

## 研究報告

# 惠蓀林場三種林分之枯落物分解速率研究

周育如<sup>1</sup> 顏江河<sup>1, 2</sup>

【摘要】本研究以台灣中部惠蓀林場三種不同林分(天然林、杉木林、次生林)為對象，自 2000 年 4 月至 2003 年 3 月，使用枝葉袋測定枯落物分解速率，探討三種林分養分釋出及留存之動態變化。結果顯示，三種林分之枯落物經三年後，其分解速率以天然闊葉林為最快，杉木人工林和次生闊葉林則相近，其重量留存分別為  $24.75 \pm 0.25$ ， $38.82 \pm 0.14$ ， $36.00 \pm 0.65$  %，分解常數(k)則在 0.32-0.48 間。重量留存率呈上下波動現象，可能是受到野外有機物及礦物質的污染，造成枯落物損失量的低估，影響分解速率。養分留存率，在天然闊葉林和次生闊葉林的所有養分，都隨著時間遞降，但杉木人工林在氮、磷及鉀隨著時間增加呈先增後降的趨勢，其餘碳、鈣、鎂、木質素則是隨著時間遞降。由於本試驗區枯落物木質素初期濃度大於 40 %，故三種林分在分解初期時就開始木質素的分解。以 C/N 比來預測氮的淨礦質化作用，當 C/N 比低於 25 時，便開始進行淨礦質化作用。

【關鍵字】枯落物、分解速率、養分濃度、養分留存率

### Research paper

## Study on the Litterfall Decomposition Rates of Three Different Stands in Hui-Sun Experimental Forest

Yu-Ju Chou<sup>1</sup> Chiang-Her Yen<sup>1,2</sup>

【Abstract】In this study, we monitored litterfall decomposition rate of three different stands (natural hardwood stand, NS; China-fir plantation, CPS; and secondary hardwood stand, SS) in Hui-Sun Experimental Forest, located in middle Taiwan, from April 2000 to March 2003, by using litterbag method. The purposes of this study were to evaluate the litterfall decomposition rate dynamics of three different stands. The results showed the decomposition rate was faster in NS, followed by CPS and SS during the three year period. The remaining mass of litterfall was  $24.75 \pm 0.25$ ,  $38.82 \pm 0.14$  and  $36.00 \pm 0.65\%$  for NS, CPS and SS, respectively. The annual decomposition constant (k) were ranged from 0.32 to 0.48 at the end of three years. The remaining mass of litterfall fluctuated because the contamination of field litterbags with organic and mineral led to the underestimated litter mass loss and affected decomposition rates. The percentages of nutrients remaining of all nutrients were decreased with

1. 國立中興大學森林系

Department of Forestry, NCHU.

2. 通信作者

Corresponding author.

time pass in NS and SS. The N, P and K were increased initially but than decreased, and C, Ca, Mg and lignin were increased until the study end in CPS. The litterfall, cause by high initial concentrations (> 40%), decomposition started in the early stages decomposition in three different stands. Net mineralization could be well predicted from the C/N ratio. When the C/N ratio was below 25, N net mineralization would start.

**【Key words】** litterfall, decomposition rate, nutrient concentration, nutrient remaining.

## 一、前言

枯落物掉落至林地經一連串的作用，轉化成簡單的分子回歸自然。分解過程中，以無脊椎動物對枯落物進行物理作用，使植物體破碎增加表面積，充分與土壤或其他有機殘骸混合，而生物化學作用，則由土壤中的微生物(細菌和真菌)執行，藉由微生物所產生的酵素，將枯落物分解，使養分釋放出來，並逐漸變成難分解的土壤有機質，最終經由腐植化形成腐植質(Takeda and Abe, 2001)。

整個分解過程受到氣候、化學組成及土壤生物的交互作用所影響，很多研究指出，在一般大尺度跨區域上，主要是受氣候控制，特別是溫度、雨量及實際蒸發散量(actual evapotranspiration, AET)，會影響微生物族群大小及酵素活性；在小尺度同一區域上(在相同的環境氣候狀況下)，則受到枯落物化學組成影響，在分解早期時，養分濃度如氮、磷會限制微生物活力，到分解後期，則以木質素為限制因子(Johansson *et al.*, 1995; Berg, 2000; Musvoto *et al.*, 2000; Tian *et al.*, 2000)。然這樣的影響並非是絕對的定律，視地方環境狀況而有所不同。

Berg 和 Staaf (1980)所建立的分解模式，將枯落物的分解過程區分為：(1)分解早期，其重量損失率快，受到氣候、枯落物化學組成(可溶性養分)及形態結構所影響。(2)分解晚期，主要殘留物為木質素及木質化纖維，其重量損失率慢，受到木質素降解快

慢所控制(Berg, 2000; Moro and Domingo, 2000)。森林生態系通常含有多種林分，視樹種及植物社會結構而異，會影響其生物量之分配，形成不同質、量的枯落物並呈現出不同的分解速率(Rogers, 2002)。不同林分組成會有不同的養分釋放模式，且與枯落物本身品質及環境因子有相關。

有機物的分解速率是否與枯落物生產速率相同，是決定養分有效性的一個非常重要因子。因此，林床枯落物分解過於緩慢，養分礦質化速率低於枯落物養分輸入速率，則養分循環速率及森林生產力就會降低。

本試驗地之前已有張華洲(1997)及陳佳慧(2000)進行過枯落物的調查，及分解速率之測定，本試驗承續前人之研究，繼續探討以枝葉袋來估測三種林分之分解速率及其養分存留的動態變化，所得結果可作為惠蓀林場長期生態研究的基礎資料。由於台灣長期生態已有 5 個試驗地，也以相似的枝葉袋法在進行研究，未來可綜合及分析各試驗地所得結果，將有助於瞭解並建立適合台灣森林枯落物的分解模式。

## 二、材料與方法

### (1)樣區概況

本試驗地屬中興大學惠蓀實驗林場，位於林場第三林班，關刀溪水源地集水區，在長期生態研究區之內，樣區海拔 700 1,300 m，區內主要植群可分為：(1)在無人為干擾下，其林相組成達極盛相社會之原始天然林，每公

頃約 1,980 株，上木中殼斗科、樟科及山茶科之種類組合，佔重要值之 71.2 %，主要優勢樹種包括香桂、豬腳楠、反刺楸、南投石櫟等，為臺灣典型的樟櫟群叢；(2)杉木人工之杉木林，每公頃約 1,220 株，入侵闊葉樹約 3,200 株，主要以鴨腳木、柏拉木、厚殼桂、白匏子、竹葉楠等為主；(3)次生闊葉林，於 1958 年實施擇伐後未經造林，任由其根株萌蘖與種子自然萌芽而成，其組成已近於原生林，每公頃約 7,600 株，優勢木包括柏拉木、香桂、薯豆、大丁黃等(呂金誠和歐辰雄，1996)。

關刀溪測候站(海拔680 m)的長期資料顯示，年平均溫度約 20.9 °C，年雨量約為 2,505.2 mm。四至九月為雨季，十月至翌年三月為乾季。2000 年 1 月至 2003 年 2 月之年平均最高溫度為 25.2 °C，年平均最低溫度為 20.6 °C，年雨量為 2,084.7 mm。

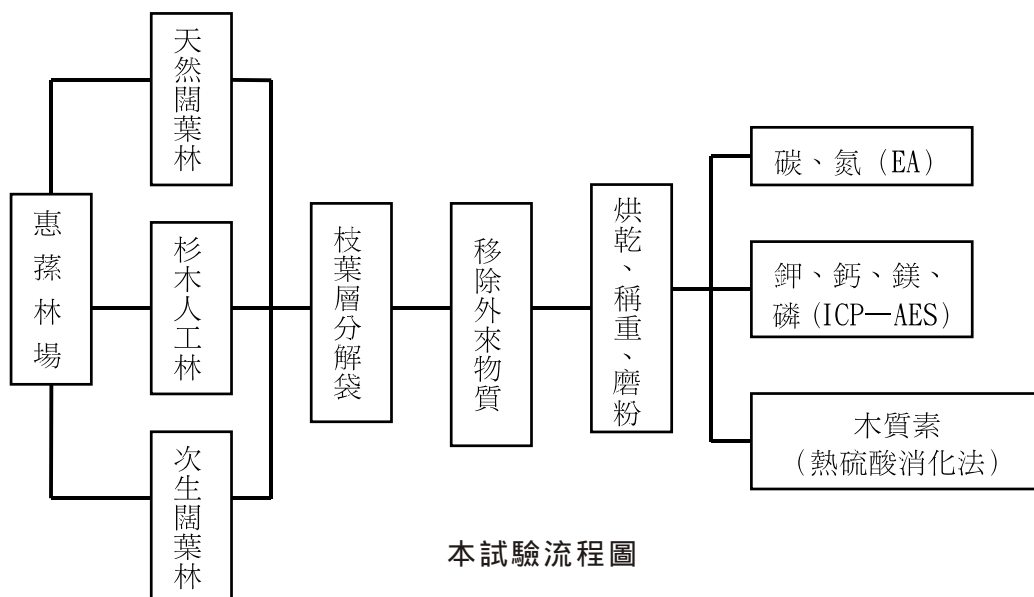
### (2)不同林分分解速率測定

分解袋之設置以網孔為 1 mm 尼龍網做成 30 cm × 30 cm 的分解袋。於 2000 年 4 月 28 日，在每一林分中隨機選取 3 m × 3 m 樣區 4 個，將樣區內地表上所有枝葉

層(L層)收集混和後，隨機取出枯落物將其裝入分解袋，3 個林分共設 300 個分解袋，設置地地點隨機分佈。另外，從每個林分中取回 3 個分解袋，以供測定初期水分含量及養分含量。之後每兩個月取回分解袋至實驗室，以 65 °C 烘 2 天後取出，小心仔細地將外來污染物質挑出，再連續烘乾一週後，進行秤重、磨粉及養分分析(陳佳慧，2000)，測碳、氮、磷、鉀、鈣、鎂及木質素含量。所得數據以 SPSS 視窗 8.0 版分析軟體，進行不同林分枯落物的變方分析。

### (3)枯落物植物體養分分析

碳及氮以碳 - 氫 - 氮 - 硫元素分析儀 (CHNS-Elemental Analyzer, EA, elemental vario EL) 分析其含量。鉀、鈣、鎂、磷以硫酸 - 過氧化氫消化法 (Moore and Chapman, 1986)，將樣本消化後，以感應耦合電漿原子發射光譜分析儀 (Inductively-Coupled Plasma Atomic Emission Spectrophotometer, ICP-AES) 進行分析。木質素以熱硫酸消化法 (Osono and Takeda, 2001)，計算出醇苯萃取物含量，即油脂含量，再以萃取後的殘留物定量出木質素含量。試驗流程如下圖所示。



本試驗流程圖

### 三、結果與討論

分解作用的表示，通常是以有機質的改變為主，最簡單的表示方法，即重量留存率。隨著分解時間的增加，重量留存率大致呈現降低之趨勢(圖 1)。分解初期，各林分分解袋的重量都快速減少，然後趨於緩慢，中期時各林分的分解呈停滯或忽高忽低的現象，到後期時分解呈緩慢進行。各階段大致以天然闊葉林分解最快，杉木人工林分解最慢，次生闊葉林的分解在前期時介於二林分間，但到後期時與杉木人工林相近。35 個月後，三種林分之剩餘重量分別為天然闊葉林  $24.75 \pm 0.25\%$ 、杉木人工林  $38.82 \pm 0.14\%$  及次生闊葉林  $36.00 \pm 0.65\%$ ，天然闊葉林剩餘重量明顯地低於其他二林分，統計上呈顯著差異( $P < 5\%$ )。

使用單一負指數模式  $\ln(X_t/X_0) = -kt$  (Olson, 1963) 來表示其分解速率，求出分解常數  $k$  值(表 1)並比較同一年度各林分  $k$  值。三年期間， $k$  值都以天然闊葉林為最高，以第 1 年有最快的分解速率，隨後有下降趨勢；杉木人工林的  $k$  值，在三年間為最低且數值相似，呈現一穩定分解速率；次生闊葉林在第 1 年時介於兩林分間，第 2 年後則與杉木人工林相近。同時， $k$  值與年度間呈直線相關，各林分的直線迴歸式，不論在第 1 年、第 2 年或第 3 年，皆呈顯著相關， $r$  在 0.20-0.76 間。

三種林分在分解中後期，都受到外來物質的影響，特別是在分解中期(17-25個月)影響最為嚴重，其重量留存率呈上下波動現象，推測原因為受到周圍環境的有機物及礦物物質污染(Rustad, 1994)，這些污染物來源包含細根、菌絲、昆蟲糞便及礦物土壤顆粒等。分解初期時，干擾不嚴重且易清除，一旦進入分解後期，這些物質會與剩餘枯落物混合，不易辨識也不易清除，因而影

響分解速率及養分分析。另外，Idol 等(2002)研究指出大多數的污染物以有機物居多，而礦物質較少，因為枯落物為動、植物及微生物的養分和能量來源，會吸引細根、菌絲及昆蟲進入，而礦物污染則易因雨水淋溶而進入。

在本研究中，從野外取回的枝葉袋，所挑出外來污染雜質，以次生林被污染最為嚴重，天然林和杉木林則次之。污染物以細根、菌絲及昆蟲糞便等有機物為最多，菌絲最不易清除，且易影響往後的養分分析。目前為止尚未有標準方法來估測枝葉袋中污染物的量，傳統的方法是應用乾灰分量(Ash-free dry mass)來估算礦物污染，然此法不利於估算有機物污染。未來或許可以用  $^{13}\text{C}$  來標定剩餘枯落物，來得知剩餘重量的損失，及估算總污染物重量(Idol *et al.*, 2002)。使用 1 mm 網孔的尼龍網，會將較大型的土壤動物隔絕在外，是否會阻止其咀嚼、破碎和混合枯落物，以致分解速率較慢，則有待研究(Sundarapandian and Swamy, 1999; Osono and Takeda, 2001)。且枝葉袋與自然狀況不完全相同，故所測得分解速率，未必能完全反應自然的狀況。

各林分分解袋之初期濃度如表2，碳初期濃度以杉木人工林和次生闊葉林最高，天然闊葉林為最低，氮和木質素則都以天然闊葉林為最高，杉木人工林最低，呈顯著差異( $P < 5\%$ )。三種林分之 C/N 比及 lignin/N 比都以天然闊葉林為最低，杉木人工林為最高，呈顯著差異。天然闊葉林初期在氮、磷、鉀、鈣、木質素含有較高的養分濃度；杉木人工林初期在碳及鎂有較高的養分濃度，同時也具有較高的 C/N 和 lignin/N 比；次生闊葉林初期除了在鈣濃度外，其餘養分濃度皆為介於兩林分間。

一般來說，枯落物之最初化學組成，都

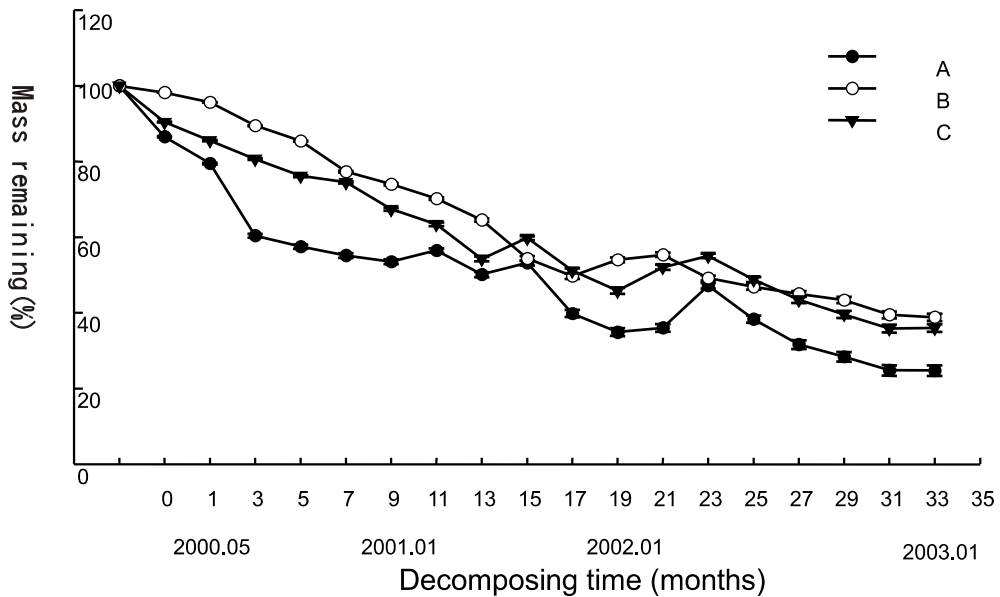


圖 1. 惠蓀林場三種林分(A：天然闊葉林 B：杉木人工林 C：次生闊葉林)，枝葉層分解袋經 3 年分解後之重量留存率(%)

Fig. 1. After three years of decomposition, the remaining mass of litter of A, nature hardwood stand; B, China-fir plantation and C, secondary hardwood stand in the Hui-Sun Experimental Forest.

表 1. 惠蓀林場三種林分各年度間之年分解常數(k)

Table 1. The annual decomposition constant (k) of three different stands in Hui-Sun Experimental Forest.

	第 0-1 年		第 0-2 年		第 0-3 年	
	k	r <sup>2</sup>	k	r <sup>2</sup>	k	r <sup>2</sup>
天然闊葉林	0.68	0.610*	0.53	0.626**	0.48	0.558***
杉木人工林	0.33	0.760**	0.31	0.527**	0.32	0.194*
次生闊葉林	0.43	0.573*	0.34	0.371*	0.35	0.375**

註：\*表示達 0.05 顯著水準 \*\*表示達 0.01 顯著水準 \*\*\*表示達 0.001顯著水準



可用來預測分解速率，像是氮濃度、木質素濃度、C/N 比、lignin/N 比及 LCI (全纖維/木質素 + 全纖維)等，這些指數與分解作用之關係，大多以溫帶森林為基礎所建立的，因此各種指數並不能全適用於所有的植被，需視各地區而異。其中 C/N 比為最常用的重要指數，除了代表枯落物質量外，也代表著能量(碳)和養分對分解者的供應，因此，C/N 比常被廣泛的用來預測分解作用的潛力 (Musvoto *et al.*, 2000; Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003)。

三種林分中，以天然闊葉林具有較高氮濃度、低 C/N 比及低 lignin/N 比，容易促成較高的微生物活力，故分解速率較快；而杉木人工林則反之。杉木人工林的木質素濃度並非最高，在初期 1-3 月間反而有較低的濃度，但隨後木質素濃度便上升，到達與天然闊葉林相近的濃度。在整個分解過程中，天然闊葉林氮濃度一直是杉木人工林的 1.5-2 倍間，而木質素濃度只有在初期有微小的差異外，其餘期間兩者濃度相近，顯示在三個林分中，氮濃度可能是造成分解速率的差異，而木質素濃度的作用則較不明顯。

分解速率的變化，除了受到枯落物中化學組成影響外，也受到本身葉片形態特性所影響。由於杉木人工林的葉片形態構造是線狀披針形，螺旋狀著生於枝條，故枝條所佔部分相對於闊葉樹是較多量的。在分解後期時，闊葉林之枝葉袋大多已為無法辨識的殘餘物，但在杉木林的枝葉袋中，依然發現完整的枝條，推測這些因素也是造成杉木林分解速率較慢的原因之一。

分解過程中養分的釋放，牽涉到三個作用同時進行，分別是(1)分解初期因淋溶作用，使養分釋出，(2)微生物的生物固定作用 (immobilization)，使養分累積，(3)最後再因礦質化作用，發生淨釋放現象 (Osono and

Takeda, 2001; Rogers, 2002)。

分解期間三種林分之碳剩餘重量隨時間增加而下降(圖 2(a))。初期以天然闊葉林分解最快，杉木人工林分解最慢。隨後，次生闊葉林於 15-25 月之間釋出速度趨緩，而天然闊葉林和杉木人工林則從 19-25 月之間趨緩，25 個月後，各林分恢復釋出，至 35 個月時，天然闊葉林碳剩餘量為  $21.70 \pm 1.49\%$  最低，杉木人工林與次生闊葉林的碳剩餘量相近，分別為  $35.40 \pm 1.58\%$  和  $34.80 \pm 1.96\%$ ，此結果與重量減少相似。

各林分之氮剩餘重量變化很大，大致上仍然隨著分解的進行而下降(圖 2(b))。唯杉木人工林初期時 0-5 月，則呈現上升趨勢，5-23 月間緩慢下降，其剩餘量仍在 100% 以上，直到 23 個月後，才持續有下降的趨勢。至 35 個月時，氮分解剩餘重量依序分別為天然闊葉林  $30.39 \pm 5.00\%$ 、次生闊葉林  $54.00 \pm 9.01\%$  及杉木人工林  $83.98 \pm 8.45\%$ 。

磷剩餘重量，大致上隨著時間的增加而下降(圖 2(c))。天然闊葉林和次生闊葉林，一開始便有下降趨勢，分解期間雖有上下起伏，但大致上是呈下降；杉木人工林一開始為上升趨勢，從 7 個月後才開始下降至 100% 以下，於 31 個月時降至最低點。至 35 個月時，磷剩餘重量依序為天然闊葉林  $36.90 \pm 2.90\%$ 、杉木人工林  $44.93 \pm 4.10\%$  及次生闊葉林  $70.97 \pm 22.32\%$ 。

三種林分的碳釋出率，大體趨勢都是呈逐漸下降，表示碳一開始便被微生物大量消耗。由圖 2(b)及圖 2(c)，可推測在杉木人工林中，氮和磷於分解初期時，微生物固定作用大於礦質化作用，濃度及留存率皆為升高，直到氮分解至 23 個月後，磷分解至 7 個月之後，礦質化作用才大於固定作用。除了次生闊葉林在氮分解初期 0-7 個月時，有發生固定作用外，其餘兩林分的氮和磷都

表 2. 惠蓀林場三種林分分解袋之各養分初期濃度(%)

Table 2. The initial nutrient concentration (%) of decomposition bag of three stands in Hui-Sun Experimental Forest.

養分濃度	天然闊葉林	杉木人工林	次生闊葉林
C (%)	51.68±0.47 <sup>a</sup>	53.40±0.44 <sup>b</sup>	53.93±0.21 <sup>b</sup>
N (%)	2.13±0.10 <sup>c</sup>	0.97±0.09 <sup>a</sup>	1.54±0.17 <sup>b</sup>
P (%)	0.09±0.005 <sup>b</sup>	0.06±0.005 <sup>a</sup>	0.06±0.001 <sup>a</sup>
K (%)	0.32±0.02 <sup>b</sup>	0.21±0.02 <sup>a</sup>	0.27±0.03 <sup>a</sup>
Ca (%)	1.08±0.14 <sup>c</sup>	0.73±0.03 <sup>b</sup>	0.49±0.04 <sup>a</sup>
Mg (%)	0.15±0.02 <sup>a</sup>	0.17±0.01 <sup>b</sup>	0.12±0.01 <sup>a</sup>
Lignin(%)	47.72±0.89 <sup>c</sup>	42.97±0.04 <sup>a</sup>	45.81±1.05 <sup>b</sup>
C/N	24.35 <sup>a</sup>	55.54 <sup>c</sup>	35.30 <sup>b</sup>
Lignin/N	22.50 <sup>a</sup>	44.71 <sup>c</sup>	30.01 <sup>b</sup>

註：1. 橫列平均值後之字母(a, b, c)若不同表 Duncan's test 檢定結果有顯著差異( $p < 0.05$ )

只有淋溶作用及礦質化作用同時發生，且都以天然闊葉林釋出率為最快(圖 2(b)及圖 2(c))。氮和磷的生物固定作用，可推論為當枯落物最初含有較低濃度的氮和磷時，微生物可能會固定及吸存穿落水中的可溶性養分或土壤中有效性養分，以供養分之需。除了微生物的生物固定作用外，亦有可能是因為吸收大氣中的氮、穿落水、昆蟲的糞便及固定作用(fixation)所致(Melillo *et al.*, 1982; Musvoto *et al.*, 2000)。

鉀剩餘重量，大致上隨著時間的增加而下降(圖 3(d))。天然闊葉林和次生闊葉林，初期 0-5 月間呈直線下降，從 100% 降至約 35%，隨後兩林分呈高低起伏，分別於 29 個月和 17 個月後，維持在平穩狀態。杉木人工林初期為上升趨勢，隨後開始釋出，快速下降至 17 個月時達最低點。至 35 個

月時，鉀剩餘重量依序為次生闊葉林 21.90±5.30%、天然闊葉林 32.71±2.06% 及杉木人工林 56.55±19.87%。

鈣剩餘重量，隨著分解時間增加而下降(圖 3(e))。三種林分除了在 25 個月時，天然林和次生林突然上升外，皆呈逐漸下降狀態。至 35 個月時，鈣剩餘重量依序為天然闊葉林 12.79±3.38%、次生闊葉林 14.27±2.85% 及杉木人工林 35.84±1.30%。

鎂剩餘重量隨分解時間增加呈下降趨勢(圖 3(f))。三種林分在 0-21 個月間，除了次生天然林在 3 個月時突然上升外，皆呈逐漸下降趨勢，隨後三種林分呈緩慢下降中，至 35 個月時，鎂剩餘重量依序為天然闊葉林 4.16±0.48%、次生闊葉林 6.83±1.19% 及杉木人工林 8.86±0.73%。

Tietema 和 Wessel (1994) 提出陽離子釋

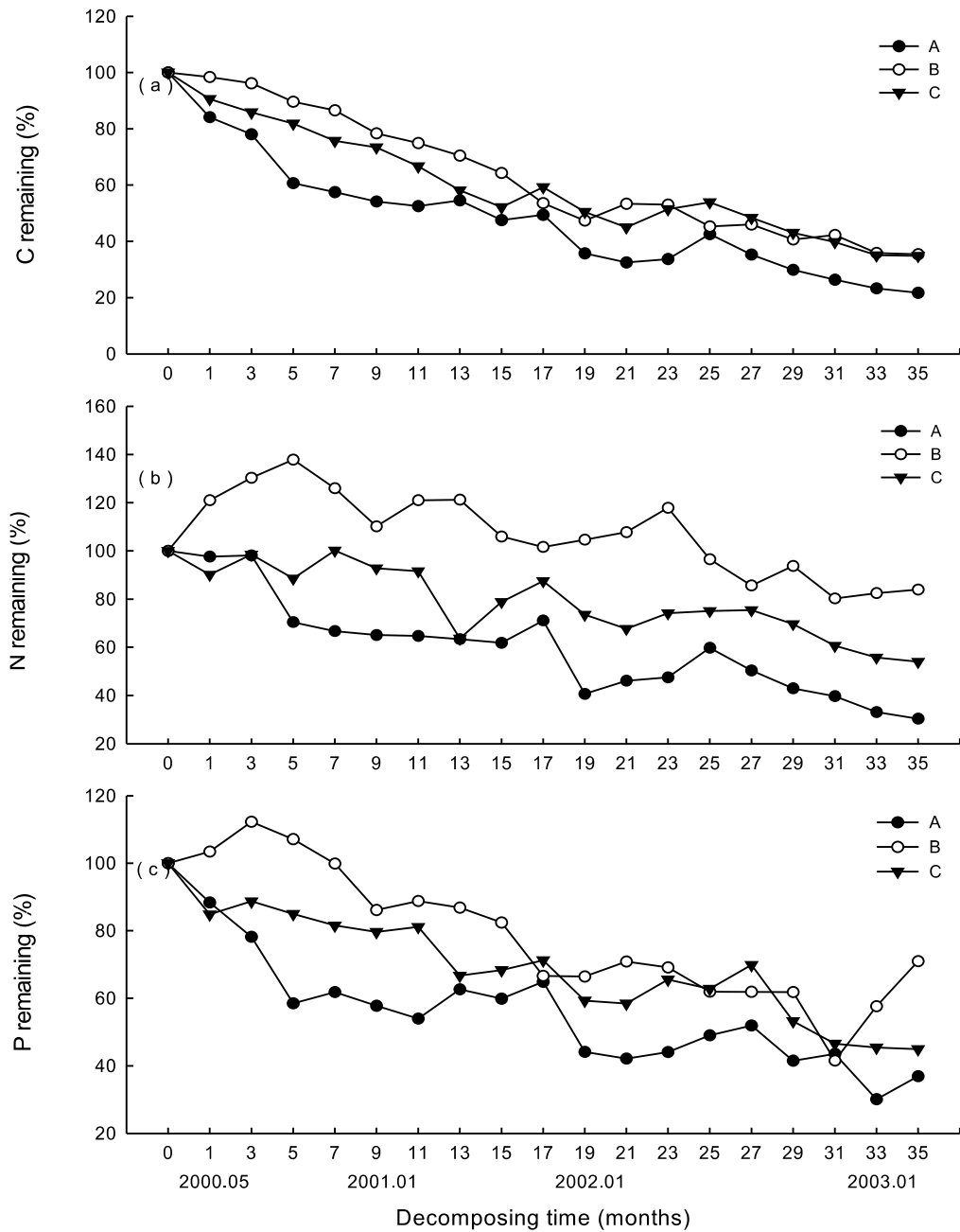


圖 2. 惠蓀林場三種林分(A: 天然闊葉林 B: 杉木人工林 C: 次生闊葉林)中, 枝葉層分解袋經 3 年分解後的養分留存率(%) (a)碳留存率 (b)氮留存率 (c)磷留存率

Fig. 2. After three years of decomposition, the C remaining (a), N remaining (b) and P remaining of A: nature hardwood stand; B: China-fir plantation and C: secondary hardwood stand in the Hui-Sun Experimental Forest.



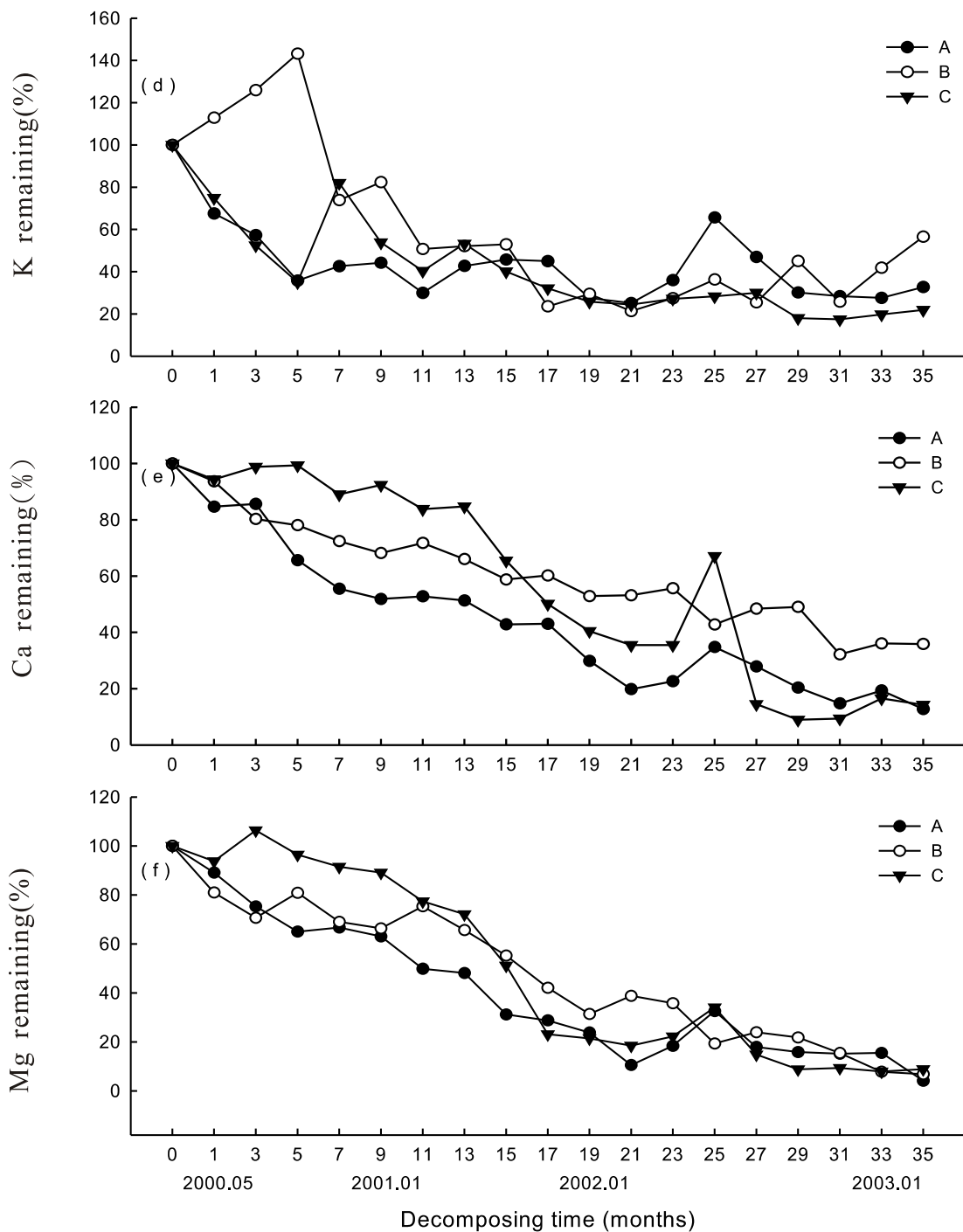


圖 3. 惠蓀林場三種林分(A:天然闊葉林;B:杉木人工林 C:次生闊葉林)中,枝葉層分解袋經3年分解後的養分留存率(%) (d)鉀留存率 (e)鈣留存率 (f)鎂留存率

Fig. 3. After three years of decomposition, the K remaining (d), Ca remaining (e) and Mg remaining (f) of A: nature hardwood stand B: China-fir plantation and C: secondary hardwood stand in the Hui-Sun Experimental Forest.

出順序為：鉀>鈉>鎂>鈣>錳>鋁>鐵。由於鉀為可移動性，不易與有機物結合，因此容易因淋洗作用而釋出，在兩種闊葉林中皆可看到此一現象，於初期 0-5 個月間，鉀就被快速釋放出來降至 36%，最後留存率分別為天然闊葉林  $32.71 \pm 2.06\%$ 、次生闊葉林  $21.90 \pm 5.30\%$ ，然在杉木人工林卻不然。相較下鈣和鎂的釋出屬於較緩慢，較不受淋溶作用流失，而是依賴微生物的活性而逐漸減少，且鈣是細胞壁的重要結構之一，故釋出較慢(Ribeiro *et al.*, 2002)。三種林分中，鈣的釋出率，初期以天然闊葉林最快，次生闊葉林為最慢，後期杉木林釋出變緩慢，次生闊葉林變快。鎂的釋出率，初期同樣以次生闊葉林為最慢，隨後三種林分快速下降，到達一穩定狀態。

劉興旺和郭幸榮(1993)認為養分濃度或留存率隨分解時間有高低變動情形，這是分解初期養分元素在微生物間同化或異化的轉換，量未必一致，當養分呈淨釋出時，通常在分解後期，其釋放量常與重量損失成正比。本試驗結果，在天然闊葉林，整個分解過程中，所有養分釋放量皆與重量損失成正比，杉木人工林和次生闊葉林，部分養分釋放量，於初期時與重量損失成反比，但到分解後期時，同樣地，也與重量損失率成正比。另外，本試驗在養分分析時，無法將微生物完全與樣本區分開來，故所得之養分濃度包括微生物所固定的養分。

分解期間三種林分之木質素濃度呈上下波動，忽高忽低，但大致維持在 46% 以上，整體而言是呈上升趨勢(圖 4(a))。在木質素剩餘量方面(圖 4(b))，相似於碳剩餘量(圖 2(a))，初期 0-17 個月間各林分皆呈下降，以天然闊葉林分解最快，杉木人工林分解最慢，天然闊葉林於 19-23 月間趨於平緩，杉木人工林和次生闊葉林則於 17-25 個月間呈現趨緩，皆於 25 個月後，各林分恢復釋出，

至 35 個月時，天然闊葉林碳剩餘量為 26.55-3.58% 最低，杉木人工林與次生闊葉林的碳剩餘量相近，分別為 44.59-6.02% 和 41.89-5.42%，此結果趨勢也與重量剩餘量相似。分解進行時中，易分解物質首先釋出，不易分解的物質在未分解的有機質中，其相對濃度會上升(Berg, 2000)。通常木質素的分解會較慢，要等到其他有機組成分解到某一程度時，才開始分解(Berg and Staaf, 1980)。然惠蓀三種林分之木質素於初期時便開始逐漸分解，其剩餘重量呈逐漸下降，這可能是由於初期木質素濃度已高達 40%，且分解期間皆維持在 45% 以上所致。Berg 等(1987)發現枯落物最初木質素濃度較高(>30%)，其木質素在初期時就會開始分解，若是最初木質素濃度較低，則會先累積直到後期才開始分解。其他地區如國內福山四種綠葉，其木質素濃度在分解期間，大多保持在 30% 以上(林國銓等, 2002)；意大利坎佩尼亞的純 *Fagus sylvatica* L.(山毛櫸屬)及混有 *Abies alba* Mill.(冷杉屬)的枯落物，其最初木質素濃度為 40-49% 間(Rutigliano *et al.*, 1996)；日本 Gifu 的 *Abies veitchii*(冷杉屬)和 *Betula ermanii*(樺木屬)枯落物其最初濃度為 41.5% 及 35.6%，分解期間濃度維持在 40-55% 間(Tian *et al.*, 2000)，這些地區的枯落物，其初期木質素濃度皆大於 30%，故在分解初期就開始分解。

分解過程中碳氮比隨著時間增加呈下降趨勢(圖 5)。杉木人工林初期有最高的比值(55.4)，在 0-17 個月間，碳氮比顯著地高於另外兩林分，到了後期 19-35 個月間杉木人工林與次生闊葉林有較相近的碳氮比，而天然闊葉林除了初期有最高比值 24.32 外，其餘比值皆在 20 上下，呈穩定狀態。次生闊葉林和杉木人工林分別在 7 個月及 23 個月後，C/N 比才開始降至 25 以下。在整個分解過程中，碳氮比值為杉木人

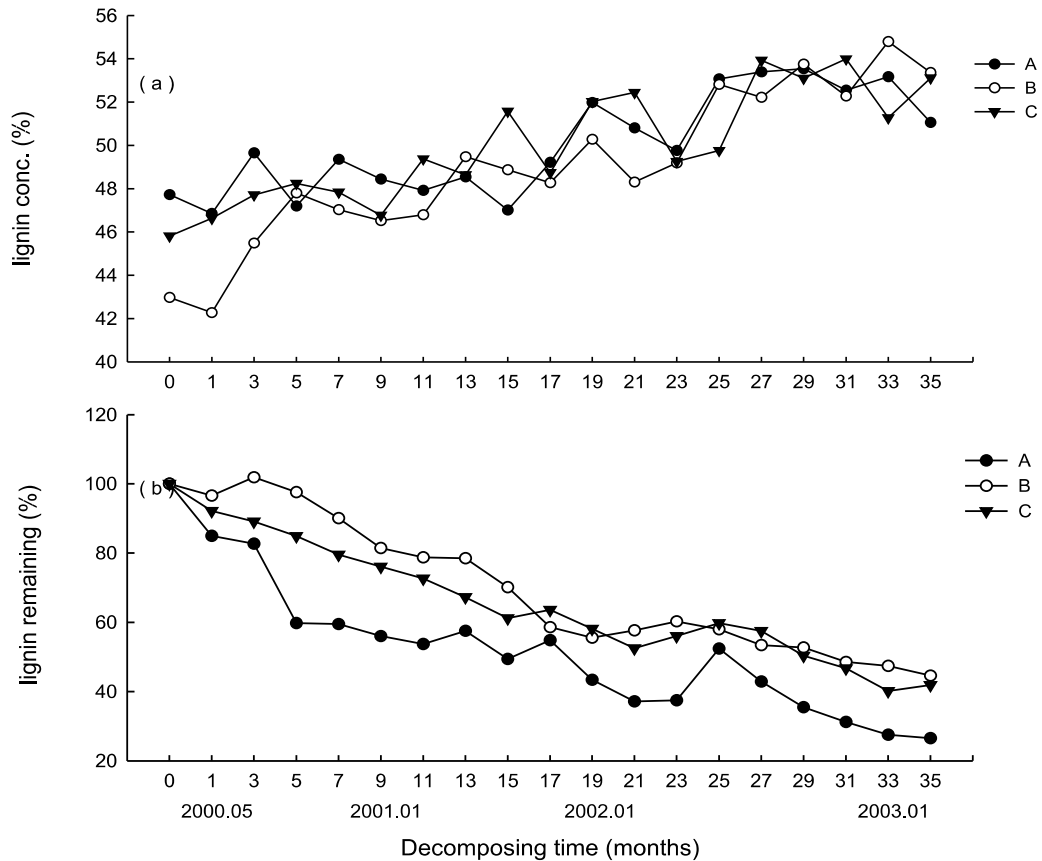


圖 4. 惠蓀林場三種林分(A：天然闊葉林 B：杉木人工林 C：次生闊葉林)，枝葉層分解袋經 3 年分解後之木質素濃度(a)與木質素留存率(b)

Fig. 4. After three years of decomposition, the lignin contraction (a) and P lignin remaining (b) of A: nature hardwood stand B: China-fir plantation and C: secondary hardwood stand in the Hui-Sun Experimental Forest.

40

工林 > 次生闊葉林 > 天然闊葉林。40-49% 氮的釋出與枯落物性質指數有很強的關係，即枯落物性質將可以決定氮的釋放與否。氮和磷開始淨釋放的關鍵在於碳和養分間的比率，故可以藉由枯落物的 C/N 比來預測氮的淨釋放和淨固定作用 (Semwal *et al.*, 2003; Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003)。綜合許多研究分解作用的報告，指出在溫帶森林中，氮的礦質化作用開始於 C/N 比約 20-30，但熱帶森林中，則開始於 C/N 比約 30-40 (Torreta and Takeda, 1999; Osono and Takeda, 2001; Rogers, 2002)。C/N 比使氮釋

放量增加或減少的轉折點在 20-30 間，但這只是一個通則，實際的轉折點，各系統不同 (林國銓等, 2002)。在天然闊葉林中，其 C/N 比一直處於 25 以下 (16-25)，因此只有氮的淨釋放現象而未有淨固定發生。次生闊葉林在初期時，其 C/N 比一直維持在 30 以上 (31-36)，於 7 個月後其 C/N 比降至 26.7，故開始進行淨礦質化作用。杉木人工林在初期時，其 C/N 比同樣也是維持在 25 以上，甚至一開始高達 55，直到 23 個月後，C/N 比降至 25，才開始有淨礦質化作用發生。

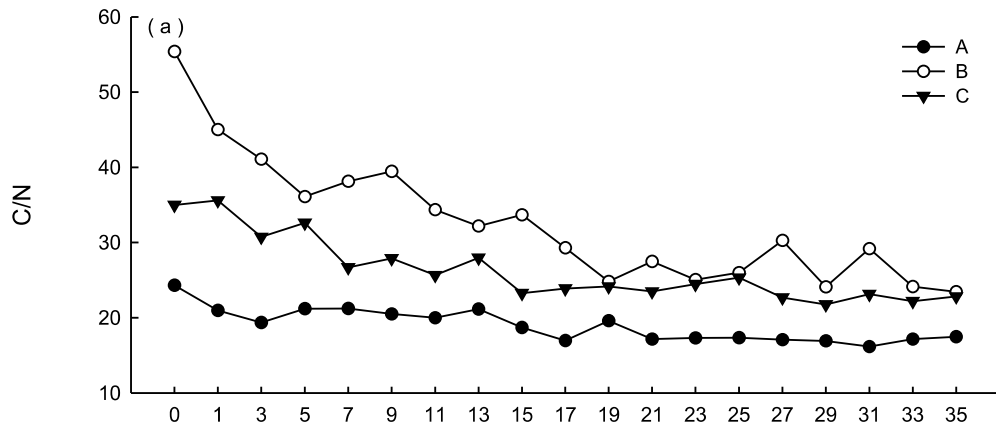


圖 5. 惠蓀林場三種林分(A：天然闊葉林；B：杉木人工林；C：次生闊葉林)，枝葉層分解袋經 3 年分解後的碳氮比

Fig. 5 .After three years of decomposition, the C/N of A, nature hardwood stand; B, China-fir plantation and C, secondary hardwood stand in the Hui-Sun Experimental Forest.

#### 四、參考文獻

- 呂金誠、歐辰雄 (1996) 關刀溪長期生態研究區森林植群之初步研究(1)。中興大學實驗林報告 18(1)：77-108。
- 林國銓、張乃航、王巧萍、劉瓊霧 (2002) 福山闊葉林四樹種綠葉的分解及氮動態變化。台灣林業科學 17(1)：75-85。
- 張華洲 (1997) 惠蓀林場三種林分枯枝落葉量及其養分含量之季節變動。國立中興大學森林學研究所碩士論文。
- 陳佳慧 (2000) 關刀溪不同林分枯落物及土壤養分含量之動態變化。國立中興大學森林學研究所碩士論文。
- 劉興旺、郭幸榮 (1993) 針葉林林地枯枝落葉及腐植質之養分釋出。台大實驗林研

究報告 7(3)：99-113。

- Berg, B. (2000) Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.* 133: 13-22.
- Berg, B. and H. Staaf (1980) Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. In: Persson, T. (Ed.), *Structure and Function of Northern Coniferous Forest-An Ecosystem Study.* *Ecol. Bull. (Stockholm)* 32: 373-390.
- Berg, B., H. Staaf and B. Wessen (1987) Decomposition and nutrient release in needle litter from nitrogen-fertilized Scots

- pine (*Pinus sylvestris*) stand. Scand. J. For. Res. 2: 399-415.
- Idol, T. W., K. A. Holzbaur, P. E. Pope and F. Ponder, Jr (2002) Control-bag correction for forest floor litterbag contamination. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 620-623.
- Johansson, M.-B., B. Berg and V. Meentemeyer (1995) Litter mass-loss rates in late stages of decomposition in a climatic transect of pine forest. Long-term decomposition in a Scots pine forest. Can. J. Bot. 73: 1509-1521.
- Melillo, J. M., J. D. Aber and J. F. Muratore (1982) Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology 63: 621-626.
- Moore, P. D. and S. B. Chapman (1986) Methods in plants ecology. 2nd ed. Blackwell Scientific Publications. Oxford, London, Edinburgh.
- Moro, M. J. and F. Domingo (2000) Litter decomposition in four woody species in a Mediterranean climate: weight loss, N and P dynamics. Annals Bot. 86: 1065-1071.
- Musvoto, C., B. M. Campbell and H. Kirchmann. (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.
- Osono, T. and H. Takeda (2001) Organic chemical and nutrient dynamics in decomposing beech leaf litter in relation to fungal in growth and succession during 3-year decomposition processes in a cool temperate deciduous forest in Japan. Ecological Research 16: 649-670.
- Ribeiro, C., M. Madeira and M. C. Araujo (2002) Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globules* grown under different water and nutrient regimes. For. Ecol. Manage. 171: 31-41.
- Rogers, H. M (2002) Litterfall, decomposition and nutrient release in a lowland tropical rain forest, Morobe Province, Papua New Guinea. J. Trop. Ecol. 18: 449-456.
- Rustad, L. E (1994) Element dynamics along a decay continuum in a red spruce ecosystem in Maine, USA. Ecology 75: 867-879.
- Rutigliano, F. A., A. Virzo De Santo, B. Berg, A. Alfani and A. Fioretto (1996) Litter decomposition in decaying leaves of *fagus sylvatica* and needles of *abies alba*. Soil Biol. Biochem. 28(1): 101-106.
- Semwal, R. L., R. K. Maikhuri, K. S. Rob, K. K. Sen and K. G. Saxena (2003) Leaf litter decomposition and nutrient release patterns of six multipurpose tree species of central Himalaya, India. Biomass and Bioenergy 24: 3-11.
- Sundarapandian, S. M. and P. S. Swamy (1999) Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. For. Ecol. Manage. 123: 231-244.
- Takeda, H. and T. Abe (2001) Templates of



- food-habitat resources for the organization of soil animals in temperate and tropical forests. *Ecological Research* 16: 961-973.
- Tian, X., H. Takeda and J. Azuma (2000) Dynamics of organic-chemical components in leaf litters during a 3.5-year decomposition. *Eur. J. Soil Biol.* 36: 81-89.
- Tietema, A. and W. W. Wessel (1994) Microbial activity and leaching during initial oak leaf litter decomposition. *Biol. Fert. Soils* 18: 49-54.
- Torreta, N. K. and H. Takeda (1999) Carbon and nitrogen dynamics of decomposing leaf litter in a tropical hill evergreen forest. *Eur. J. Soil Biol.* 35: 57-63.
- Xuluc-Tolosa, F. J., H. F. M. Vester, N. Ramirez-Marcial, J. Castellanos-Albores and D. Lawrence (2003) Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *For. Ecol. Manage.* 174: 401-412.