

模擬酸雨對臺灣中部極育土陽離子淋溶的影響

The Effects of Simulated Acid Rain on Cation Leaching of an Ultisol in Central Taiwan

康敏捷¹ 林登秋² 王明光¹ 金恆鏞²
M. H. K'ang T. C. Wang M. K. Wang H. B. King

臺灣大學農業化學系¹
National Taiwan University

臺灣省林業試驗所²
Taiwan Forestry Research Institute

中文摘要

酸雨對土壤的影響，主要是造成鹽基陽離子的淋溶及土壤的酸化。台灣地區酸沉降的研究，大多著重於雨水性質的調查，少有對土壤影響的報告。本試驗選取台灣中部蓮華池森林集水區砂質極育土，以試驗室內的管柱淋溶試驗法，探討不同 pH 值的模擬酸雨，對於該土壤鹽基陽離子淋溶之影響。

試驗發現模擬酸雨會加速土壤鹽基陽離子的淋溶。pH=2.6 的模擬酸雨對於土壤陽離子淋溶的影響比 pH=3.6 及 pH=4.6 的模擬酸雨處理來得大，而 pH=3.6 與 pH=4.6 的處理之間的差異並不大。此由於 pH=2.6 的模擬酸雨含有較多的 H 離子及硫酸根離子，淋溶時會造成有些黏土表面之可交換性鹽基陽離子和鋁離子溶解。可交換性鋁之增加，可能對林木根群造成不良的影響。本試驗也發現表土層淋溶出來的陽離子比其下壤淋溶出更多的。但在 pH=2.6 處理下，其淋溶液 pH 值下降的幅度較底土小。這可能由於表土層之富含有機質，導致表土對酸雨的緩衝能力大於底層。

蓮華池森林砂質極育土對酸雨的緩衝作用，主要機制有三：以 pH=2.6 的模擬酸雨淋溶土壤，土壤對 H 的緩衝作用，主要機制為黏土的鋁邊緣(Al-site)和鋁氧化物的溶解。pH=3.6 的酸雨處理，主要因子為陽離子的交換和硫酸根的吸附，pH=4.6 的酸雨處理，則主要機制為陽離子的交換與硫酸根的脫附。

關鍵詞：模擬酸雨、鹽基陽離子、淋溶

ABSTRACT

Acid rain enhanced cations leaching and soil acidification, particularly in sandy soils. Most researchers emphasized on the properties of acid rain, and paid less attention to investigate the influence of acid rain on soil properties. This study used column leaching technique to investigate the effects of simulated acid rains on cation leaching of an Ultisol of the Lien-hua-chi watershed in the central Taiwan. The results indicated that simulated acid rain increased cations leaching from soils. The pH=2.6 simulated acid rain solutions had leached substantially more cations from soils than those of pH=3.6 and pH=4.6 simulated acid rains. This was because pH=2.6 simulated acid rain solutions contained more protons and sulfate ions, which exchanged with cations and dissolved aluminum from clays. The treatments of pH=3.6 and pH=4.6 acid rain solutions showed no major differences on cation leaching. Simulated acid rain solutions enhanced the leaching of exchangeable and dissolved aluminum from tested soils. The toxicity of aluminum might produce the ecological problems. The results also indicated that the top soils leached more cations than the deeper soils. However, when treated with pH=2.6 simulated acid rain, the pH of the leachate solution in surface soils decreased not strongly as those of underlying soils. This might result from relatively higher organic content in the soils. Three mechanisms were proposed to govern proton buffering capacity of the studied soils. The major mechanism of soils leaching with pH=2.6 simulated acid rain solutions, was the dissolution of aluminum oxides or Al in the clay complexes. Cation exchange and sulfate adsorption were the key factors governing the buffering of soils treated with pH=3.6 simulated acid rains. Exchangeable cations were the major factor for proton buffering capacity for soils treated with pH=4.6 simulated acid rains.

Key words: Simulated acid rain, base cations, leaching

前 言

近幾十年來有關酸性沉降(即通稱酸雨)對湖泊及森林的影響,已成為世界各國重要的環保課題之一。特別是在歐美地區,由於酸性沉降可能是大規模森林衰的主因,故有大批科學家投入酸性沉降對森林生態系影響的研究。國內近年來亦開始重視到酸雨對於生態環境所造成的影響(King and Hsia 1992)。King(1986)分析台北市六年半內(1980年6月至1986年12月)的雨水性質,結果發現有81%的雨水pH值低於5.65,其中值為4.8,而洪佳章、陳鎮東於1987年報告指出,高雄市雨水pH值小於5.0的頻率為54.2%,最低值為3.82。顯示台灣地區正受到

酸性沉降物的威脅。最近金恆鏞等人也著手研究酸性沉降對台灣地區森林生態系可能的負面影響 (King and Huang 1983; King and Chi 1991)。

酸性沉降物進入森林後，經過林冠與枝幹，最後滲入森林土壤。酸性沉降物進入森林土壤後除了會影響植物根部吸收及土壤微生物生長及組成，對土壤本身則會加速土壤的酸化及鹽基陽離子的淋溶，將鹽基陽離子從土壤溶液中淋溶至地下水或地表水；另外，也可能會造成土壤溶液中毒性鋁的移動性 (Johnson and Cole 1977； Reuss 1978； Van Breemen *et al.* 1983； Overrein 1972； Rutherford 1985)。

酸性沉降物造成土壤鹽基陽離子的淋失，使得植生所需養分缺乏是類有效元素，而土壤中陽離子的淋溶與陰離子的活動力有關 (Johnson *et al.* 1986)。基於電荷平衡原理，陽離子會隨著陰離子的移動而被帶走。土壤吸附陰離子，可使得陰離子的移動性減緩，因而降低鹽基陽離子的淋溶。雖然森林土壤會因土壤內碳酸和有機酸的存在會自然的酸化，但大量酸性沉降會加速土壤的酸化及鹽基陽離子的淋溶。

酸性沉降中受生態學家關心的陰離子主要為 SO_4^{2-} 和 NO_3^- ，兩者均為植物生長所必須的有效養分， NO_3^- 大部分被植物吸收或被淋洗，留下多餘的 SO_4^{2-} 。在許多土壤中，由於鐵、鋁氧化物對硫酸根有專一性吸附 (specific adsorption) 的現象 (Singh *et al.* 1980)，使得硫酸根的移動性，遠小於 NO_3^- 。因此，土壤吸附 SO_4^{2-} 能量，被認為是評估和預測酸性沉降對土壤的影響之一個重要指標 (Johnson and Todd 1983)。只要有 SO_4^{2-} 被土壤保留，則陽離子的淋洗機會就會減少。因此，土壤對 SO_4^{2-} 的吸著 (retention) 可延緩集水區土壤受到酸性沉降的反應。許多集水區系統模式，皆用 " SO_4^{2-} 平衡" 來作為生態系負荷酸的主要指標，以此來預測酸性沉降對水生系統的影響 (Galloway *et al.* 1983)。本研究選擇蓮華池試驗集水區的砂質極育土壤來研究不同 pH 值的模擬酸雨，對於土壤 SO_4^{2-} 吸附量及鹽基陽離子淋溶的影響。

材料與方法

採樣地點的描述

蓮華池試驗集水區位於南投縣魚池鄉的水里溪上游，是林業試驗所所屬的試驗森林集水區之一。第三號集水區 (圖一) 的面積約為 3.4 公頃，海拔為 723 公尺，其地形陡峭，平均坡度為 69%；年平均降雨約為 2200 mm，其中有 80% 集中在溼季 (5月至9月) (Koh *et al.* 1978)；每月平均溫度約為 20.6°C；而覆蓋的植生為常綠闊葉混生林，主要的樹種是樟科和殼斗科 (Horng *et al.* 1987)；地質由第三紀的砂岩及頁岩所構成。由過去之研究得知，此處森林土壤已有一定程度之酸化，且已有酸雨對森林生長之影響，及多年之氣象資料，但缺乏酸雨對土壤淋溶及酸化影響之資料，故乃選擇蓮華池地區森林土壤，做為研究之對象。

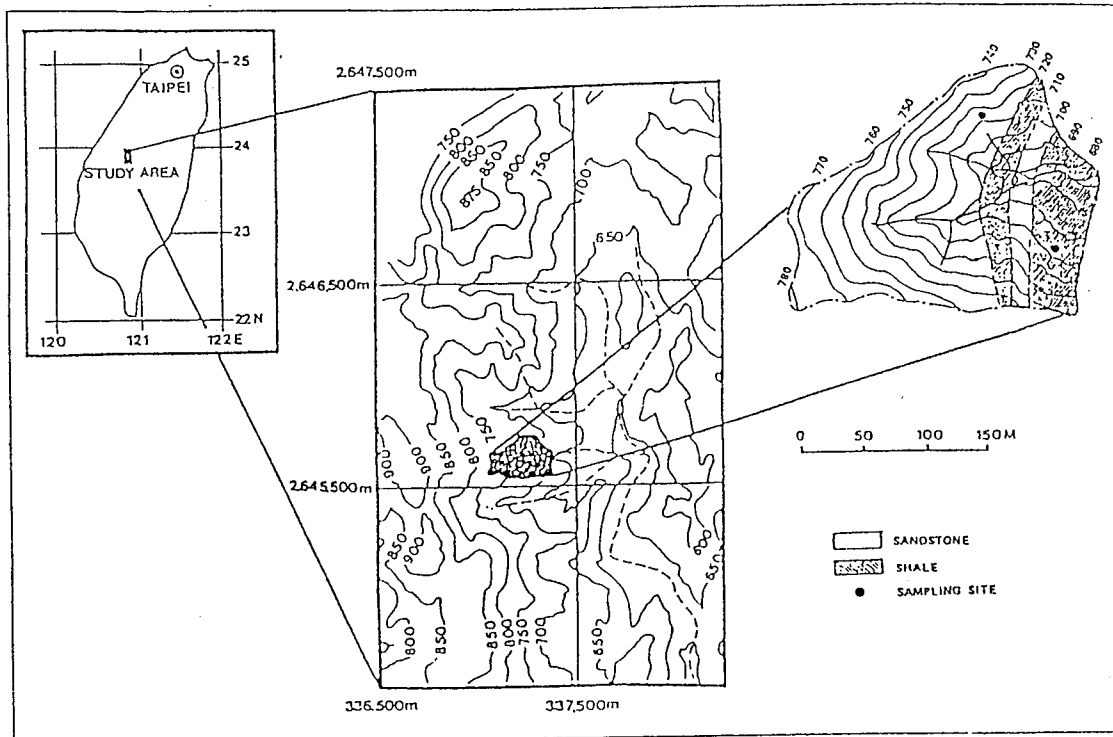


Figure 1. Location and bedrock geology of the Lein-hwa-chi experimental watershed III.

供試土壤之選取

本實驗所用的土壤為採自蓮華池第三號試驗集水區發育自砂岩的土壤，主要的黏土礦物是伊萊石與蛭石，但含量少；在分類上屬於典型簡育溼潤極育土(Typic Hapludult) (King 1986)。自選取的代表性剖面內，採取表土(0-10 cm)和底土兩層(10-40, 40-60cm)。

供試土壤的基本理化性質之測定

採得的土壤經風乾、磨碎、過篩(2 mm)，經混合均勻後，儲存於塑膠袋中，分析其基本的理化性質：土壤 pH 值，土壤質地，土壤有機質，飽和導水度，Soluble SO_4^{2-} 及 adsorbed SO_4^{2-} (Johnson and Todd 1983)，陽離子交換能量(CEC)，可交換陽離子，鹽基飽和度(BS%) 以及土壤中的鐵、鋁氧化物。

模擬酸雨對森林土壤化學性質的淋溶試驗

本實驗是以管柱淋溶(column leaching)來進行，以下分成四個部份來說明實驗的進行過程：

1. 土柱的裝填與飽合:本實驗所用的淋溶裝置(如圖二)為長度 13cm，內徑 2.54cm 的透明壓克力管裝填前，先在管柱底端鋪上 1 克的玻璃綿、細目鋼網、一張 Whatman No.1 濾紙玻璃棉使用前，先以 1N HCl 浸泡 24 小時，再以去離子水清洗至其電導度、pH 值與

去離子水大約相等為止每一層樣品皆取一定重量，粒徑小於 2 mm 的土壤(65.87克)來裝填。裝填時，每根土柱皆裝填至 10 公分高，使每根土柱的土壤總體密度(1.3 Mg/m)儘量一致。裝填好的土柱，由下端注入去離子水，待上端土壤浸水後，停止注水，靜置 48 小時，以達完全飽和。

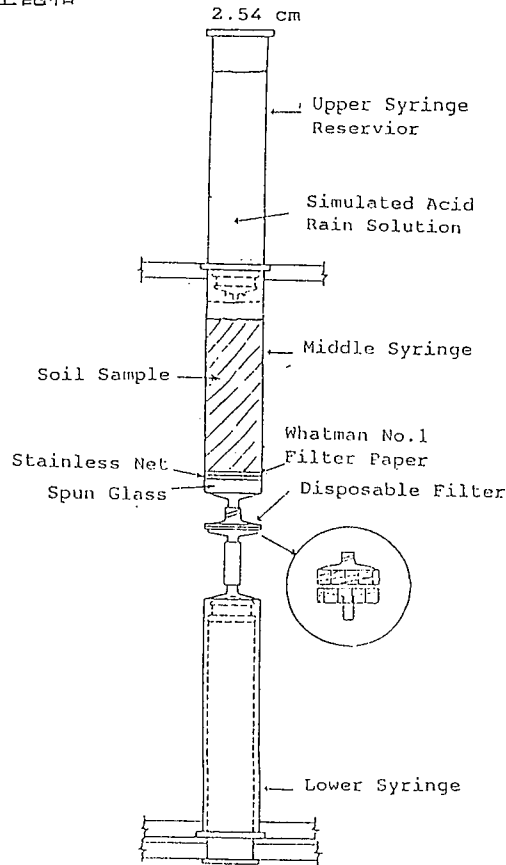


Figure 2. Drawing shows the leaching column apparatus.

2. 模擬酸雨的配製:取20公升的去離子水，以 0.01N 硫酸溶液，分別調整 pH 值至 4.6、3.6、2.6。模擬酸雨溶液成分分析，其各化學組成列於表一。

Table 1. Composition of simulated acid rain at different pH values.

Treatments	pH	Conductivity μ S/cm	SO ₄ ²⁻ mmol/L	————— μ mol/L —————				
				K	Na	Ca	Mg	Al
1	4.6	10.9	0.009	4.2	0.5	1.1	0.2	26
2	3.6	74.8	0.110	2.0	1.6	1.0	0.3	23
3	2.6	905.0	1.491	3.3	0.4	0.3	0.1	49

3. 淋溶過程：

整個淋溶試驗是以真空抽氣機 (mechanical vacuum extractor) 裝置來進行試驗。飽和水的土柱，裝上機器，設定一定的淋溶速率(1 cm/hr)，以所配製的三個 pH 值(4.6、3.6、2.6)之模擬酸雨來淋溶。淋溶速率的決定，是根據所有土樣的飽和導水度之平均值。模擬酸雨溶液由裝置頂端注射筒加入後，啟動機器，機器會每隔一定時間(2.5小時)自動停止之後，取下下端的注射筒，將注射筒內的淋溶液(leachate)倒出收集，儲存於4°C下以備分析。

機器運轉的時間是根據淋溶速率(1 cm/hr)，及整根土柱的孔隙體積(pore volume，簡寫成PV)而來，而孔隙體積是由土壤裝填至 10公分時的土柱體積，乘以土壤孔隙率 (porosity)計算得到，為 25.6ml；而土壤孔隙率是由土壤的總體密度(1.3 Mg/m)和土壤固相(solid phase)的密度(2.65 Mg/m)所求得。所有土柱開始時，每一孔隙體積 (PV)收集一次，至15PV後，每二 P V 收集一次，直至 25PV 為止。

4. 化學分析項目：

收集到的淋溶液，分析其pH值、 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Al^{3+} 、 SO_4^{2-} ，觀察每一PV的變化情形。淋溶後的土壤亦測其pH值、 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Al^{3+} 、 SO_4^{2-} 含量。分析方法及使用儀器可參閱 King and Hsia (1992)。

結果與討論

供試土壤的基本理化性質：

本實驗所選用的土壤，其黏粒含量範圍由 25% 至 28% 左右，其質地為砂質黏壤土(表二)。此森林土壤，表土，有機質含量在 3~4% 之間，隨著土壤深度增加而銳減。土壤之pH值則介於4.2至4.5之間。土壤的最主要可交換性陽離子為鋁(表二)。其交換性鋁所佔比例範圍由 86% 至 90% 左右。可抽出性硫酸根，隨著深度增加而增加。

模擬酸雨對於土壤陽離子淋溶的影響：

土壤淋溶液之pH值隨PV增加而變化的情形：

以 pH=3.6 及 pH=4.6 的模擬酸雨處理，其淋出液的pH值有逐漸上升的趨勢(圖三)，表示土壤對 pH=3.6 及 pH=4.6 的處理，具有較強烈的緩衝能力。而 pH=2.6 的處理，則遠超過了陽離子交換的緩衝範圍(pH 4.2-5.0)而進入了鋁的緩衝範圍(pH 3.0-4.2)，故土壤的淋出液之pH值，隨著 PV 增加而降低，但不低於 3.0 (圖三)。

Table 2. Soil pH, particle size distribution, organic matter and exchangeable Al and cations, cation exchange capacity(CEC), base saturation(BS), extractable SO_4^{2-} , and extractable Fe, Al tested soils.

Horizon	Depth cm	pH (1:1)			Sand	Silt	Clay	Texture	Organic Matter	
		H ₂ O	CaCl ₂	KCl					%	
A	0-10	4.20	3.65	3.33	49.33	25.04	25.63	S C L [@]	3.72	
E	10-40	4.44	3.84	3.56	46.81	24.54	28.65	S C L	0.71	
E/B	40-60	4.44	3.84	3.54	50.35	21.01	28.63	S C L	0.71	

Horizon	Depth cm	Exchangeable cations ^{@@}						Extractable SO_4^{2-}		
		Ca	Mg	K	Na	Al	CEC	BS	H ₂ O	Na ₂ HPO ₄
		mmol/kg						%	mmol/kg	
A	0-10	0.07	0.19	0.96	0.01	7.43	12.54	0.97	0.24	0.31
E	10-40	0.04	0.09	0.55	0.11	5.83	10.93	0.71	0.32	0.73
E/B	40-60	0.02	0.06	0.54	0.02	5.86	11.46	0.56	0.32	0.85

Horizon	Depth cm	Dithionite-citrate		Ammonium oxalate			Sodium pyrophosphate	
		Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	
		g/kg						
A	0-10	6.62	2.09	2.34	1.47	3.69	2.24	
E	10-40	8.37	2.26	1.96	1.39	4.39	2.00	
E/B	40-60	8.97	2.45	1.92	1.36	4.42	2.04	

[@] SCL : sand clay loam ^{@@} 以 1N NH₄OAc(pH=7.0)溶液萃取

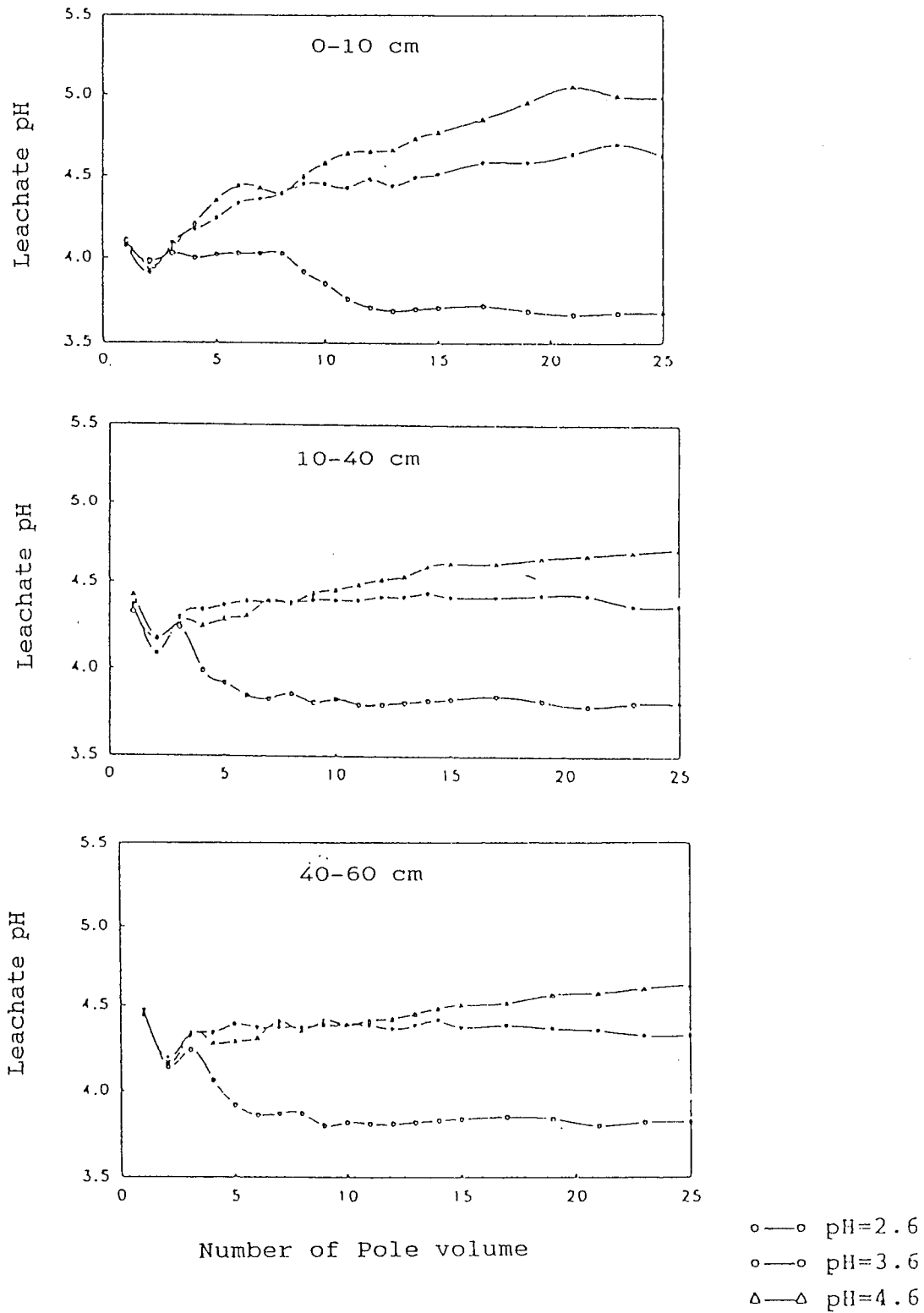


Figure 3. Changes in pH value in the leachate of tested soil with pore volumes after 3 levels of simulated acid rain treatments.

土壤以pH=3.6與4.6的酸雨處理，其pH上升可能是因為模擬酸雨的加入，土壤吸附了其中的 SO_4^{2-} ，而將本身的 OH^- 取代出來，釋放至土壤溶液中，使得pH值上升，也可能因為模擬酸雨中的 H^+ ，將土壤表面上陽離子交換出來，與水發生水合現象，此時溶液中的 SO_4^{2-} 與氫氧根競爭陽離子，釋放出 OH^- ，使pH值上升。而這些反應在pH=4.6的酸雨處理中較為激烈，所以其pH上升的幅度比較大。由於pH=2.6的模擬酸雨其酸度大， SO_4^{2-} 取代出來的 OH^- ，被 H^+ 中和掉，淋出液的 OH^- 減少另外也可能是因為Al的釋放，Al發生水解，放出 H^+ ，而使pH值很迅速的下降。而表土層，在pH=2.6處理下，其淋出液pH值下降的幅度較底土小。這可能由於表土層之富含有機質，導致表土對酸雨的緩衝能力大於底層。

土壤淋溶液之陽離子隨pV增加而變化的情形。

土壤中所有測試的陽離子，均隨著PV的加入而增加釋放，釋放量以K與Al最多(圖四)。這是因為原本土壤中K與Al的含量就遠比其它陽離子高(表二)。也因為如此所以K與Al的累積釋放量較其它陽離子慢達到穩定(圖四)。除了鈉以外，在pH=2.6模擬酸雨之處理，所有陽離子的釋放，都較pH=3.6及4.6的模擬酸雨處理來的快而多，而pH=3.6及4.6的酸雨處理，所造成的陽離子的釋放情形差異並不大(圖四)。這是因為pH=2.6的酸雨超過了陽離子交換的緩衝範圍，所以一般的陽離子都很快的被淋溶出。土壤對pH=3.6及4.6的酸雨處理均有相當強的緩衝能力，所以兩者雖造成陽離子的釋放，但淋溶情形較不劇烈，且兩者間差異並不大，而釋放量也遠較pH=2.6之酸雨處理少(圖四)。鈉的釋放較特殊，在不同pH值酸雨處理及不同土壤層次，其陽離子釋放都很快趨於穩定(圖四)。這可能是因為土壤對鈉的吸附非常弱，所以可被淋溶的鈉很快就釋放被出來，而不同pH值酸雨處理的結果差異有限。

同樣在pH=2.6模擬酸雨之處理，表層土陽離子釋放量比底層土多(圖四)，可能是因為表層土原來陽離子的含量比底層土多，所以可被淋溶的量就比底層土多。而土壤對pH=3.6及4.6的酸雨處理有良好的緩衝能力，所以在不同土壤層次造成陽離子的釋放情形差異並不大。鈣在土壤底層含量非常低(表二)，可被淋溶的量很有限，所以不同pH值的酸雨處理造成陽離子的釋放情形差異也不大(圖四)。

硫酸根隨pV增加而變化的情形：

所有土壤，以pH=2.6的模擬酸雨處理，除了剛開始時，淋出液中硫酸根濃度較低，有吸附的現象產生，爾後加入的硫酸根，遠大於土壤所能吸附的量，土壤很快就達飽和，流出的濃度與加入的濃度相近，所以淋出液硫酸根濃度很快就達到穩定(圖五)。而以pH=3.6與pH=4.6的模擬酸雨處理，其硫酸根的釋出量均很低，雖然pH=3.6的處理大於pH=4.6的處理，但兩者並沒有明顯的差異(圖五)。

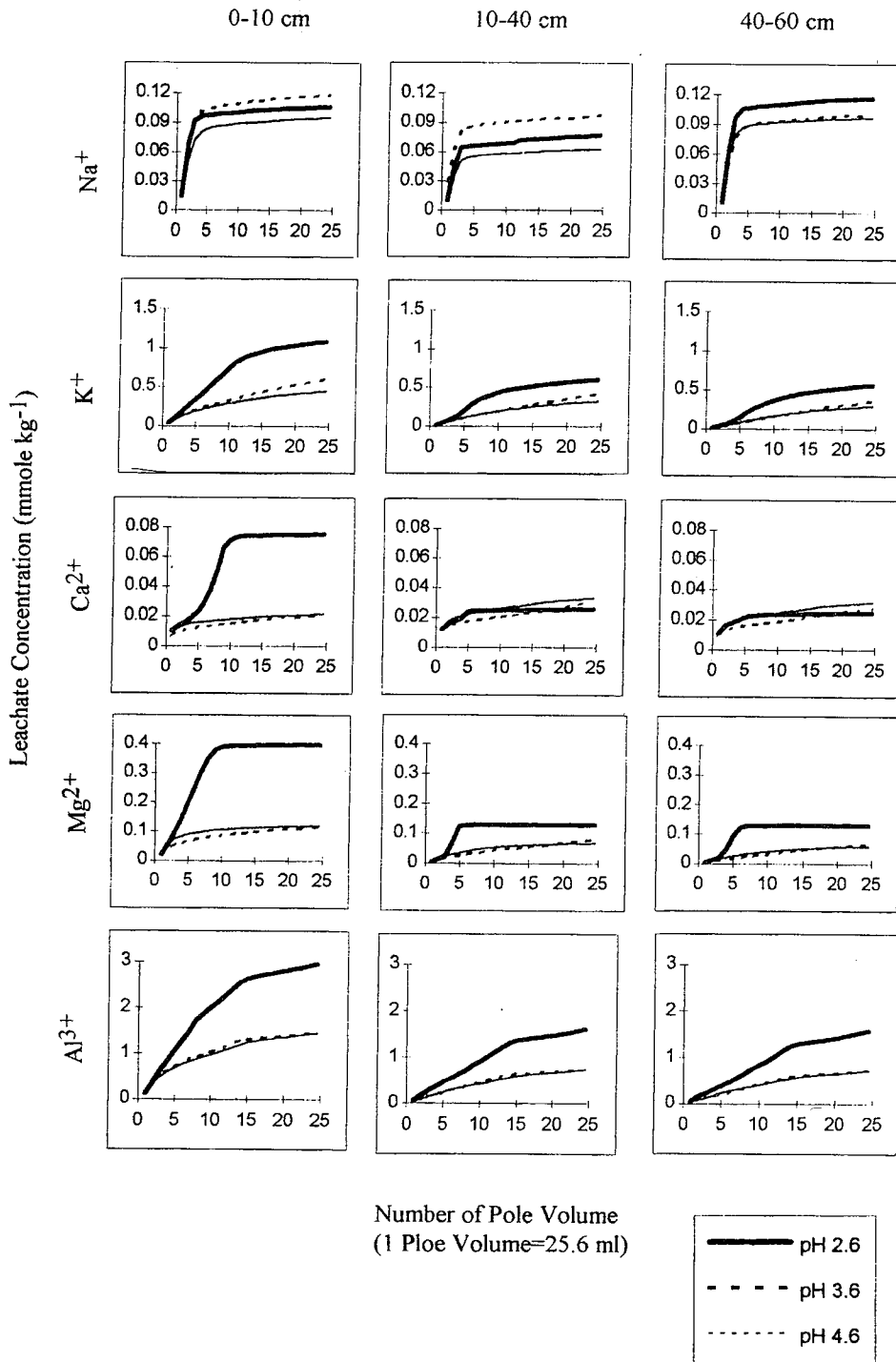


Figure 4. Changes in the accumulative amounts of cations in the leachate of tested soils with pore volumes after 3 levels of simulated acid rain treatments.

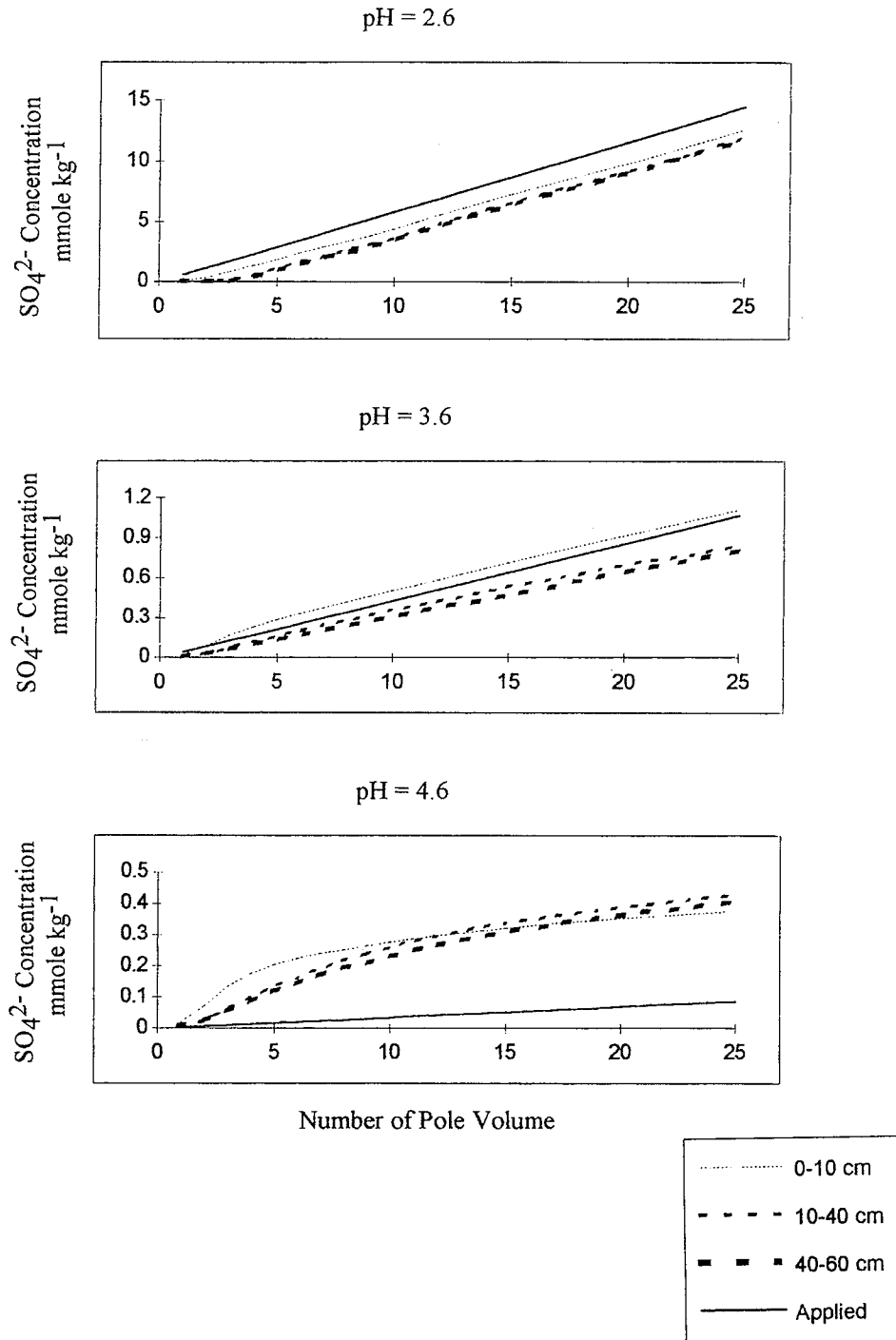


Figure 5. Changes in the accumulative sulfate content in the leachate of the tested soils with pore volumes after 3 levels of simulated acid rain treatments.

土壤對酸性物質的緩衝能力

土壤以 pH=2.6 的模擬酸雨處理，所有土壤淋出液之 pH 值，在 2PV ~ 5PV 時，有略微上升的趨勢(圖三)，在 pH 值略微上升的同時，淋出液中 SO_4^{2-} 濃度均很低(圖五)，表示此時加入的 SO_4^{2-} 被土壤吸附，被土壤吸附的 SO_4^{2-} ，可將土壤表面上的 OH^- 交換出來，中和一部份的 H，故 pH 值可以上升。另外，由圖二可知剛開始以 pH=2.6 之模擬酸雨淋洗時，鹽基陽離子的釋放有隨 PV 增加而增加的趨勢。這種變部份可能是因為淋溶未達平衡，此外外來的 H 因離子交換作用，將鹽基陽離子交換至淋出液中，而使得淋出液中 H 濃度減少，pH 值也就跟著上升。所以在 1~5 PV 內，土壤對酸性物質的緩衝能力，是由於鹽基陽離子的交換和硫酸根的吸附(Clayton *et al.* 1991)。

在 5PV 之後，pH 值持續下降，此階段淋出液 SO_4^{2-} 濃度迅速上升，達到一穩定值(圖五)，淋洗出的 SO_4^{2-} 與加入的 SO_4^{2-} 濃度接近，表示此時土壤已呈 SO_4^{2-} 飽和沒有再吸附 SO_4^{2-} 的能力，也沒有 OH^- 被交換出來。外來的大量 H^+ ，可將土壤表面的陽離子交換出來，但因此同時淋出液有大量的鋁離子釋放，其鋁釋放量，比同一 PV 下鹽基陽離子釋放量來得高，Al 會與水發生水解，而放出 H^+ ，使得淋出液之 pH 值降低。故此時期 pH 值下降主要是由於 Al 的釋放。因此階段 H 消耗的機制，是由於黏粒的鋁邊緣(Al-site)及鋁氧化物的溶解(Ulrich 1980)。

所有土壤樣品以 pH=3.6 的模擬酸雨處理，其淋出液 pH 值在 2PV 之後，持續上升，表土層由 3.9 上升至 4.6 左右，底土約由 4.1 至 4.2 左右(圖三)，是由於加入的硫酸根被土壤吸附，釋放出 OH^- ，而使淋出液 pH 值上升而在此同時，鹽基陽離子的釋放量，在 2PV 左右釋出量較多；而後隨著 PV 增加而釋出減少所以底土，對 H 的緩衝能力，在以 pH=3.6 的模擬酸雨處理時，主要是由於鹽基陽離子的交換，和硫酸根的吸附。而兩類土壤的表土層，在開始時，淋出液硫酸根的濃度，大於加入的濃度(圖五)，此表示土壤表面上的硫酸根，被脫附出來，土壤溶液中硫酸根濃度增加，造成鹽基陽離子的淋溶增加(圖四)，故此兩類土壤的表土層，以 pH=3.6 的模擬酸雨處理後，土壤對 H^+ 的緩衝能力，剛開始時，主要為鹽基陽離子的交換，而後當硫酸根吸附為正值時，硫酸根的吸附對 H^+ 的消耗才有貢獻。

所有土壤樣品以 pH=4.6 的模擬酸雨處理，其淋出液 pH 值在 2PV 之後，也是持續上升，而且上升的幅度，要比 pH=3.6 之處理來的大，表土層由 3.9 上升至 4.9 左右，底土約由 4.2 升至 4.7 左右(圖三)但此時硫酸根的吸附皆為負值(圖五)。淋出液之 pH 值上升，可能由於水的解離(Zhang and Sparks 1990)，當加入模擬酸雨時，帶來的 H^+ 將土壤膠體上的陽離子交換出來，這些陽離子與水水合，而酸雨中的硫酸根為維持電性中和，會與溶液內的陽離子結合，而留下 OH^- ，使淋出液 pH 值上升。所以，以 pH=4.6 的酸雨處理，土壤對 H 的緩衝能力，在 2 至 5 個 PV 開始階段，主要為鹽基陽離子的交換。

淋溶後土壤理化性質的改變情形

經 pH=2.6 的模擬酸雨淋溶後，所有土壤的 pH 值皆比未處理的土壤低了很多(表三)，此由於土壤膠體表面上的吸附位置，為 H^+ 及 Al^{3+} 所佔據，此時土壤表面上的可交換性鹽基陽離

子低了很多，而鋁離子量高出很多(表三)，所以土壤 pH 值降低。而經 pH=3.6與 pH=4.6酸雨處理的土壤，土壤的 pH 值，比未處理的土壤高。pH=3.6及 pH=4.6模擬酸雨的處理，因加入經陽離子交換樹脂處理過之蒸餾水之 pH 值，比土壤原先的 pH 值高，所以土壤 pH 值會稍微提高；以模擬酸雨處理後之土壤，以 1M NH₄OAc 所抽出殘留的可交換鹽基陽離子，以 pH=4.6酸雨處理之土壤最多，pH=3.6處理次之，pH=2.6酸雨處理最少。相對的，可交換性鋁，以 pH=2.6之處理最多，而 pH=3.6 與 pH=4.6 之可交換性鋁之量幾乎沒有差別，但均比原始土壤之可交換性鋁量要大。

Table 3. Variation of pH values and exchangeable-cations of the tested soils leached with simulated acid rains.

Depth cm	initial	pH=4.6	pH=3.6	pH=2.6		
0-10	4.20	4.54	4.38	3.64		
10-40	4.44	4.54	4.27	3.76		
40-60	4.44	4.54	4.33	3.79		

Depth cm	μ mol/kg					
	K@	Na	Ca	Mg	Al	Base
	initial					
0-10	960	10	70	190	7430	1230
10-40	550	110	40	90	5830	790
40-60	540	20	20	60	5860	640
	pH=2.6					
0-10	20	8	2	3	1286	31
10-40	23	11	2	2	1097	36
40-60	29	15	2	2	1094	46
	pH=3.6					
0-10	66	7	7	19	1090	93
10-40	44	5	1	3	941	52
40-60	51	trace	trace	3	381	54
	pH=4.6					
0-10	105	5	5	23	1191	133
10-40	66	9	trace	8	944	83
40-60	58	1	trace	6	882	65

@ Exchangeable cations were extracted with 1N NH₄OAc (pH=7.0)

以三種不同 pH 值的模擬酸雨淋溶土壤，均會使得土壤中的可交換性鹽基陽離子減少，交換性鋁的增加。其中以 pH=2.6 的處理，對土壤的影響最大，而 pH=3.6 及 4.6 的酸雨處理，需長期的作用，才會有較顯著的影響。

結 論

在管柱淋溶的試驗中發現，外來的模擬酸雨溶液，會加速土壤鹽基陽離子的淋溶使得土壤中的可交換性鹽基陽離子減少，交換性鋁的增加，其中以 pH=2.6 模擬酸雨的處理，對土壤的影響最大，而 pH=3.6 及 4.6 的酸雨處理，需要更長期的作用，才會有較顯著的影響。蓮華池森林土壤對 H 的緩衝作用，主要機制有三，分別為陽離子的交換、硫酸根的吸附及黏土的鋁邊緣(Al-site)和鋁氧化物的溶解。以 pH=2.6 的模擬酸雨淋溶土壤，土壤對 H 的緩衝作用，主要機制為黏土的鋁邊緣(Al-site)和鋁氧化物的溶解。pH=3.6 的處理，主要為陽離子的交換和硫酸根的吸附。而 pH=4.6 的處理，則主要為陽離子的交換。

引用文獻

- Clayton, J.L., D.A. Kennedy and T. Nagel. 1991. Soil response to acid deposition, Wind River Mountains, Wyoming. I. Soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 55: 1427-1433.
- Galloway, J.N., S.A. Norton and M.R. Church. 1983. Freshwater acidification from atmospheric deposition of sulfatic acid: A conceptual model. *Environ. Sci. Technol.* 17: 541a-545a.
- Gee, G.W. and J.W. Bauder. 1986. In: method of soil analysis, part 1. Physical and mineralogical method. 2nd ed. (A. Klute, ed.) Chap. 15. p. 383-411. *Agro. Mono.*
- Horing F.W., Y.J. Hsia and K.J. Tang. 1986. An estimation of aboveground biomass and leaf area in a secondary warm temperate montane rain forest at Lien-hua-chi area. *Bull. Taiwan For. Res. Inst.* 465.
- Johnson, D.W. and D.W. Cole. 1977. Sulfate mobility in an wutwash soil in western Washington. *Water Air Soil Pollut.* 7: 489-495.
- Johnson, D.W. and D.E. Todd. 1983. Some relationships among Fe, Al, C and SO₄ in a variety of forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 792-800.
- Johnson, D.W., D.W. Cole, H. Van Miegroet and F.W. Horng. 1986. Factors affecting anion movement and retention in four forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 776-783.
- King H.B. and L.S. Huang. 1983. Effects of precipitation on forest ecosystems. *Quar. J. Chi. For.* 16(1): 79-89.
- King H.B. 1986. Classification of two forest soils in Lien-hua-chi Area. *Bull. Taiwan For. Res. Inst. New Series* 1(2): 155-176.

- King H.B. and S.C. Chi. 1991. An preliminary investigation of of acid precipitation in Taiwan II. The effects of of acid precipitation on forests. EPA Exective Yuan.
- King, H.B. and Y.J. Hsia. 1992. Acidic precipitation and nutrient cycling of a subtropical montane hardwood watershed in central Taiwan. p. 101-116. In: Proceedings of the 1992 Joint International Symposium and Air Pollution, Soil microbiology and Biotechnology of Forestry. (C.H. Chiang and Y.N. Wang, eds.) Taipei, Taiwan, Rep. of China.
- Koh C.C., B.Y. Yang, Y.L. Lin, C.C. Yang and S.C. Chi. 1978. A preliminary report of the forest watershed management research in Taiwan. Bull. Taiwan For. Res. Inst. 304.
- Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1982. In: method of soil analysis, part 2. Chemical and microbiological properties. 2nd ed. (A. L. Page, ed.) Chap. 29. p. 539-579. ASA-SSSA. Madison
- Overrein, L.N. 1972. Sulfur pollution patterns observed; leaching of calcium in forest soil determined. *Ambio*, Aug. 145-147.
- Rutherford, G.K., G.W. Vanloon, S.F. Mortensen and J.A. Hern. 1985. Chemical and pedogenetic effects of simulated acid precipitation on two eastern Canadian soils. II. Metals. *Can. J. For. Res.* 15.
- Singh, B.R. 1980. Distribution of total and extractable S and adsorbed $^{35}\text{SO}_4^{2-}$ in some acid forest soil profiles of southern Norway. *Acta Agric. Scand.* 30: 357-363.
- Ulrich, B. 1980. The Production and Consumption of Hydrogen Ions in the Ecosphere. p. 255-282. In: *Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystem*. (T.C. Hutchinson and M. Havas, eds). Plenum Press, New York.
- USDA 1972. Soil survery laboratory methods and prodcedures for collecting soil samples. *Soil Surv. Investigations Rep. No. 1*. USDA. U.S. Government Printing Office, Washington.
- Van Breeman, N. 1973. Dissolved aluminum in acid sulfate soils and in acid mine waters. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34: 608-610.
- Zhang P.C. and D.J. Sparks. 1990. Kinetics and mechanisms of sulfate adsorption / desorption on goethite using pressure-jump relaxation. *Soil Sci. Am. J.* 54: 1266-1272.