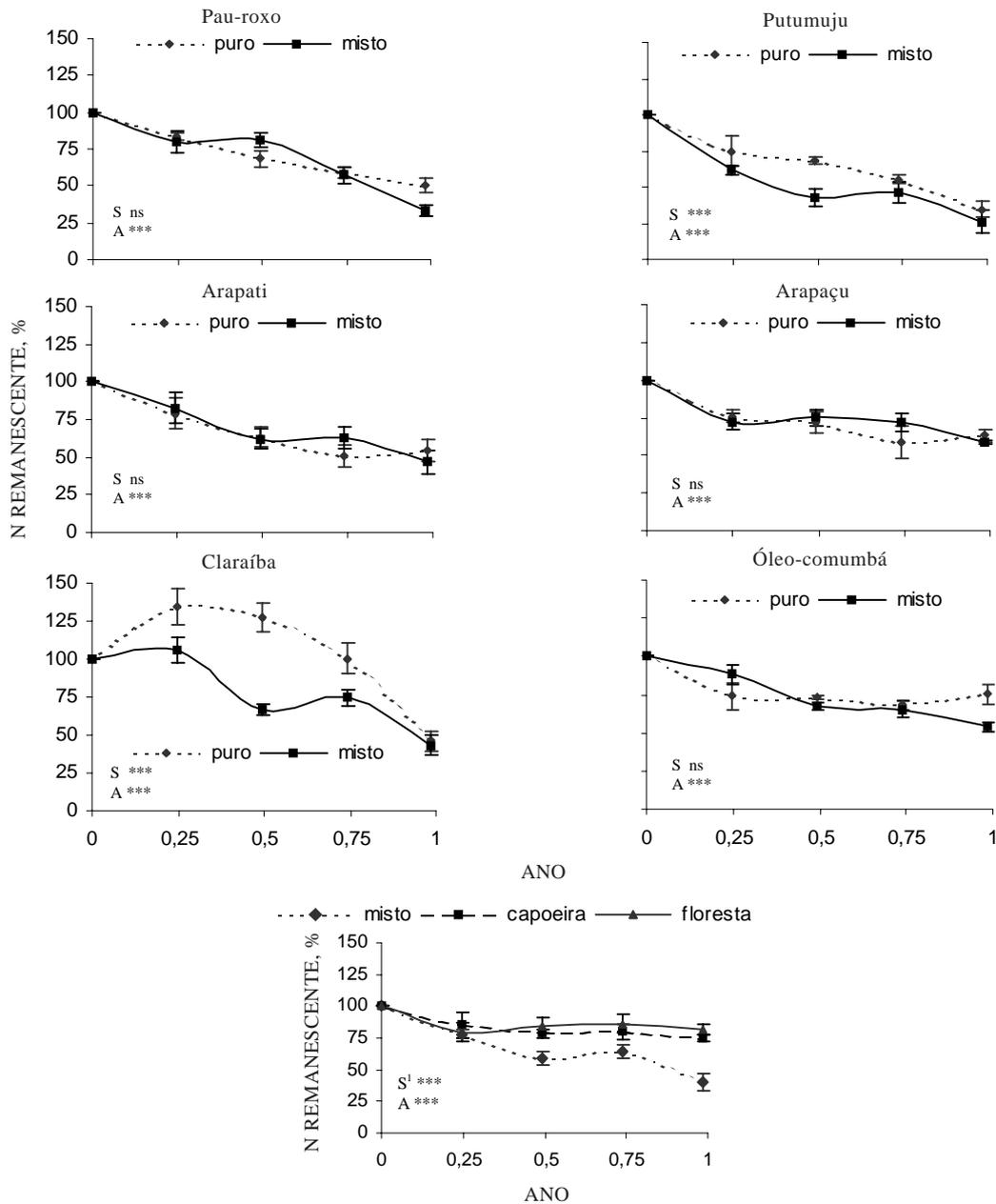


Figura 2. Percentual de massa remanescente de N do folhedo de seis espécies florestais, depositado em plantios puros e mistos, e do folhedo de plantio misto, de capoeira e de floresta natural. As barras verticais correspondem ao erro-padrão. S: sistemas de plantio puro X misto; A: ano. ** e ***: significativos a 1 e 0,1 % pelo teste F, respectivamente. S¹: sistemas de plantio misto X capoeira X floresta.

Esses resultados são indícios de que as interações dos fatores abióticos e bióticos, que regulam a funcionalidade dos ecossistemas florestais, atuam positiva ou negativamente na velocidade de decomposição do folhedo das espécies florestais, mostrando, assim, que, mesmo em nível local, o processo de decomposição não seria influenciado apenas pela qualidade do substrato, mas também pela qualidade do microambiente.

A umidade do folhedo seria um fator de qualidade importante no processo de decomposição. Na coleta

dos sacos de decomposição, observou-se maior umidade nos folhedos das espécies florestais no plantio misto, mesmo nos períodos de baixa precipitação. Situação semelhante foi reportada por Gama-Rodrigues & Barros (2002), quando depositaram folhedo de eucalipto (*E. grandis* x *E. urophylla*) em fragmentos de floresta natural, verificando, neste ecossistema, maiores perdas de massa (52,5 %) do folhedo daquela espécie do que no próprio povoamento de eucalipto (42,6 %). Sankaram (1993) encontrou correlações positivas

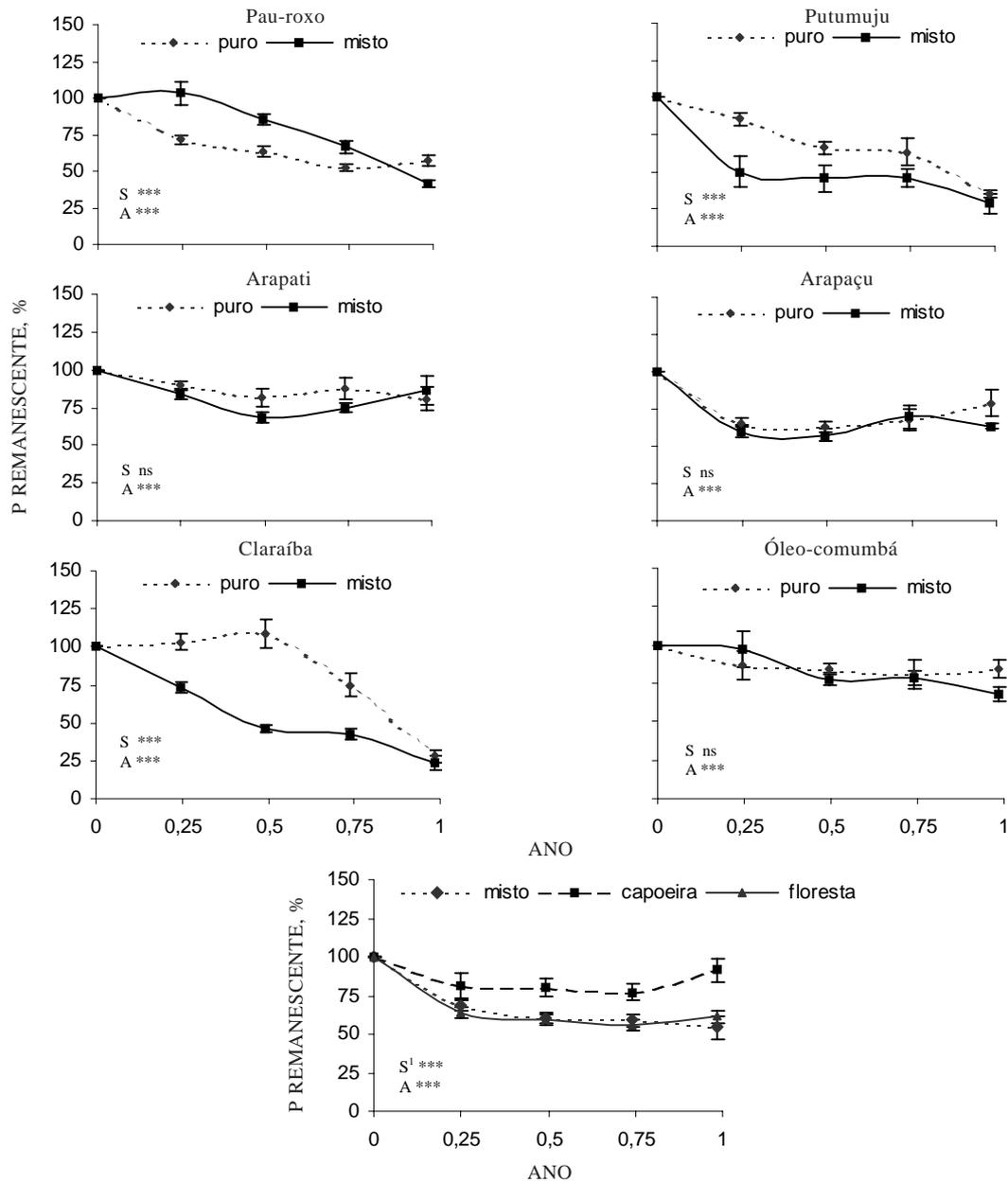


Figura 3. Percentual de massa remanescente de P do folheto de seis espécies florestais, depositado em plantios puros e mistos, e do folheto de plantio misto, de capoeira e de floresta natural. As barras verticais correspondem ao erro-padrão. S: sistemas de plantio puro X misto; A: anos. ** e ***: significativos a 1 e 0,1 % pelo teste F, respectivamente. S¹: sistemas de plantio misto X capoeira X floresta.

entre a perda de peso e o teor de umidade dos folhedos de eucalipto (*E. tereticornis*), teca (*Tectona grandis*) e albizia (*Parasenianthes falcataria*).

No plantio misto, por outro lado, podem ter ocorrido, também, interações positivas dos folhedos do pau-roxo e óleo-comumbá com os componentes da serapilheira daquele ecossistema, acelerando a decomposição dos folhedos dessas espécies florestais. Briones & Ineson (1996) observaram aumentos da decomposição do folheto de *E. globulus*, quando misturado (dois a dois) com folhedos de *Quercus petraea*, *Fraxanus excelsior* e *Betula pendula*. Interação

positiva também foi verificada para a mistura do folheto *Populus tremuloides* com *Alnus crispa* (Binkley, 1992). Folheto de *Cordia alliodorase* decompõe mais rapidamente em plantio misto com outras espécies arbóreas do que em plantio puro (Babbar & Ewel, 1989). Entretanto, Klemmedson (1992) não encontrou efeito positivo sobre a decomposição de *Pinus ponderosa* misturado em diversas proporções com folheto de *Quercus gambilii*. Köchy & Wilson (1997) reportaram que a deposição do folheto de *Populus tremuloides* em pastagem natural não alterou a taxa de decomposição dessa espécie.

No plantio misto, o aporte contínuo de folhede expressaria uma propriedade coletiva dos indivíduos de várias espécies, de composições químicas distintas, que ocorrem no sítio, enquanto as taxas de decomposição da serapilheira revelariam uma propriedade emergente, em virtude não só da interação dos processos de decomposição de seus componentes, mas também do somatório das taxas individuais das espécies (Gama-Rodrigues, 1997). O plantio misto, portanto, reproduziria certa complexidade de interações, assemelhando-se às florestas naturais. Nestes ecossistemas, as propriedades coletivas e emergentes manifestar-se-iam simultaneamente (Salt, 1979; Odum, 1983; Yost et al., 1997).

Nesse sentido, a liberação e, ou, enriquecimento líquido de N e P dos folhedos das espécies florestais alocados no plantio misto e dos três ecossistemas heterogêneos pode ser atribuída à movimentação interespecífica de nutrientes ocorrida em folhedos heterogêneos, governada pelo gradiente de nutrientes (Briones & Ineson, 1996). Situação análoga foi reportada por Wood (1974), que observou aumentos do teor de N durante a decomposição do folhede de *E. delegatensis*, mediante a translocação do elemento pelas hifas de fungos. Esse mecanismo também foi proposto em relação à acumulação de P durante a decomposição dos folhedos de *E. globulus*, *Cupressus lusitanica*, *Juniperus procera* e da floresta natural altomontana da Etiópia (Lisanewok & Michelsen, 1994). A fauna e a lixiviação do folhede, também, são importantes fatores de transferência interespecífica de nutrientes (Heal et al., 1997).

Os valores das características referentes ao início do estudo (Quadro 3) apresentaram baixa capacidade preditiva da perda de peso do folhede, principalmente em plantios puros (Quadro 4). No plantio misto, apenas os teores de C e P, a relação C/P e as respectivas combinações dos teores de P com os de lignina e celulose, mostraram relação linear significativa com a massa remanescente final do folhede. Também, apenas no plantio misto a regressão linear múltipla, com os teores de C e P, aumentou a capacidade preditiva da massa remanescente final do folhede [$\%MR = -214,08 - 47,35 (P) + 0,577 (C)$; $R^2 = 0,927^*$].

Esses resultados revelam que o P, e não o N, seria mais limitante para a decomposição do folhede dessas espécies, nas condições estudadas. Para vários tipos de coberturas florestais, em solos altamente intemperizados, o P se mostra como principal fator nutricional limitante da decomposição do folhede (Attiwill & Adams, 1993). Esses resultados indicam, aparentemente, a influência dos dois sistemas de plantio (microambiente) sobre os atributos de qualidade que regulam o processo de decomposição do folhede. Assim, a capacidade preditiva desses atributos não seria independente do tipo de microambiente no qual o substrato se decompõe. Isso possibilita, então, que a decomposição do folhede de espécies florestais com diferentes características químicas seja utilizada como indicador para distinguir qualidade de sítios florestais e, ou, sistemas de produção florestal.

Os resultados de decomposição e liberação de nutrientes, observados no presente trabalho, revelam o potencial de manipulação da serapilheira dos ecossistemas florestais estudados. Em folhedos heterogêneos, a transferência de nutrientes do material de alta qualidade para o de baixa qualidade afetaria a disponibilidade dos elementos, pela maior conservação no sistema solo-serapilheira, e possivelmente elevaria a taxa de decomposição do substrato mais recalcitrante, alterando subsequentemente a qualidade da matéria orgânica do solo (Heal et al., 1997; Handayanto et al., 1997). Nesse sentido, o plantio misto de espécies nativas com folhedos de qualidades bastante distintas seria um sistema ecológico que aumentaria a eficiência da ciclagem de matéria orgânica e de nutrientes, reproduzindo, em certo limite, as condições ecofisiológicas da floresta natural.

CONCLUSÕES

1. A taxa de decomposição do folhede do plantio misto situa-se numa posição intermediária em relação às taxas das espécies contrastantes que compõem este ecossistema. Isto proporciona maior

Quadro 4. Regressões lineares da massa remanescente final do folhede de seis espécies florestais de acordo com seus atributos químicos, depositado em plantios puros e mistos

Variável	Puro			Misto		
	Intercepto	Declividade	R ²	Intercepto	Declividade	R ²
(massa inicial)						
C, g kg ⁻¹	-113,012	0,337	0,241	-299,154	0,737*	0,818
P, g kg ⁻¹	57,939	-54,774°	0,550	61,114	-69,003°	0,620
C/P	26,318	0,007	0,500	17,067	0,011*	0,809
Lig/P	26,333	0,012	0,454	16,801	0,019*	0,752
(Lig + Cel)/P	26,328	0,006°	0,530	18,410	0,008*	0,769

° e *: Significativos a 10 e 5 % pelo teste F, respectivamente.

capacidade de reciclar a matéria orgânica e os nutrientes.

2. Os processos de decomposição e mineralização são influenciados não apenas pela qualidade individual do substrato, mas também pela qualidade do microambiente (interação entre fatores físico-químicos e a biota decompositora) de determinado sistema de plantio.

3. A extrapolação de resultados desses processos obtidos em cultivos monoespecíficos para sistemas florestais heterogêneos não é apropriada.

LITERATURA CITADA

- ANDERSON, J.N. & INGRAM, J.S.I. Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods. Wallingford, CAB International, 1989. 171p.
- ATTIWILL, P.M. & ADAMS, M.A. Nutrient cycling in forests. *New Phytol.*, 124:561-582, 1993.
- BABBAR, L.I. & EWEL, J.J. Decomposicion del follaje en diversos ecosistemas sucesionales tropicales. *Biotropica*, 21:21-29, 1989.
- BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R. & GALLO, J.R. Métodos de análise química de plantas. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas, 1983. 48p. (Boletim Técnico, 78)
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soil. *For. Ecol. Manag.*, 133:13-22, 2000.
- BRAGA, J.M. & DEFELIPO, B.V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extrato de solo e material vegetal. *R. Ceres*, 21:73-85, 1974.
- BINKLEY, D. Mixtures of nitrogen₂-fixing and non-nitrogen₂-fixing tree species. In: CANNELL, M.G.R.; MALCOLM, D.C. & ROBERTSON, P.A., eds. The ecology of mixed-species stands of trees. Oxford, The British Ecological Society, 1992. p.99-123.
- BLAIR, J.M.; PARMELEE, R.W. & BEARE, M.H. Decay rates, nitrogen fluxes, and decomposer communities of single and mixed-species foliar litter. *Ecology*, 71:1076-1085, 1990.
- BRIONES, M.J.I. & INESON, P. Decomposition of eucalyptus leaves in litter mixtures. *Soil Biol. Biochem.*, 28:1381-1388, 1996.
- CORREIA, M.E.F. & ANDRADE, A.G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Gênese, 1999. p.197-225.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. Ciclagem de nutrientes por espécies florestais em povoamentos puros e mistos em solos de tabuleiro da Bahia, Brasil. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1997. 107p. (Tese de Doutorado)
- GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F. & MENDONÇA, E.S. Alterações edáficas sob plantios puros e misto de espécies florestais nativas do sudeste da Bahia, Brasil. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:581-592, 1999.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. & BARROS, N.F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. *R. Árvore*, 26:193-207, 2002.
- HANDAYANTO, E.; GILLER, K.E. & CADISCH, G. Regulating N release from legume tree prunings by mixing residues of different quality. *Soil Biol. Biochem.*, 29:1417-1426, 1997.
- HEAL, W.; ANDERSON, J.M. & SWIFT, M.J. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E., eds. Driven by nature: Plant litter quality and decomposition. Wallingford, CAB International, 1997. p.3-30
- KLEMMEDSON, J.O. Decomposition and nutrient release from mixtures of *Gambel oak* and ponderosa pine leaf litter. *For. Ecol. Manag.*, 47:349-361, 1992.
- KÖCHY, M. & WILSON, S.D. Litter decomposition and nitrogen dynamics in aspen forest and mixed-grass prairie. *Ecology*, 78:732-739, 1997.
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A. & MARTIN, S. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: applications to soils of humid tropics. *Biotropica*, 25:130-150, 1993.
- LEÃO, A.C. & MELO, A.A.O. Características morfológicas, físico-químicas e mineralógicas dos solos da Estação Ecológica do Pau-Brasil, Porto Seguro, Bahia. *Agrotropica*, 2:105-112, 1990.
- LISANERWORK, N. & MICHELSEN, A. Litterfall and nutrient release by decomposition in three plantations compared with a natural forest in the Ethiopian highland. *For. Ecol. Manag.*, 65:149-164, 1994.
- McCLAUGHERTY, C.A.; PASTOR, J.; ABER, J.D. & MELILLO, J.M. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. *Ecology*, 66:465-472, 1985.
- MELILLO, J.M.; ABER, J.D. & MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63:621-626, 1982.
- MORI, S.A. & SILVA, L.A.M. O herbário do Centro de Pesquisas do Cacau em Itabuna, Brasil. Ilhéus, Bahia, Brasil. Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira/Centro de Pesquisas do Cacau, 1980. 8p.(Boletim Técnico, 78)
- ODUM, E.P. The strategy of ecosystems development. *Science*, 164:262-270, 1969.
- ODUM, E.P. *Ecologia*. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 1983. 434p.
- OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44:322-331, 1963.
- ROWLAND, A.P. & ROBERT, J.D. Lignin and cellulose fractionation in decomposition studies using acid-detergent fibre methods. *Commun. Soil Sc. Plant Anal.*, 25:269-277, 1994.
- SALT, G.W. A comment on use of the use of the term "emergent properties". *Am. Nat.*, 113:145-148, 1979.

- SANKARAN, K.V. Decomposition of leaf litter of albizia (*Paraserianthes falcataria*), eucalypt (*Eucalyptus tereticornis*) and teak (*Tectona grandis*) in Kerala, India. For. Ecol. Manag., 56:225-242, 1993.
- SCHLESINGER, W.H. & HASEY, M.M. Decomposition of chaparral shrub foliage: losses of organic and inorganic constituents from deciduous and evergreen leaves. Ecology, 62:762-774, 1981.
- TAYLOR, B.R.; PARKINSON, D. & PARSONS, W.F.J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. Ecology, 70:97-104, 1989.
- van SOEST, P. & WINE, R.H. Development of a comprehensive system of feed analysis and its applications to forages. J. Assoc. Off. Agr. Chem., 51:780-785, 1968.
- van WESEMAEL, B. Litter decomposition and nutrient distribution in humus profiles in some mediterranean forests in southern Tuscany. For. Ecol. Manag., 57:99-114, 1993.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991. 124p.
- VINHA, S.G. & LOBÃO, D.E.V.P. Estação ecológica do Pau-Brasil, Porto Seguro, Bahia. Ilhéus, Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira/Centro de Pesquisas do Cacau, 1989. 40p.
- WIEDER, R.K. & LANG, G.E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. Ecology, 63:1636-1642, 1982.
- WOOD, T.G. Field investigations on the decomposition of leaves of *Eucalyptus delegatensis* in relation to environmental factors. Pedobiologia, 14:343-371, 1974.
- YOST, R.; CALDWELL, R.; CONSTANTINIDES, M.; HERBERT, D. & FOWNES, J. The sustainability of agriculture and forestry production systems on soils with low pH. In: MONIZ, A.C.; FURLANI, A.M.C.; SCHAEFFERT, R.E.; FAGERIA, N.K.; ROSOLEM, C.A. & CANTARELLA, H., eds. Plant-Soil interactions at low pH: sustainable agriculture and forestry production. Campinas/Viçosa, Brazilian Soil Science Society, 1997. p.29-38.
- ZAR, J.H. Biostatistical analysis. 3.ed. New Jersey, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1996. 918p.
- ZIMMER, M. Is decomposition of woodland leaf litter influenced by its species richness? Soil Biol. Biochem., 34:277-284, 2002.

