

研究報告

臺灣中海拔霧林帶三種林相的降雨再分配和水質變化

薛美莉¹⁾ 蕭明堂^{2,3)}

摘要

為瞭解高山霧林帶生態系的降雨在通過樹冠層後，水量再分配和水質變化，本研究於臺灣北部觀霧地區之原始樟殼林、次生林與人工針葉林等三種不同林相下，蒐集林內之幹流雨量、穿落雨量及林外雨量，並量測其化學組成。於2012年3月至2013年7月期間，共紀錄54場降雨事件。研究結果顯示，在不同降雨量下，霧林帶森林的樹冠截留能力的變化。在雨量小(< 98 mm)時，樹冠截留與降雨量呈顯著的線性正相關；在雨量高(> 98 mm)時，樹冠截留與降雨量反成為負相關之關係，其歸因於霧水額外的輸入所致。在三種林相中，以原始林的樹冠截留率為最高(11.1%)，人工林次之(8.1%)，次生林的樹冠截留率最低(7.3%)，而樹冠穿落率最高(91.2%)。研究期間所收集的雨水之pH容積加權平均值為5.01，在流經原始林和次生林後，穿落水及幹流的pH值均顯著提高，而流經人工林的穿落水pH顯著增加，但其幹流水pH則顯著降低呈現酸化。以林內雨H⁺淨輸入量為負值來看，三種林相均能部分中和大氣的酸沉降，並且以原始林與次生林的緩衝能力高於人工林。研究結果指出，觀霧地區的霧林帶生態系中，無機氮和SO₄²⁻的年沉降量高，分別達21.2 kg N ha⁻¹ yr⁻¹和15.1 kg S ha⁻¹ yr⁻¹，未來待進一步研究釐清酸沉降對於棲息於此的環境敏感物種之可能影響。

關鍵詞：穿落雨量、幹留雨量、樹冠截留、霧、酸沉降。

薛美莉、蕭明堂。2022。臺灣中海拔霧林帶三種林相的降雨再分配和水質變化。台灣林業科學 37(3):207-26。

¹⁾行政院農業委員會特有生物研究保育中心，552005南投縣集集鎮民生東路1號 Endemic Species Research Institute, 1 Minsheng East Rd., Jiji Town, Nantou County 552005, Taiwan.

²⁾林業試驗所集水區經營組，100051臺北市南海路53號 Division of Watershed Management, Taiwan Forestry Research Institute, 53 Nanhai Rd., Taipei 100051, Taiwan.

³⁾通訊作者 Corresponding author, e-mail:mtshiao@gmail.com

2022年5月送審 2022年10月通過 Received May 2022, Accepted October 2022.

Research paper

Rainfall Redistribution and Associated Chemical Alterations in Three Forest Types in Montane Cloud Forest Ecosystems in Mid-Elevation Areas of Taiwan

Mei-Li Hsueh¹⁾ Ming-Tang Shiao^{2,3)}

【 Summary 】

To improve our understanding of rainfall redistribution and associated chemical alterations through the canopy and bark in montane cloud forests, we measured rainfall and ionic concentrations in open areas, in throughfall, and in stemflow in stands of primitive and secondary forests, and a coniferous plantation in the Guanwu area of north-central Taiwan. During the study period from March 2012 to July 2013, 54 rainfall events in total were sampled. Apparent rainfall interception by canopies exhibited a linear positive relation with rainfall size in sampled events with < 98 mm of rainfall. However, during heavy rainfall events (> 98 mm), negative correlations between apparent interception and rainfall amounts was found, probably resulting from additional hydrological inputs from fog precipitation producing low and negative apparent rainfall interception. Among the 3 forest types examined, the primitive forest had the largest interception loss (11.1%), followed by the coniferous plantation (8.1%), and the lowest interception loss (7.3%) and the largest throughfall ratio (91.2%) were in the secondary forest. The volume-weighted mean pH of gross precipitation was 5.01, and it increased as the rain passed through the tree canopy and bark as throughfall and stemflow in primitive and secondary forests. In the plantation, throughfall had a significantly higher pH value, but stemflow had a significantly lower pH value than precipitation. The annual net flux of H⁺ was negative in the 3 types of forest, indicating that they could neutralize the incoming acids from the atmosphere, and the buffering capacity was larger in the primitive and secondary forests than in the plantation. Our study presents evidence that the high level of annual input of inorganic N (21.2 kg N ha⁻¹ yr⁻¹) and sulfate (15.1 kg S ha⁻¹ yr⁻¹) in montane cloud forest ecosystems, and shows the need to clarify its potential impacts on environmentally sensitive species living in these habitats.

Key words: throughfall, stemflow, canopy interception, fog, acid deposition.

Hsueh ML, Shiao MT. 2022. Rainfall redistribution and associated chemical alterations in three forest types in montane cloud forest ecosystems in mid-elevation areas of Taiwan. *Taiwan J For Sci* 37(3):207-26.

緒言

霧林帶森林多發生在熱帶和亞熱帶的高山地區，潮濕的氣候和起伏的地形導致濕潤的上升水氣形成雲霧帶，經常性的霧使得這些區

域的濕度多接近飽和，平均年降水量多高於 2500 mm。霧林帶生態系具有相當高的特有豐富度(endemism-scale richness; Bruijnzeel et al.

2010)，然而人為導致的快速環境變遷，如氣候變遷、棲地喪失和汙染等，嚴重威脅霧林帶生態系及其物種的存續(Karger et al. 2021)。氣候變遷可能改變溫度與降雨的發生量及頻率，影響霧林帶生態系中潮濕水氣的輸入(Loope and Giambelluca 1998, Still et al. 1999, Foster 2001)，而人為活動所造成的酸沉降等污染則可能透過水文循環影響生態系內的棲息物種(Harte and Hoffman 1989, Kucken et al. 1994)。為此，瞭解霧林帶生態系的水文及營養鹽收支是一個重要的工作。

在探討森林水文循環上，大氣重力沉降經森林林冠的再分配現象是必要的一環。降雨進入森林後，部分穿過樹冠層枝葉滴落地面(穿落雨量)，部分沿著枝幹流下(幹流雨量)，另有部分則被樹冠所截留或蒸散。另外，在霧林帶森林中，除了垂直降水外，樹冠層的枝葉間有頻繁的霧攔截現象(fog interception; Bruijnzeel 1990, Giambelluca and Gerold 2011)。被攔截的霧滴可能在葉片上逐漸蒸散、直接滴落或順著枝葉幹流至森林底層，形成水平降水或稱為霧水(fog precipitation)，並進一步增加森林內穿落雨量和幹流雨量。儘管有關於降雨量、穿落雨量和幹流雨量，以及樹冠截留的關係在諸多前人的高山森林研究中有所記載，包括臺灣東北部棲蘭山地區(1400~1700 m)的扁柏林(Chen 2003, Chen 2006, Lin 2007)及中部溪頭的柳杉林(1250 m; Hsu 2013, Chang et al. 2014, Huang 2015)等研究，然而，降雨經過樹冠的再分配受氣候(降雨量及強度、風速及濕度等; Lin et al. 1996, Kiem et al. 2004)、植被(植物組成及樹種樹型; Marin et al. 2000, Bryant et al. 2005, Vernimmen et al. 2007, Zong et al. 2021)和海拔(Bruijnzeel et al. 2010)等因素所影響而因地而異。為此，建立研究地的降雨再分配模式是估算森林營養鹽收支的首要工作。

大氣重力沉降也是養分進入陸域生態系的重要途徑。人類的農業活動與石化燃料的燃燒所導致的氮汙染和硫汙染經由大氣沉降的輸入是森林生態系的另一個威脅(Bobbink et al. 2010)。隨著經濟發展，亞洲地區的人為酸性排

放物逐年增加，已占全球排放量的35%以上，特別是來自中國與印度的排放(Smith et al. 2011)，並使得亞洲成為現今全世界酸沉降最嚴重的地區(Duan et al. 2016, Chang et al. 2022)。例如在中國東南部的森林，硫沉降量達24~160 kg ha⁻¹ yr⁻¹，已接近或超過1980年代歐洲地區酸沉降危害的峰值(Larssen et al. 2006)。酸汙染物透過長程傳輸進一步影響日本、韓國與臺灣等鄰近地區(Larssen et al. 1999, Ge et al. 2014)。在臺灣，於1980年起發現有嚴重的酸沉降，特別是北部地區(Sun and Wu 1980, King and Huang 1983, Lin et al. 1993, King et al. 1994)。直到1995年政府實施空汙費徵收的政策，減少工業的硫排放，酸汙染的發生方獲得改善。惟人為的酸性排放物仍可經由東北季風從鄰近中國輸入，成為北臺灣仍具高通量之酸沉降的原因(Lin et al. 2000a, King et al. 2003)。另外，近年研究發現，淺山農業活動施用肥料可能導致大氣中氮的累積，並造成高通量的氮沉降，是另一個可能的威脅(Liang et al. 2009, Chang 2020)。酸沉降除了可能使森林衰退、增加土壤酸度、改變生態系的養分循環外(Aber et al. 1989, Schwartz 1989, Burns et al. 2016)，也影響對環境敏感的兩生類之存續。兩生類因具高度透水的皮膚，生活史的階段依賴多種類型的棲地，使得牠們的棲息與繁殖與微環境的濕度和酸度，以及水域環境的穩定有著密切相關(Blaustein et al. 2010, Clipp and Anderson 2014)。酸化的環境可能限制牠們的生長發育和呼吸，並阻斷兩生類幼體的鈉平衡，因而影響其族群分布(Freda and Dunson 1984, Pierce 1985, Wyman and Hawksley-Lescault 1987)。儘管，現今仍未見到臺灣的森林生態系受酸沉降影響而衰退或物種的族群減少之證據，然而仍有必要關注其對霧林帶生態系的可能潛在影響。

臺灣北部的觀霧地區位處在雲霧盛行的中海拔霧林帶，依據中央氣象局測站資料顯示，本區年降雨量達3000 mm以上，除冬季屬相對濕潤以外，其餘季節均屬重濕氣候(perhumid)。觀霧地區也是屬臺灣特有種的觀霧山椒魚之重要棲地，臺灣產山椒魚因其僅分

布侷限在中高海拔山區且不連續，族群擴散能力差，成為急需關注的保育物種。考量臺灣北部山區為酸沉降負荷的高度敏感區(Chang et al. 2009)，為物種保育的目的上，釐清觀霧山椒魚所處棲地的酸沉降程度為一重要工作，前人研究指出在原始老熟林與人工林下均有觀霧山椒魚的紀錄(Ou et al. 2004)。為此，本研究主要目的為(1)建立觀霧地區不同林相(原始林、森林邊緣之次生林、人工林)下，降雨的再分配；(2)比較雨水和穿落水、幹流水的化學組成差異，以瞭解不同林相對酸性物質的中和能力；以及(3)估算 NO_x 和 SO_4^{2-} 年沉降量，以瞭解本區的酸沉降環境壓力。

材料與方法

一、研究地區氣候概況

研究地點位於臺灣北部中海拔的觀霧地區(24°30'N, 121°06'E, 1900~2200 m)，本區屬於亞熱帶高山氣候，降雨具明顯的季節性變化。依據中央氣象局於本區所設置之自動測站C0E410 (24°30'21.62"N, 121°06'47.46"E, 2087 m)於1989~2006年間的氣象資料顯示，本區降雨主要落在2~3月的春雨、4~6月的梅雨季的降雨，以及7~9月的颱風降雨，11月至隔年1月通常為乾季，年降雨量(mean ± SD)為 3330.9 ± 1003.5 mm (範圍：1967.5~4984.5 mm)。中央氣象局C0E410測站在2007年6月撤站，並同年10月在鄰近地區新設另一自動測站C0D550 (24°31'37.10"N, 121°06'57.78"E, 1956 m)，新測站位於觀霧之北方稜線下方，雲霧壟罩相對較少，不及觀霧濕冷，然在綜觀尺度(200~2000 km)和中尺度(20~200 km)下，兩地降雨的天氣系統型態相近(Lin 2009)，故本研究以C0D550測站之資料來推估研究期間觀霧地區之每場降雨事件內的降雨天數。

二、現生植群與樣區劃設

觀霧地區經歷早期伐木、造林、火燒及崩坍等干擾，現生植群呈現多樣化的鑲嵌樣式。依臺灣現生天然植群圖集(Chiou et al. 2009)，

以人工林與山地針闊混淆林佔大多數面積。本地之人工林栽植逾40~50年，植群呈現柳杉、臺灣杉、紅檜或香杉等純林，且部分已有闊葉樹種入侵。針闊混淆林的林緣多為干擾後之早期森林演替階段，林型以臺灣二葉松林和臺灣赤楊落葉林為主；森林內部則為原始老熟植群，包括雲葉-高山新木薑子-卡氏櫛亞型、假長葉楠-長葉木薑子型、森氏櫛型及卡氏櫛型等林型(Chiu et al. 2017)。

依據前述主要的植群型，本研究分別選擇在針闊混淆林的森林內部之原始老熟林(primary forest)、森林邊緣之次生林(secondary forest)和針葉人工林(coniferous plantation)等三種不同的林相內設置 10×10 m樣區，其中，在原始林與次生林中分別各設置4處，在人工林中設置2處(Fig. 1)，共10處樣區。於2012年7月進行10個樣區的植群調查，並計算各種植物在各樣區中之相對優勢度(RA; relative dominance)和相對密度(RD; relative density)，用以評估該植物在林分樣區中所占的重要性。另以球面密度計(spherical densitometer)於各樣區內取4個定點測量鬱閉度並平均，算為該樣區的樹冠鬱閉度(canopy cover)。各樣區內樹種數和木本植物密度如Table 1。

三、森林降雨之採樣與計算

林外雨(gross rainfall, P_g)的收集係在森林外圍的空曠處設置三組雨水收集筒(Fig. 1)。穿落水(throughfall, TF)和幹流水(stemflow, SF)的收集，則是在所設置的各樣區內，設置一組穿落水與幹流水收集筒。

幹流水收集筒係在各樣區內選擇一棵代表性樣樹進行設置。儘管在本研究所劃設的部分樣區內，胸高徑小於15 cm之新生喬木為多數，然考量該些喬木之幹流水對林地的貢獻相當有限(Chen 2006)，為此，本研究幹流樣樹之選取係以各林相內相對優勢度或相對密度最高或次高之樹種，且其胸高徑大於15 cm、樹幹無分叉之喬木為標的(Table 1)。原始林樣區所選擇的樹種為卡氏櫛(RA = 19.5%, RD = 4.0%)和高山新木薑子(RA = 2.1%, RD = 21.2%)，次生林樣

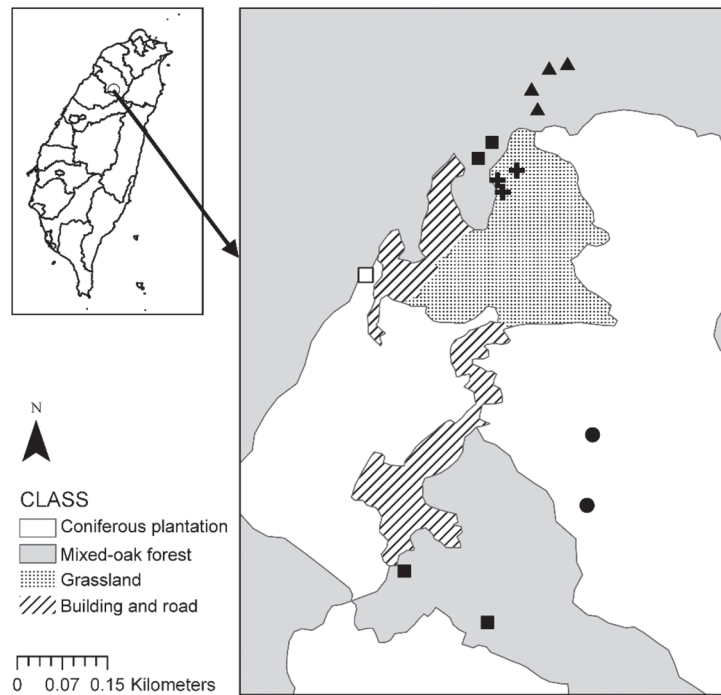


Fig. 1. Map of the study area at mid-elevations at Guanwu, subtropical Taiwan with plot locations for interception determination indicated in the interior-primary (triangles) and marginal-secondary forest communities (filled squares) in the mixed-oak forest, and coniferous plantation (circles). Gross rainfall gauges (crosses) and the abolished automatic weather station C0E410 (open squares) were placed in the open away from the forest edge.

區所選擇樹種為臺灣二葉松(RA = 36.1%, RD = 13.1%)和臺灣赤楊(RA = 16.5%, RD = 6.6%)，人工林樣區所選擇樹種為臺灣杉(RA = 76.1%, RD = 78.8%)。各樣樹於樹高約150 cm處以直徑4 cm之塑膠管螺旋纏繞約3圈，並以矽膠填實樹幹與塑膠管間的縫隙。塑膠水管上方穿鑿孔洞以承接幹流水，並將水管末端連接15 L容量之塑膠筒。

從樣樹上所收集的幹流水量，需先將體積單位(ml)轉換成降雨量的深度單位(mm)，並由個別樣樹推估至整個林分的幹流水量(SF_{plot})，方能進一步計算出幹流水量占林外雨量之比例。為此，我們所獲資料透過下列過程換算成林分的幹流雨量：

- (1) 建立樣樹幹胸徑和其幹流量比率(stemflow volume ratio, SVR; Manfroi et al. 2004,

Vernimmen et al. 2007)之迴歸公式。其中，幹流量比率為每株樣樹所收集之幹流水量(ml)除以相對應的林外雨量(mm)。

- (2) 透過上述迴歸公式計算各樣區中所有胸徑大於15 cm以上木本植物之幹流量，並加總後除以樣區面積：

$$SF_{plot} = \frac{\sum_{i=1}^n (DBH_i * a + b) * P_g * 10^{-5}}{A_{plot}} \dots \dots \dots \text{公式(1)}$$

其中， DBH_i 為樣區中胸徑大於15 cm之木本植物胸徑， n 為樣區中所有胸徑大於15 cm之木本植物數， a 和 b 均是迴歸公式的斜率和截距， P_g 為林外降雨量(毛雨量；mm)， A_{plot} 為樣區面積(m^2)。

穿落水的設置係於各樣區之幹流樣樹旁，設置一組穿落水收集筒，以直徑19 cm的塑膠漏斗承接雨水，漏斗上有塑膠過濾網，以避免枯

Table 1. Vegetation density and tree characteristics of stemflow for plots of the respective forest communities at Guanwu, north-central Taiwan. DBH, diameter at breast height; CLC, caudate-leaved chinkapin; ALN, acuminate-leaved neolitsea; FA, Formosan alder; TRP, Taiwan red pine; TC, Taiwan cedar.

Forest community	Plot	No. of tree species identified	No. of trees (DBH > 1 cm)	No. of trees (DBH > 15 cm)	Basal area of trees with DBH > 15 cm (m ² ha ⁻¹)	Canopy cover (%)	Tree species for stemflow	DBH for the tree of stemflow (cm)
Primary forest	A	10	49	9	9117	65	CLC	4
	B	9	23	5	2759	58	CLC	26.5
	C	13	43	4	5710	70	ALN	18.5
	D	17	43	7	9201	64	ALN	27
Secondary forest	A	7	22	4	3273	62	FA	35
	B	5	50	7	4574	76	FA	32
	C	9	25	6	3349	70	TRP	34.5
	D	12	28	5	3908	70	TRP	28
Coniferous plantation	A	13	51	25	31038	64	TC	33
	B	4	18	14	10678	74	TC	28.5

枝落葉掉入筒內，並以水管連接至15 L容量之塑膠桶。為避免受地面飛濺干擾，塑膠桶以鐵架架高約100 m。每次採樣時定量收集筒內的水量，並除以承雨面積，換算出單位面積之雨量。另外，計算變異係數(CV)以瞭解穿落水的空間變異，並以Kimmins (1973)所發展的精確度分析公式來推估給定誤差範圍內所需的取樣值：

$$n' = \frac{t_{\alpha, n-1}^2 \times CV^2}{E^2} \dots \dots \dots \text{公式(2)}$$

其中， n' 為所需收集器數目， $t_{\alpha, n-1}$ 為顯著水準 $\alpha = 0.05$ 下的Student's t 值， CV 為變異係數， n 為樣本數， E 為可接受誤差。

林外雨的架設器材均和穿落水收集筒相同，採樣後以相同方法換算為單位面積之降雨量。雨水之收集係自2012年3月27日起至2013年7月10日止。研究期間每場雨的定義為鄰近觀霧之中央氣象局自動測站C0D550之日累積雨量大於5 mm，且兩場雨間至少間隔24小時沒有降雨紀錄，並盡量在雨停後24小時內完成採樣。如遇雨季節多日連續降雨之情況，則於盡量於降雨期間的空檔(雨停超過6小時)，進行一次採樣，以避免雨水收集筒滿溢。另外，若遇少數個別幹流水收集桶有滿溢之情況，則採研究期間未滿溢的

水量和雨量之線性迴歸關係外插回推。

計算單位面積下，各樣區的降雨截流量(rainfall interception, IL)：

$$IL = P_g - (SF_{\text{plot}} + TF) \dots \dots \dots \text{公式(3)}$$

其中，幹流水與穿落水之總和為淨降水量。理論上，林外雨量應大於或等於淨降水量，使得降雨截流量大於0 mm。然而雲霧造成的水平降水，可能使得淨降水量高於林外雨。為此，本研究中採用表面降雨截流量(apparent rainfall interception; Holder 2004)來表示所測得之樹冠截留量。

四、化學分析

上述採樣水樣於採樣後盡速攜至室內以手持式pH meter測定pH值，而後立即冷藏並盡速攜回實驗室，以離子層析儀(DIONEX 100)測定，其中 K^+ 、 Na^+ 、 NH_4^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 以陽離子管柱分析， F^- 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 以陰離子管柱分析。計算各種離子當量濃度，以及穿落水與林外雨(TF/P_g)、幹流水與林外雨(SF/P_g)之增多係數(enrichment ratio)，以瞭解雨水流經樹冠與樹幹後化學物質的變化(Parker 1990)。另計算森林的營養鹽淨輸入量(net canopy exchange, NCE)，係以穿落水年輸入量加上幹流年輸入量

後，減去林外雨的年輸入量。

結果

一、降雨特徵和分布

於2012年3月27日起至2013年7月10日止，共收集54場降雨事件，平均採樣間隔(mean \pm SD)為 8.7 ± 5.0 天(中位數：7.5天，範圍：3~39天)。以中央氣象局C0D550測站資料在對應相同日期下，推估研究期間每一場降雨事件之降雨天數，所得平均降雨天數(mean \pm SD)為 4.2 ± 2.4 天(中位數：4天，範圍：1~9天)。以本研究所收集之林外雨量來看，各月份降雨量之分布如Fig. 2。在降雨規模上，51%降雨事件之降雨量 < 100 mm，而37%降雨事件之降雨量 < 50 mm (Fig. 3)。其中，在2012年6月17日及8月10日所收集之兩場降雨事件其降雨量 > 500 mm，接近本研究設置之15 L雨量筒所能收集範圍(對應之降雨量深度為530 mm)。在該兩次紀錄中，多組穿落水與幹流水收集有滿溢之情況，故後續在林外雨量-穿落水量、林外雨量-截留量的關係式的計算上扣除，以減低誤差，

惟在計算年雨量和年沉降量上，以該兩次降雨外插回推之雨量及其化學物質濃度計算之。

二、水文收支

在三種林相中，穿落水量均和林外降雨量成顯著正相關(all p values < 0.001 ; Fig. 4A, C, E)。在穿落雨量占林外雨量之比例上，考量雨量低的降雨事件其數值變異較大，僅分析雨量 > 10 mm的降雨事件($N = 46$)。結果顯示，穿落雨量占林外雨量之比例隨降雨量增加而逐漸到達飽和，並且次生林的上升曲線較其他兩種林相更快達到飽和值(Fig. 4B, D, F)。

於2012年4月起至2013年3月止為期一年中，計有39場降雨事件，林外雨量(mean \pm SD)為 4804.3 ± 258.9 mm，樹冠穿落率以次生林最高(91.2%)，原始林次之(86.2%)，人工林最低(83.1%; Table 2)。依據公式(2)，若欲將同一林相下的個別雨量筒所收集之穿落水量控制在誤差10%以下，則推估原始林、次生林和人工林分別至少需要9個、13個和2個收集筒(Fig. 5)。另依據公式(3)，計算出三種林相之樹冠截留量以原始林為最高(11.1%)、人工林次之(8.1%)、

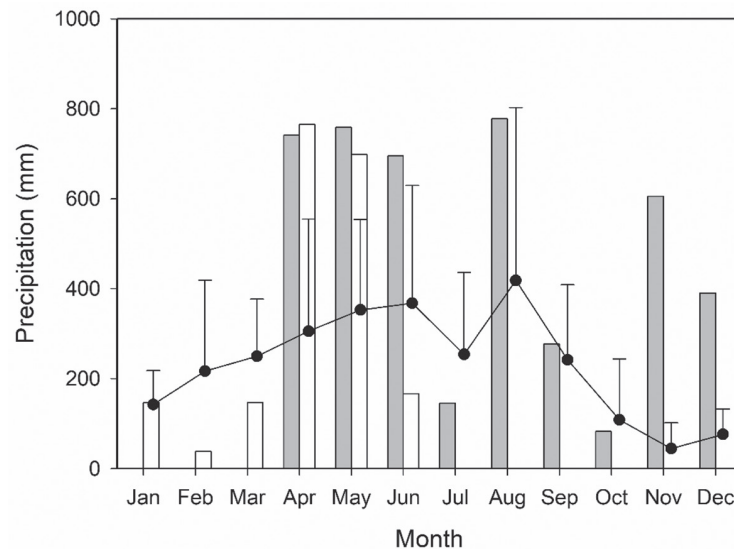


Fig. 2. Monthly rainfall distribution at the research site collected by gross rainfall gauges from April to December 2012 (gray bars) and from January to June 2013 (white bars). The points with errors show long-term average records \pm standard deviations of the monthly rainfall totals from the automatic weather station C0E410 at Guanwu, 1989~2006.

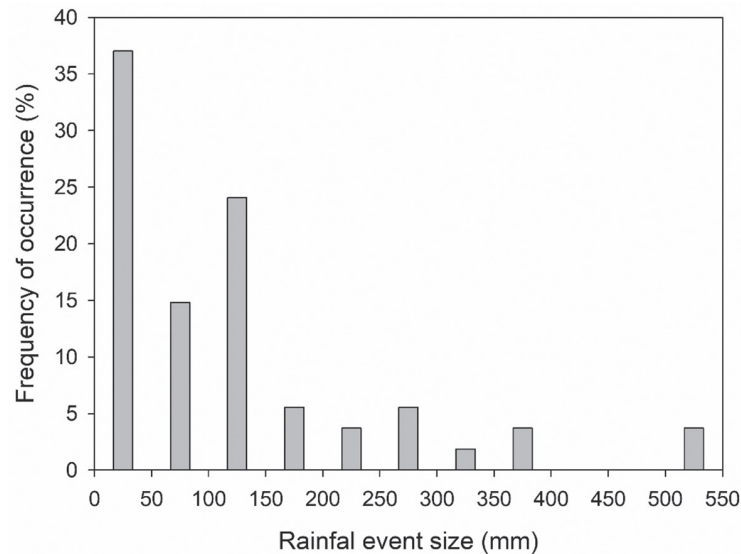


Fig. 3. Frequency distribution of amount of rainfall events recorded by gross rainfall gauges at mid-elevations at Guanwu, subtropical Taiwan between 3 March 2012 and 10 July 2013.

Table 2. Annual water fluxes (mm) in throughfall, and calculated stemflow and rainfall interception (mean \pm SD) for 3 types of forest community at mid-elevations at Guanwu, subtropical Taiwan in April 2012 to March 2013

	Primary forest (<i>N</i> = 4 plots)	Secondary forest (<i>N</i> = 4 plots)	Coniferous plantation (<i>N</i> = 2 plots)
Throughfall	4143.1 \pm 374.5	4381.7 \pm 496.2	3992.8 \pm 40.4
Stemflow	126.9 \pm 49.5	73.9 \pm 18.6	421.4 \pm 254.8
Rainfall interception	534.3 \pm 364.1	348.7 \pm 500.0	390.1 \pm 214.4
Throughfall (%)	86.2	91.2	83.1
Stemflow (%)	2.6	1.5	8.8
Interception (%)	11.1	7.3	8.1

Percentages are relative to gross precipitation of 4804.3 mm for 27 March 2012 through 10 July 2013.

次生林為最低(7.3%)。

在樹冠截留與降雨量之關係上，當降雨量小於98 mm下，三種林相之降雨截留容量多為正值，並與降雨量成顯著正相關(Fig. 6)。當降雨量超過98 mm下，有較多的降雨事件其樹冠截留為負值。在扣除一筆降雨量為360.8 mm之偏離值後，三種林相之降雨截留量與降雨量成顯著或接近顯著負相關(Fig. 6)。

三、營養鹽輸入

研究期間降雨之容積加權平均pH為5.01 (中位數：5.16)，pH值 \leq 5.0佔全部降雨事件

之28%。雨水在流經三種林相後，穿落水的pH均顯著增加，且人工林顯著高於所有組別 (mean \pm SE：林外雨：5.18 \pm 0.05，原始林：5.65 \pm 0.05，次生林：5.63 \pm 0.05，人工林：6.07 \pm 0.05；ANOVA, $p < 0.001$)；然而，流經人工林的幹流水之pH則顯著降低，並低於所有組別(mean \pm SE：林外雨：5.18 \pm 0.07，原始林：5.52 \pm 0.07，次生林：5.39 \pm 0.07，人工林：4.46 \pm 0.07；ANOVA, $p < 0.001$)。穿落水、幹流水和降雨之化學性質當量濃度詳如 Table 3。相較於林外降雨，在三種林相的穿落水和幹流水中，Cl⁻、K⁺、Mg²⁺、Ca²⁺濃度均明

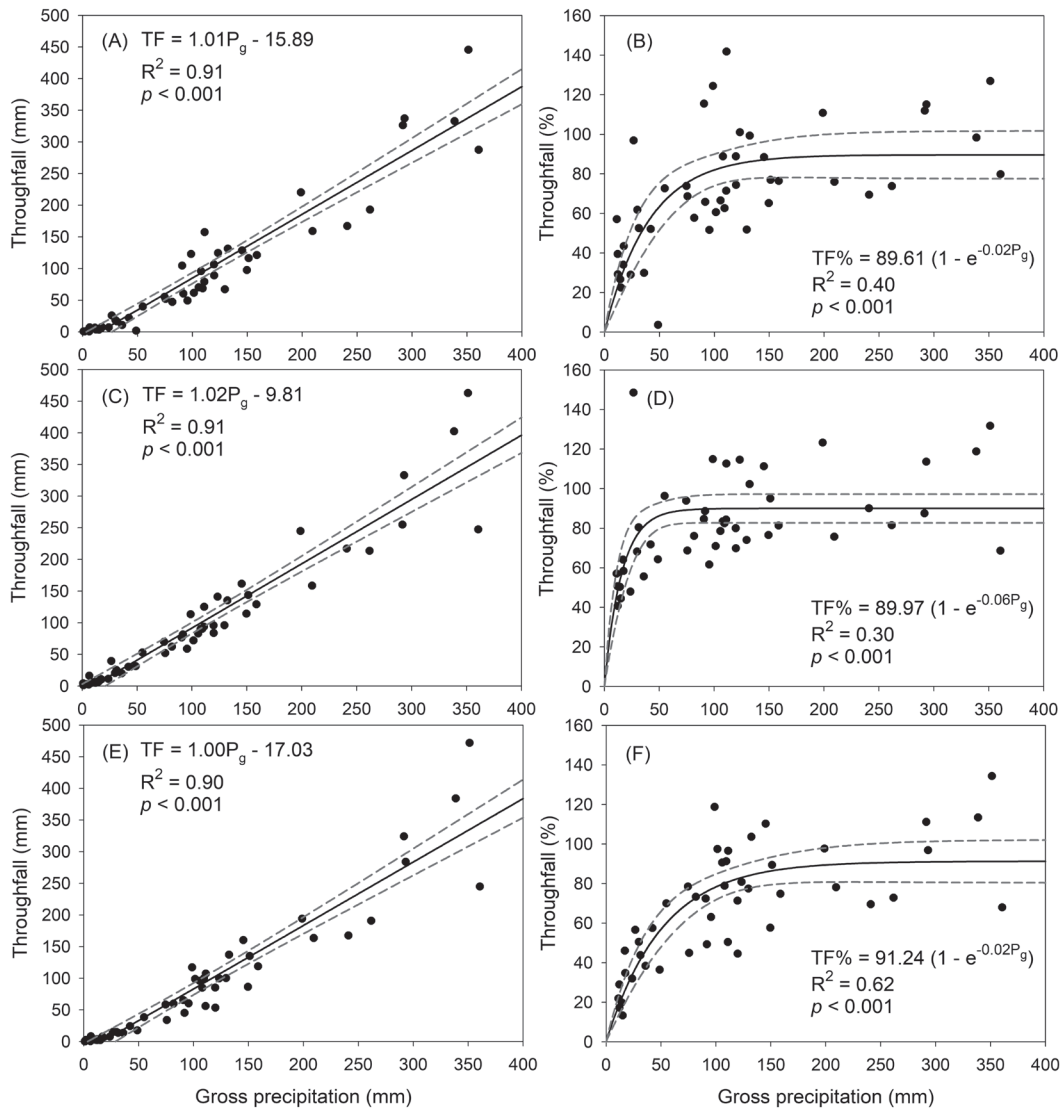


Fig. 4. Throughfall as an amount and a percentage of gross precipitation (mm) for plots in the primary forest (A, B), secondary forest (C, D), and coniferous plantation (E, F) at mid-elevations at Guanwu, subtropical Taiwan.

顯增加，而在原始林和次生林，林內雨的 NO_3^- 和 NH_4^+ 濃度則有減少的趨勢(Table 3, Fig. 7)。

以營養鹽年輸入量來看，在原始林與次生林中，穿落水是主要的離子輸入來源，其離子輸入量占林內雨總輸入量之89.6~99.0% (Table 4)；在人工林中，林內雨 H^+ 的主要輸入來源為幹流(占89.7%)，其餘離子仍是以穿落水為主要的輸入來源(占78.3~96.2%)。在 H^+ 淨輸入上，

三種林相均為負值(Table 4)，顯示 H^+ 在穿過林冠後有部分被吸收，被吸收量以次生林(-0.37 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)和原始林(-0.32 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)較高，人工林較低(-0.11 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)。另外，雨水中無機氮 NO_3^- -N的沉降量為7.4 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ， NH_4^+ -N的沉降量為13.8 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ， SO_4^{2-} -S沉降量則為15.1 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ (Table 4)。

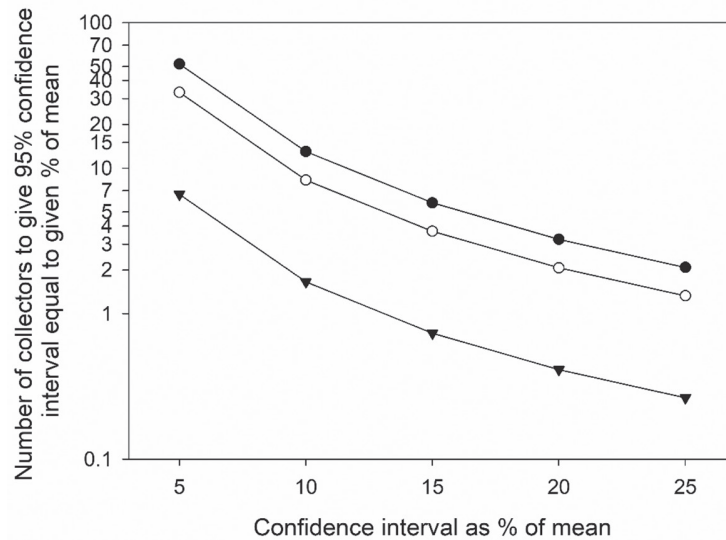


Fig. 5. Estimated numbers of throughfall collectors required to sample throughfall precipitation volume in the primary forest (open circle), secondary forest (closed circle) and coniferous plantation (triangle) with the 95% confidence interval equal to various percentages of the mean.

Table 3. Ion concentrations (volume-weighted means, $\mu\text{eq/l}$) of precipitation (P_g), throughfall (TF) and stemflow (SF) for plots of a primary forest (Pr), secondary forest (Se), and coniferous plantation (Co) at mid-elevations at Guanwu, subtropical Taiwan in 27 March 2012 to 10 July 2013

	H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	NH_4^+	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}
P_g	9.9 (7.0)	10.8 (10.9)	5.4 (6.4)	57.8 (31.0)	9.0 (7.7)	20.9 (16.2)	10.8 (10.1)	11.4 (13.3)	18.8 (18.4)
Pr TF	2.9 (2.2)	11.8 (13.2)	49.1 (61.8)	107.0 (68.4)	19.0 (23.3)	11.5 (10.8)	17.9 (22.1)	6.6 (6.2)	18.9 (22.7)
Pr SF	3.7 (2.8)	11.4 (13.6)	61.7 (75.7)	124.8 (114.1)	34.8 (52.2)	20.0 (17.6)	72.1 (89.7)	5.8 (4.0)	16.8 (19.2)
Se TF	2.6 (2.0)	11.5 (12.3)	35.9 (45.2)	63.1 (58.0)	15.8 (17.7)	12.6 (10.2)	15.0 (17.2)	11.6 (10.1)	21.8 (23.6)
Se SF	4.9 (4.1)	13.1 (12.7)	54.8 (68.7)	66.3 (94.2)	23.6 (33.0)	14.5 (10.7)	18.1 (19.3)	7.7 (5.6)	19.6 (20.8)
Co TF	1.0 (0.8)	11.5 (9.9)	23.9 (32.6)	83.2 (75.9)	21.8 (28.2)	26.2 (15.7)	18.8 (20.3)	12.7 (11.5)	18.4 (18.4)
Co SF	71.9 (67.4)	10.9 (10.9)	25.1 (31.9)	81.8 (76.0)	17.9 (19.8)	11.9 (10.1)	31.0 (35.3)	5.9 (4.2)	16.4 (16.1)

Values in parentheses represent median values.

討論

本研究量測臺灣中海拔霧林帶森林的雨水再分配和營養鹽輸入，研究期間所測得的年降

雨量(2012年4月至2013年3月)達4804.3 mm。此降雨規模高於臺灣過往中低海拔森林的水文循環研究(Table 4 in Hsueh 2009)，亦高於熱帶地區多處的霧林帶森林之年降水量(Holder 2004,

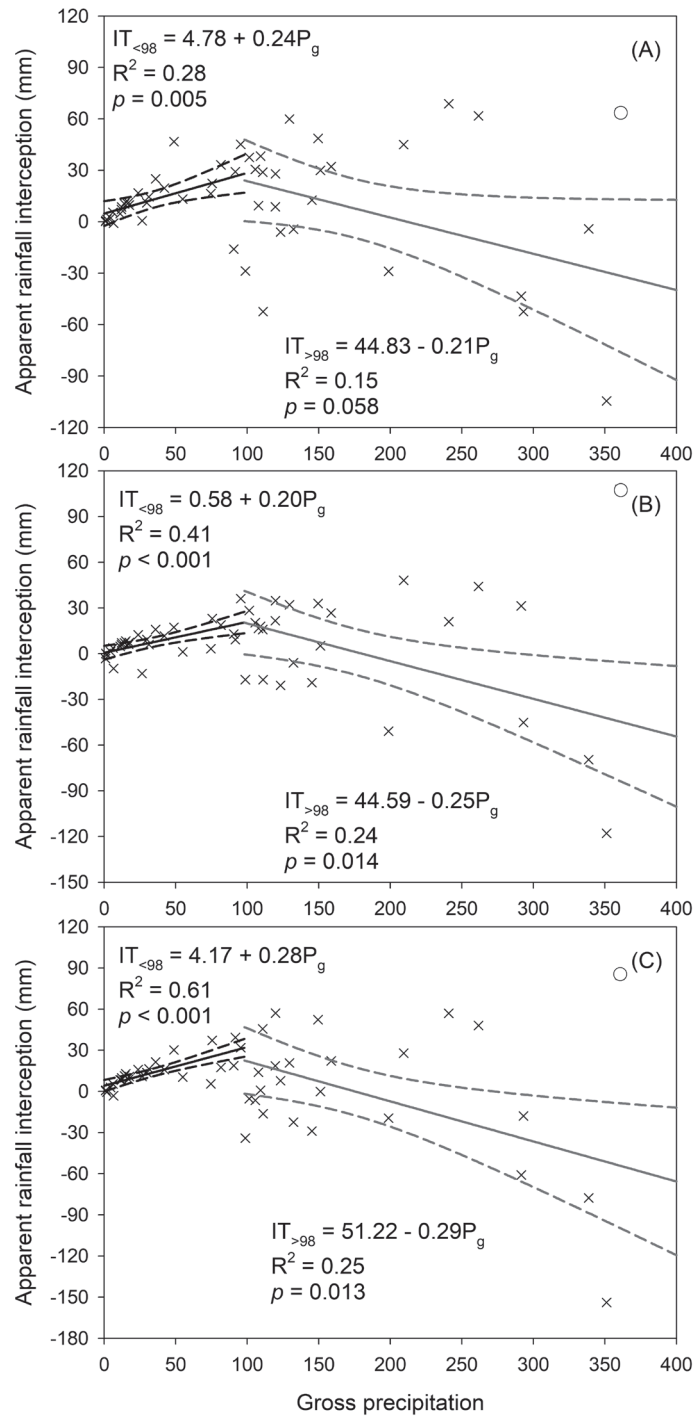


Fig. 6. The relationship between apparent rainfall interception (mm) and gross precipitation of < 98 mm (black line), and gross precipitation that ranged 98–350 mm (gray line) for plots in the primary forest (A), secondary forest (B), and coniferous plantation (C) at mid-elevation at Guanwu, subtropical Taiwan. One outlier (open circle) was excluded from the regression models.

Gomez-Peralta et al. 2008)。研究結果顯示，在不同降雨量下，霧林帶森林的樹冠截留能力的變化。當降雨量較小時，穿落雨量和樹冠截留量均隨雨量而線性增加，當樹冠截留量達飽和後，濕漉的樹冠無法再截留雨水，使得雨水穿過樹冠到達地面的比例增加，最終森林內的穿落雨量接近林外雨量，這樣的結果與前人研究一致(Manfroi et al. 2004, Lin 2007, Chang et al. 2014)。然而，本研究發現在雨量超過98 mm之

部分降雨事件中，林內的淨降雨量反大於林外雨量，使得樹冠截留量成為負值，這個結果可歸因於霧水的輸入所致(Holder 2004, Gomez-Peralta et al. 2008)。當樹冠截留容量到達飽和後，樹木的枝葉所攔截的雲霧會凝結成水滴，直接滴落或順著枝葉幹流至森林底層，因而增加林內雨量。樹冠截留量為負值的情況在也出現於臺灣其他高山的降雨分配研究。Chang et al. (2014)發現在溪頭柳杉林內，當累積降雨量

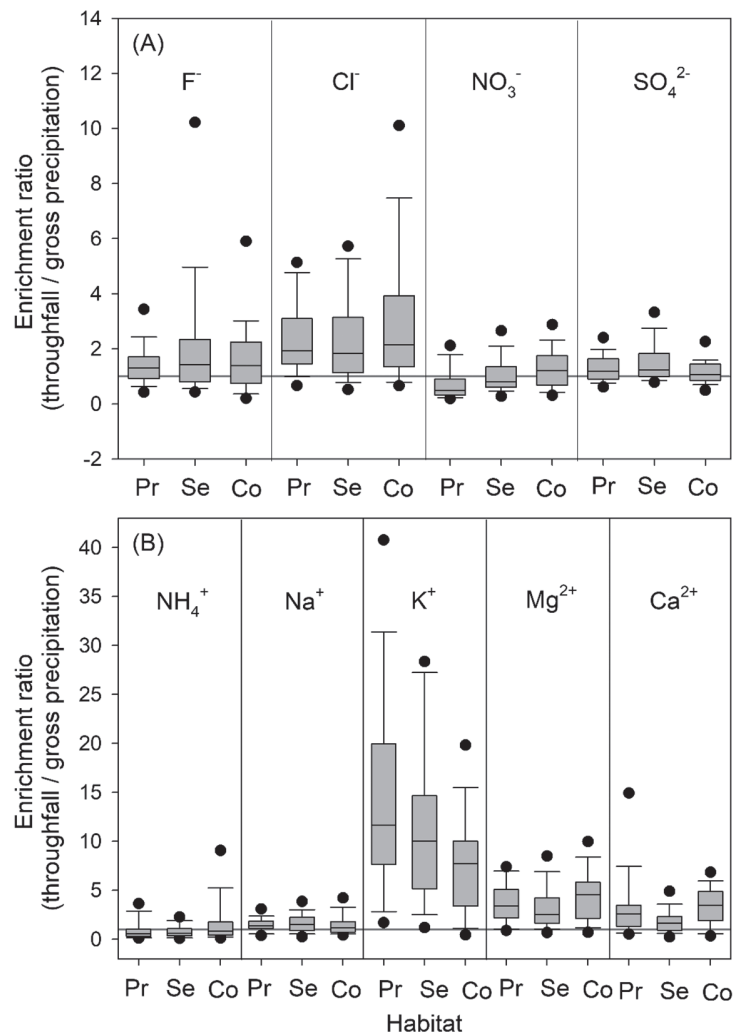


Fig. 7. Enrichment ratios of anions (A) and cations (B) from throughfall for plots in the primary forest (Pr), secondary forest (Se), and coniferous plantation (Co) at mid-elevations at Guanwu, subtropical Taiwan, 27 March 2012 to 10 July 2013. Box plots show the upper whisker, 25th, 50th, 75th percentiles, and lower whisker of the ratios, with the 5th and 95th percentiles represented by circles.

大於150 mm且有較高成霧時間之兩項條件下，穿落雨量可能高於降雨量的情況。並且，在一些研究中發現，霧水量和降雨量成線性正相關，在較大的降雨事件中，霧水的輸入量也較高(Gomez-Peralta et al. 2008)。推測在本研究的高降雨量事件中，霧水的輸入增加了林內的總雨量，使得樹冠截留量(林內和林外雨量之差值)和降雨量反成為負相關之關係。

本研究比較三種林相之樹冠截留容量，儘管三種林相的樹冠鬱閉度相近(Table 1)，然而研究結果顯示，原始樟殼林的樹冠截留率(11.1%)最高，並接近前人於低海拔闊葉林之研究(11.1~11.3%; Lu and Tang 1995, Lin et al. 1996)，人工林的樹冠截留率居中，而其幹流水比例為三者中最高，次生林的樹冠截留率最低，而樹冠穿落率則最高。本研究結果與Liu and Sheu (1999)比較低海拔關刀溪三種林相之結果未完全一致，該研究之樹冠截留率由高至低依序為天然林、次生林與人工林，推測兩者差異之可能原因為次生林優勢樹種的特徵不同有關。前人在關刀溪研究之次生林以闊葉樹為主，然在本研究次生林則為赤楊與臺灣二葉松共優勢，二葉松的細長針葉對於穿落雨水的攔截能力有限，赤楊則是季節性落葉樹種，在新葉未完全長出以前以及冬季落葉後，其枝幹所能攔截的雨水亦相對有限。並且，在地形上，

本研究的次生林多分布在森林邊緣，迎風面水氣移入時，容易產生霧氣，霧水的輸入增加了穿落雨量與幹流雨量，因而可能相對低估了樹冠的截留容量。另一方面，在本研究中，人工林的林分密度遠高於其他二種林相(Table 1)，因而大氣所沉降的雨水有較高的機會被枝葉和樹枝所截留，並沿著樹幹匯集成幹流，使得人工林的幹流雨量所占比例為最高。前人研究指出，臺灣杉或柳杉人工林其幹流雨量占降雨量1.1~14%間(Liu and Sheu 1999, Hsueh 2009, Chang et al. 2014)，而原始闊葉林則介於<1~4.2%之間(Lu and Tang 1995, Lin et al. 1996, Liu and Sheu 1999)，本研究所獲結果(Table 2)亦落在這個範圍之內。惟本研究的幹流雨量計算只考量林地中樹胸徑> 15 cm以上的木本喬木，然而樹胸徑< 15 cm之小樹對林地的降雨輸入仍有些許貢獻(Manfroi et al. 2004, Vernimmen et al. 2007)，故本研究所獲結果可能為低估的數值。另外，在本研究中，僅以樹胸徑來估算林地的幹流雨量，未考量樹種間的差異。然而，不同樹種間，除了樹胸徑外，其餘特徵如樹冠面積(Aboal et al. 1999, Chen 2006)、樹皮質地與結構(Aboal et al. 1999, Levia and Herwitz 2005)及有無附生植物(Hölscher et al. 2004, Pypker et al. 2006a, b)等因素均對其截留能力產生影響。

Table 4. Annual ion fluxes ($\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) in precipitation (P_g), throughfall (TF), stemflow (SF), and net canopy exchange (NCE) for plots in a primary forest (Pr), secondary forest (Se), and coniferous plantation (Co) at mid-elevations at Guanwu, subtropical Taiwan in April 2012 to March 2013

		H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	NH_4^+	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}
Pr	P_g	0.46	13.9	11.2	67.7	6.1	17.8	21.6	32.8	45.1
	TF	0.14	11.8	72.2	75.3	8.2	8.5	26.0	15.2	33.5
	SF	0.004	0.3	2.7	3.3	0.5	0.4	3.0	0.4	0.9
	NCE	-0.32	-1.7	63.7	10.9	2.5	-8.9	7.4	-17.2	-10.7
Se	TF	0.09	12.6	57.9	68.0	8.0	8.9	24.2	26.5	41.6
	SF	0.003	0.2	1.4	1.0	0.2	0.2	0.4	0.3	0.5
	NCE	-0.37	-1.1	48.1	1.3	2.1	-8.7	3.0	-6.1	-3.0
Co	TF	0.04	11.6	31.5	66.6	9.7	21.2	25.1	25.4	31.0
	SF	0.31	1.1	3.9	7.2	0.9	0.8	4.6	1.2	3.2
	NCE	-0.11	-1.2	24.2	6.2	4.4	4.2	8.1	-6.3	-11.0

Table 5. Ion concentrations (volume-weighted means, $\mu\text{eq/l}$) in precipitation at different sites in northern and central Taiwan

Site	Guanwu	Lienhuachi	Chilan	Wushyukeng	Guandaushi	Lienhuachi	Shiding	Chitou	Fushan
Study period	Apr 2012 ~Mar 2013	Oct 2004 ~Sept 2005	May 2002 ~May 2007	Feb 1998 ~May 1999	Jan 1996 ~Dec 1997	June 1991 ~June 1992	Oct 2018 ~Oct 2019	Apr 2005 ~Mar 2006	Jan 1994 ~Dec 1996
Reference	This study	Hsiao et al. 2007	Jian 2008	Hsueh 2009	Liu and Sheu 1999	King et al. 1994	Chang 2020	Liang et al. 2009	Lin et al. 2000b
pH	5.01	4.84	5.00	5.04	4.42	5.51	4.80	5.47	4.69
H ⁺	9.9	14.3	10.0	9.3	37.7	3.1	16.0	3.4	20.3
Na ⁺	10.8	12.5	9.6	9.6	7.6	21.1	53.0	35.0	44.9
K ⁺	5.4	2.0	2.6	3.6	2.4	37.5	11.0	30.0	7.1
Ca ²⁺	57.8	4.4	8.5	52.0	18.1	46.1	17.0	26.0	23.4
Mg ²⁺	9.0	1.4	4.9	13.5	4.3	9.8	20.0	27.0	13.6
NH ₄ ⁺	20.9	18.8	5.2	25.8	15.5	40.4	16.0	100.0	20.7
Cl ⁻	10.8	7.9	8.2	18.0	14.3	47.1	88.0	39.0	52.9
NO ₃ ⁻	11.4	15.9	7.1	22.6	15.2	29.8	34.0	54.0	10.5
SO ₄ ²⁻	18.8	24.2	15.0	35.9	32.4	61.4	39.0	88.0	34.1
SO ₄ ²⁻ / NO ₃ ⁻	1.7	1.5	2.1	1.6	2.1	2.1	1.1	1.6	3.2
NH ₄ ⁺ / NO ₃ ⁻	1.8	1.2	0.7	1.1	1.0	1.4	0.5	1.9	2.0

過去許多研究認為，原始闊葉林的樹冠能中和雨水酸度，針葉林則可能使雨水酸化 (Cronan and Reiners 1983, Parker 1990, Neary and Gizyn 1994, Liu and Sheu 1999, King et al. 2003, Hwong et al. 2012)，我們的研究部分支持這個結果。研究結果顯示，雨水在經過闊葉樹為主的原始林，以及赤楊與臺灣二葉松共優勢的次生林後，穿落水與幹流的pH容積加權平均值均較林外雨為高約0.3~0.6個單位，顯示此二林相具中和雨水的能力，其源自於雨水經過林冠時，淋洗葉表面的鹼性堆積物，以及雨水中的 H^+ 和葉表面或內部的鹽基陽離子交換，並淋溶出大量的 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 所致 (Johnson 1992)。相對的，在本研究中，雨水流經以臺灣杉為主的人工林後，穿落水的pH容積加權平均值增加1.01個單位，顯示人工林林冠對雨水酸度的中和能力高於原始林和次生林，然而人工林幹流的pH容積加權平均值則降低0.86個單位，呈現酸化現象，與前人於低海拔臺灣杉人工林的研究結果相似 (Hsueh 2009)。不過，不同於Hsueh (2009)，在本研究中，人工林幹流水的 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 濃度均低於林外雨和人工林穿落水 (Table 3)，而其餘離子濃度則與人工林穿落水相似。因此，推測人工林幹流的酸化可能與 NO_x 、 SO_4^{2-} 較無關，而可能為其他未被檢定的有機酸或礦質酸之淋溶或淋洗所致 (Arthur and Fahey 1993, Liu and Sheu 1999)，此部分則有待進一步的試驗。以人工林林內雨的 H^+ 淨輸入量為負數來看，人工林可保留部分 H^+ ，對酸沉降仍具有中和能力，只是不及原始林與次生林。另外，本研究結果與前人研究 (Liu and Sheu 1999) 一致，顯示穿落水是森林內的酸性污染物 NO_x 和 SO_4^{2-} 的主要輸入來源。原始林穿落水中的 NO_3^- 和 NH_4^+ ，以及次生林穿落水中的 NH_4^+ 增加係數之中位數均小於1 (Fig. 7)，顯示在此二種林分的森林可能缺乏氮源，當雨水流經森林時，林冠、附生植物、苔蘚及真菌可能吸收 NO_3^- 和 NH_4^+ (Parker 1990, Cole 1992, Cappellato et al. 1993, Neary and Gizyn 1994)，因而使得林內雨的無機氮(NO_3^- 和 NH_4^+)濃度降低；相對的， SO_4^{2-} 在雨水和穿落水間則變化不大。

本研究地點位在臺灣的中北部山區，距離最近的海岸雖僅35 km，但從雨水中 Na^+ 、 Cl^- 濃度不高，推測本地的雨水受海洋飛沫影響相對較小。與鄰近且離海遠的森林集水區研究相較，本研究的雨水 NO_3^- 和 SO_4^{2-} 濃度較接近北部的棲蘭山區，並低於中部低海拔森林的蓮華池、烏石坑、關刀溪等地區 (Table 5)，推測為本研究與棲蘭山的研究均位在中海拔山區，相對更遠離平地交通工具或工廠排放等污染源所致。另外，不同研究執行的年份不同，雨水中酸性污染物濃度似有隨著觀察年份逐漸降低之趨勢，其可能反映臺灣自1995年起空汙費徵收與污染源排放管制下，地區性汙染排放量的減少，以及中國自2006年後加強汙染排放管制，以至於大氣中硫氧化物下降 (Duan et al. 2016)，境外輸入的減少等效應，使得雨水中酸性污染物逐漸改善。相對的，在Table 5離海較近的樣站，如福山 (離海~20 km; Lin et al. 2000)、石碇 (離海~30 km; Chang 2020)，或是雖離海遠，但與沿岸間無地形阻擋，如溪頭 (Liang et al. 2009)，因海洋飛沫的影響，雨水中 Na^+ 、 Cl^- 較高，該些樣站亦因海洋飛沫、境外輸入或沿岸工業汙染等影響，雨水中酸性污染物也偏高。另外，本研究雨水中 NH_4^+ / NO_3^- 的比值高於多數前人研究，反應觀霧地區雨水中有相對高濃度的銨離子，推測其可能和鄰近地區的高山農業活動、氮肥的使用有關。儘管雨水中酸汙染物濃度不高，但因本地年降雨量高，因此，以年輸入量來看，雨水在流經森林後，原始林、次生林和人工林之林內雨的無機氮年輸入量分別為10.5、13.1和23.1 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ， SO_4^{2-} -S的年輸入量則在11.4~14.1 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ (Table 4)。已知有測量資料的臺灣中、低海拔森林 SO_4^{2-} -S臨界負荷在3.3~11.7 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ (Lu 2004)，而一般森林的N臨界負荷則在10~20 $kg\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ (Chadwick and Kuylenstierna 1991, Bobbink and Roelofs 1995)，若以此為參考值，觀霧地區與臺灣其他森林結果相似， NO_x 和 SO_4^{2-} -S沉降量均接近或超過臨界負荷 (Jian 2008, Liang et al. 2009)。值得注意的是，在觀霧地區無機氮的年輸入量中， NH_4^+ -N占相當的比重 (13.8 kg

ha⁻¹ yr⁻¹), 高輸入量的NH₄⁺可能會增加土壤的硝化作用, 轉變成NO₃⁻和H⁺, 並進一步造成土壤的酸化(van Breemen et al. 1982)。另外, 本研究未考量霧水中營養鹽的輸入。於國內其他中低海拔的研究指出, 霧水的水量雖僅占垂直降水之6% (Jian 2008), 然而霧水中NO₃⁻、NH₄⁺和SO₄²⁻的貢獻量分別相當於雨水的57~83%、21~96%和12~64% (Jian 2008, Liang et al. 2009, Chang 2020)。為此, 於觀霧地區實際的酸沉降量應高於研究的估計值, 此部分有賴未來進一步估測霧水所造成的輸入量, 以更正確地評估森林生態系所受酸沉降的威脅壓力。

結論

本研究呈現年雨量極高的霧林帶生態系之降雨再分配現象, 發現在雨量小時, 樹冠截留量隨雨量增加而線性上升, 在雨量高時, 霧水的輸入可能增加森林內的淨降雨量, 反而使得樹冠截留量和雨量成為負相關之關係。在三種林相間, 以原始林的樹冠截留容量為最高, 人工林次之, 次生林為最低。研究期間所收集的雨水偏微酸性, 在流經三種林相後, H⁺均被部分中和, 以原始林與次生林對酸沉降中和能力為高。以NO₃⁻和SO₄²⁻的年沉降量來看, 本區已接近或超過酸沉降的臨界負荷, 其中與農業活動相關的NH₄⁺之高輸入量, 值得未來持續關切。另一方面, 受限於高山研究不易, 本研究在各林相下的收集桶重複數不多, 以穿落水的水量來看, 原始林與次生林仍有相當的空間變異, 需更多的收集桶以降低誤差。若進一步考量水化學的空間變異, 因其涉及大氣沉降在空間分布上的變異、樹種組成、樹冠離子交換等過程, 往往需要比水量估算更多的重複數才能減少誤差(Lin et al. 1997)。由於營養鹽的沉降量為水量與濃度之乘積, 未來研究在可行的範圍下仍需盡可能增加重複數, 方能獲得更精確的估計。在霧林帶生態系下的環境敏感物種之保育議題上, 未來研究需進一步量化霧水對於霧林帶生態系在水量與其營養鹽輸入的影響, 以正確評估環境壓力, 並建立大氣沉降和土壤

pH、濕度, 以及觀霧山椒魚生理限制之關係, 將有助於釐清在人為導致的快速環境變遷下, 該物種可能面臨的結局或適應。

謝誌

本研究承蒙莊美真、姚牧君、陳柏因於野外採樣工作上的協助, 雪霸國家公園管理處補助研究經費及行政協助, 特此致謝。

引用文獻

- Aber JD, Nadelhoffer KJ, Steudler P, Melillo JM. 1989.** Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39(6):378-86.
- Aboal JR, Morales D, Hernández M, Jiménez MS. 1999.** The measurement and modeling of the variation of stemflow in a laurel forest in Tenerife, Canary Islands. *J Hydrol* 221(3-4):161-75.
- Arthur MA, Fahey TJ. 1993.** Throughfall chemistry in an Engelmann spruce-subalpine fir forest in north central Colorado. *Can J For Res* 23(4):738-42.
- Blaustein AR, Walls SC, Bancroft BA, Lawler JJ, Searle CL, Gervasi SS. 2010.** Direct and indirect effects of climate change on amphibian. *Diversity* 2(2):281-313.
- Bobbink R, Hicks K, Galloway J, Spranger T, Alkemade R, Ashmore M, et al. 2010.** Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecol Appl* 20(1):30-59.
- Bobbink R, Roelofs JGM. 1995.** Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach. *Water Air Soil Poll* 85(4):2413-8.
- Bruijnzeel LA. 1990.** Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. Paris: International Hydrological Programme (UNESCO). 224 p.
- Bruijnzeel LA, Kappelle M, Mulligan M,**

- Scatena FN. 2010.** Tropical montane cloud forests: state of knowledge and sustainability perspectives in a changing world. In: Bruijnzeel LA, Scatena FN, Hamilton LS, editors. Tropical montane cloud forests: science for conservation and management. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press. p 691-740.
- Bryant ML, Bhat S, Jacobs JM. 2005.** Measurements and modeling of throughfall variability for five forest communities in the south-eastern US. *J Hydrol* 312(1-4):95-108.
- Burns DA, Aherne J, Gay DA, Lehmann CMB. 2016.** Acid rain and its environmental effects: recent scientific advances. *Atmosph Environ* 146:1-4.
- Cappellato R, Peters NE, Ragsdale HL. 1993.** Acidic atmospheric deposition and canopy interactions of adjacent deciduous and coniferous forests in the Georgia Piedmont. *Can J For Res* 23(6):1114-24.
- Chadwick MJ, Kuylenstierna JCI. 1991.** Critical loads and critical levels for the effects of sulfur and nitrogen compounds. In: James W, Longhurst S, editors. Acid deposition: origins, impacts and abatement strategies. New York: Springer-Verlag. p 279-315.
- Chang CS, Hsu YS, Huang JL, Chen MC. 2014.** Study on throughfall and interception of a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantation in Xitou area. *J Exp For Natl Taiwan Univ* 28(2):81-95. [in Chinese with English summary].
- Chang CT, Lin TC, Lin NH. 2009.** Estimating the critical load and the environmental and economic impact of acid deposition in Taiwan. *J Geogr Sci* 56:39-58. [in Chinese with English summary].
- Chang CT, Yang CJ, Huang KH, Huang JC, Lin TC. 2022.** Changes of precipitation acidity related to sulfur and nitrogen deposition in forests across three continents in north hemisphere over last two decades. *Sci Total Environ* 806(Pt 1):150552.
- Chang TH. 2020.** Wet deposition chemistry in mountain agriculture: a case study of Shiding [Master's thesis]. Taipei, Taiwan: National Taiwan Normal Univ. 80p. [in Chinese with English summary].
- Chen TH. 2006.** Quantification of stemflow of *Chamaecyparis obtusa* var. *formosana* at the Yuanyang Lake site [Master's thesis]. Hualien, Taiwan: National Dong Hwa Univ. 65 p. [in Chinese with English summary].
- Chen YT. 2003.** Estimation of atmospheric deposition and canopy exchange in the Yuanyang Lake forest ecosystem [Master's thesis]. Hualien, Taiwan: National Dong Hwa Univ. 108 p. [in Chinese with English summary].
- Chiou CR, Chen TY, Liu HY, Wang JC, Yeh CL, Hsieh CF. 2009.** Atlas of natural vegetation in Taiwan. Taipei, Taiwan: Forestry Bureau, Council of Agriculture. 419 p. [in Chinese with English summary].
- Chiu CA, Tzeng HY, Wang CM, Hsu CK, Chen WC. 2017.** Flora and vegetation type of Kuanwu area. *Q J For Res* 39(4):249-70. [in Chinese with English summary].
- Clipp HL, Anderson JT. 2014.** Environmental and anthropogenic factors influencing salamanders in riparian forests: a review. *Forest* 5(11):2679-702.
- Cole DW. 1992.** Nitrogen chemistry, deposition, and cycling in forests. In: Johnson DW, Lindberg SE, editors. Atmospheric deposition and forest nutrient cycling: a synthesis of the integrated forest study. New York: Springer-Verlag. p 150-213.
- Cronan CS, Reiners WA. 1983.** Canopy processing of acidic precipitation by coniferous and hardwood forests in New England. *Oecologia* 59(2-3):216-23.
- Duan L, Yu Q, Zhang Q, Wang Z, Pan Y, Larssen T, et al. 2016.** Acid deposition in Asia: emissions, deposition, and ecosystem ef-

- fects. *Atmosph Environ* 146:55-69.
- Foster P. 2001.** The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Sci Rev* 55(1-2):73-106.
- Freda J, Dunson WA. 1984.** Sodium balance of amphibian larvae exposed to low environmental pH. *Physiol Zool* 57(4):435-43.
- Ge BZ, Wang ZF, Xu XB, Wu JB, Yu XL, Li J. 2014.** Wet deposition of acidifying substances in different regions of China and the rest of East Asia: modeling with updated NAQPMS. *Environ Pollut* 187:10-21.
- Giambelluca TW, Gerold G. 2011.** Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests. In: Levia DF, Carlyle-Moses D, Tanaka T, editors. *Forest hydrology and biogeochemistry: synthesis of past research and future directions*. Dordrecht, the Netherlands: Springer. p 221-59.
- Gomez-Peralta D, Oberbauer SF, McClain ME, Philippi TE. 2008.** Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of central Peru. *For Ecol Manage* 255(3-4):1315-25.
- Harte J, Hoffman E. 1989.** Possible effects of acidic deposition on a Rocky Mountain population of the tiger salamander *Ambystoma tigrinum*. *Conserv Biol* 3(2):149-58.
- Holder CD. 2004.** Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala. *For Ecol Manage* 190(2-3):374-84.
- Hölscher D, Köhler L, van Dijk AIJM, Bruijnzeel LA. 2004.** The importance of epiphytes to total rainfall interception by a tropical montane rain forest in Costa Rica. *J Hydrol* 292(1-4):308-22.
- Hsiao HM, Lin TC, Hwong JL, Huang CC, Lin NH. 2007.** Precipitation chemistry at the Lienhuachi experimental forest in central Taiwan. *Taiwan J For Sci* 22(1):1-13.
- Hsu YS. 2013.** Rainfall redistribution of a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantation in Xitou area [Master's thesis]. Taipei, Taiwan: National Taiwan Univ. 80 p. [in Chinese with English summary].
- Hsueh ML. 2009.** Throughfall, stemflow, rainfall Interception, and their ionic fluxes at a 18-year Taiwan fir (*Taiwania cryptomerioides*) plantation in the Wushyrkeng area of central Taiwan. *Endem Spec Res* 11(1):1-10. [in Chinese with English summary].
- Huang JL. 2015.** Rainfall interception and its chemical composition in a *Cryptomeria japonica* plantation at Xitou area [Master's thesis]. Taipei, Taiwan: National Taiwan Univ. 74 p. [in Chinese with English summary].
- Hwong JL, Chen MC, Tsao TM, Liaw SC, Huang CC, Fu JS. 2012.** Comparing study on water chemistry of *China-fir* plantation and natural hardwood forests in Lien-hua-chih\ experimental watershed. *Q J Chin For* 45(1):67-80. [in Chinese with English summary].
- Jian YT. 2008.** The study of 5-year atmospheric deposition at the Chi-Lan Mountain site [Master's thesis]. Hualien, Taiwan: National Dong Hwa Univ. 74 p. [in Chinese with English summary].
- Johnson DW. 1992.** Base cations. In: Johnson DW, Lindberg SE, editors. *Atmospheric deposition and forest nutrient cycling: a synthesis of the integrated forest study*. New York: Springer-Verlag. p 223-340.
- Karger DN, Kessler M, Lehnert M, Jetz W. 2021.** Limited protection and ongoing loss of tropical cloud forest biodiversity and ecosystems worldwide. *Nat Ecol Evol* 5(6):854-62.
- Keim RF, Skaugset AE, Link TE, Iroumé A. 2004.** A stochastic model of throughfall for extreme events. *Hydrol Earth Syst Sci* 8(1):23-34.
- Kimmins JP. 1973.** Some statistical aspects of sampling throughfall precipitation in nutrient cycling studies in British Columbian coastal forests. *Ecology* 54(5):1008-19.

- King HB, Hsia YJ, Liou CB, Lin TC, Wang LJ, Hwong JL. 1994.** Chemistry of precipitation, throughfall, stemflow and streamwater of six forest sites in Taiwan. In: Peng CI, Chou CH, editors. Biodiversity and terrestrial ecosystems. Taipei, Taiwan: Institute of Botany, Academia Sinica Monograph Series no. 14. p 355-62.
- King HB, Huang LS. 1983.** Effects of acid precipitation on forest ecosystems. *Q J Chin For* 16(1):65-74. [in Chinese with English summary].
- King HB, Liu CP, Hsia YJ, Hwong JL. 2003.** Interactions of the Fushan hardwood forest ecosystem and the water chemistry of precipitation. *Taiwan J For Sci* 18(4):363-73. [in Chinese with English summary].
- Kucken DJ, Davis JS, Petranksa JW, Smith CK. 1994.** Anakeesta stream acidification and metal contamination: effects on a salamander community. *J Environ Qual* 23(6):1311-7.
- Larssen T, Lydersen E, Tang DG, He Y, Gao JX, Liu HY, et al. 2006.** Acid rain in China. *Environ Sci Technol* 40(2):418-25.
- Larssen T, Seip HM, Semb A, Mulder J, Muniz IP, Vogt RD, et al. 1999.** Acid deposition and its effects in China: an overview. *Environ Sci Policy* 2(1):9-24.
- Levia DF, Herwitz SR. 2005.** Interspecific variation of bark water storage capacity of three deciduous tree species in relation to stemflow yield and solute flux to forest soils. *Catena* 64(1):117-37.
- Liang YL, Lin TC, Hwong JL, Lin NH, Wang CP. 2009.** Fog and precipitation chemistry at a mid-land forest in central Taiwan. *J Environ Qual* 38(2):627-36.
- Lin JW. 2007.** The study of throughfall in an old-growth and a young yellow cypress stand in Yung-Yang Lake forest ecosystem [Master's thesis]. Hualien, Taiwan: National Dong Hwa Univ. 87 p. [in Chinese with English summary].
- Lin NH, Lee CT, Chan CC, Chang MB, Huang CP, Hsia YJ, et al. 1993.** Investigation on atmospheric pollutants at a remote mountain site: a preliminary study. Proceedings of the International Conference on Regional Environment and Climate Changes in East Asia; 1993 30 Nov- 3Dec; Academia Sinica, Taipei, Taiwan. p 101-16.
- Lin NH, Lee CT, Chan CC, Hsu WC, Chang MB, Lin WL, et al. 2000a.** A preliminary analysis of chemical characteristics of atmospheric pollutants and their deposition budget on the Fu-Shan forest in Taiwan. *Terr Atmosph Ocean Sci* 11(2):481-500.
- Lin PC. 2009.** Studying on the cloud-fog water at Kuanwu recreation area in Shei-Pa National Park. Miaoli, Taiwan: Shei-Pa National Park Commissioned Research Report. 99 p. [in Chinese with English summary].
- Lin TC, Hamburg SP, King HB, Hsia YJ. 1997.** Spatial variability of throughfall in a subtropical rain forest in Taiwan. *J Environ Qual* 26(1):172-80.
- Lin TC, Hamburg SP, King HB, Hsia YJ. 2000b.** Throughfall patterns in a subtropical rain forest of northeastern Taiwan. *J Environ Qual* 29(4):1186-93.
- Lin TC, Hsia YJ, King HB. 1996.** A study on rainfall interception of a natural hardwood forest in northeastern Taiwan. *Taiwan J For Sci* 11(4):393-400. [in Chinese with English summary].
- Liu CP, Sheu BH. 1999.** Distribution and chemical characteristics of nutrients in throughfall and stemflow of three different stands. *Q J For Res* 21(2): 51-9. [in Chinese with English summary].
- Loope LL, Giambelluca TW. 1998.** Vulnerability of island tropical montane cloud forests to climate change, with special reference to East Maui, Hawaii. *Climate Change* 39(2-

3):503-17.

Lu SC. 2004. Impact study of the long-range transport of atmospheric pollutants and acid rain monitoring network. Taipei, Taiwan: Environmental Protection Administration. [in Chinese with English summary].

Lu SY, Tang KJ. 1995. Study on rainfall interception characteristics of natural hardwood forest in central Taiwan. Bull Taiwan Forest Res Inst 10(4):447-57. [in Chinese with English summary].

Manfroi OJ, Koichiro K, Nobuaki T, Masakazu S, Nakagawa M, Nakashizuka T, et al. 2004. The stemflow of trees in a Bornean lowland tropical forest. Hydrol Process 18(13):2455-74.

Marin CT, Bouten W, Sevink J. 2000. Gross rainfall and its partitioning into throughfall, stemflow and evaporation of intercepted water in four forest ecosystems in western Amazonia. J Hydrol 237(1-2):40-57.

Neary AJ, Gizyn WI. 1994. Throughfall and stemflow chemistry under deciduous and coniferous forest canopies in south-central Ontario. Can J For Res 24(6):1089-100.

Ou CH, Shao KT, Wu SH, Lu SS, Chiu CA. 2004. Researches on *Hynobius fuca* and related species in Guanwu area. Miaoli, Taiwan: Shei-Pa National Park Headquarters. 239 p. [in Chinese with English summary].

Parker GG. 1990. Evaluation of dry deposition, pollutant damage, and forest health with throughfall studies. In: Lucier AA, Haines SG, editors. Mechanisms of forest response to acidic deposition. New York: Springer-Verlag. p 10-61.

Pierce BA. 1985. Acid tolerance in amphibians. BioScience 35(4):239-43.

Pypker TG, Unsworth MH, Bond BJ. 2006a. The role of epiphytes in rainfall interception by forests in the Pacific Northwest. I. Laboratory

measurements of water storage. Can J For Res 36(4):809-18.

Pypker TG, Unsworth MH, Bond BJ. 2006b. The role of epiphytes in rainfall interception by forests in the Pacific Northwest. II. Field measurements at the branch and canopy scale. Can J For Res 36(4):819-32.

Schwartz SE. 1989. Acid deposition: unraveling a regional phenomenon. Science 243(4892):753-63.

Smith SJ, van Aardenne J, Klimont Z, Andres RJ, Volke A, Delgado Arias S. 2011. Anthropogenic sulfur dioxide emissions: 1850-2005. Atmosph Chem Phys 11(3):1101-16.

Still CJ, Foster PN, Schneider SH. 1999. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. Nature 398(6728):608-10.

Sun EJ, Wu RY. 1980. Acid rains in Taiwan. Sci Devel 8(5):428-34. [in Chinese with English summary].

van Breemen N, Burrough PA, Velthorst EJ, van Dobben HF, de Wit T, Bidder TB, et al. 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. Nature 299(5883):548-50.

Vernimmen RRE, Bruijnzeel LA, Romdoni A, Proctor J. 2007. Rainfall interception in three contrasting lowland rain forest types in central Kalimantan, Indonesia. J Hydrol 340(3-4):217-32.

Wyman RL, Hawksley-Lescault DS. 1987. Soil acidity affects distribution, behavior, and physiology of the salamander *Plethodon cinereus*. Ecology 68(6):1819-27.

Zong H, Chen Y, Liu L, Zhang L, Chen X. 2021. Influence of rainfall factors and tree structure on rainfall partitioning for typical trees in Linpan settlements, the typical agroforestry ecosystem of the Chengdu Plain. J Hydrol: Reg Stud 36:100874.