

國立臺灣大學生物資源暨農學院森林環境暨資源學系

碩士論文

School of Forestry and Resource Conservation

College of Bio-Resources and Agriculture

National Taiwan University

Master Thesis

九份二山崩塌地之土壤性質與養分型態

Soil properties and nutrient speciation
on the Chiufenershan landslide

李音蓁

Pei-Chen Lee

指導教授：鄭智馨 博士

Advisor: Chih-Hsin Cheng, Ph.D.

中華民國 106 年 7 月

July 2017



國立臺灣大學碩士學位論文
口試委員會審定書

九份二山崩塌地之土壤性質與養分型態

Soil properties and nutrient speciation on the
Chiufenershan landslide

本論文係李音蓁君 (R04625022) 在國立臺灣大學森林學系、所完成之碩士學位論文，於民國 106 年 7 月 27 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

鄭智馨

(簽名)

(指導教授)

顏江河

白創文

柯淳涵

系主任、所長

謝誌



論文終於完成了，感謝鄭智馨老師讓我加入實驗室，引領我實驗方向，平時也耐心地與我討論實驗方法。也謝謝顏江河老師和白創文博士撥空前來擔任口試委員，細心地閱讀論文內容，並提供寶貴的建議，讓我的論文能更加完整。

在台大的這 2 年過得很充實，還記得剛進實驗室懵懵懂懂的我，在老師和學長姊的指導與幫助下，如今已完成了多項實驗，也學會儀器的操作，甚至參加了 EGU 和日本櫻花科技計畫，與來自各國的學者交流，不僅增廣見聞，更是難得的體驗，在碩班的這段時間，感覺收穫滿滿。謝謝老師讓我們有機會參加研討會，也謝謝苡涵學姊的經驗分享。

在大家的幫助與奉獻下，我的論文才能順利完成，因而在此謝謝老師的指導；也謝謝實驗室的學長姊，記錄與彙整了儀器的操作步驟和問題集錦，讓我們能較快地熟悉儀器的使用；謝謝苡涵學姊帶我做實驗，清楚地講解實驗和儀器操作的流程；謝謝志祐教我們軟體的使用和與我們討論文獻；謝謝戰友佳怡幫我解答各種疑難雜症；謝謝婷雅和泓儒幫我洗瓶子、拔雜草和換盆栽位置；謝謝昀展、宇祥和毅豪幫我佈置口試現場；謝謝阮大哥幫我扛土和出差時載我們上下山；謝謝九份二山的保全劉先生，幫忙開鐵門，讓我們去收數據時可以省掉一大段的山路。要感謝的人太多了，在此謝謝大家，最後要感謝家人對我的支持，讓我能考上台大，且心無旁騖地讀書和做實驗，甚至在假日時抽空帶我去收數據。

九份二山崩塌地讓我見證到在大自然底下，人類的渺小，以及世事變幻無常，地震一瞬間，造成千萬噸的土石掩蓋了家園與親人，令人感到難過與無助。希望本研究結果能對崩塌地研究有一絲貢獻，也希望大家都能平安健康快樂！

李音蓁 謹誌於

臺大森林系森林土壤暨生物地球化學研究室

2017.8.10



九份二山崩塌地之土壤性質與養分型態

李音蓁

中文摘要

土壤性質、養分型態與森林生態受到崩塌影響甚大，土壤性質的改變不只受到崩塌過程（堆積或崩落）與規模的影響，亦會因崩塌後植生演替的差異，而造成崩塌後土壤性質在崩塌地區有著極大的空間異質性。本研究調查九份二山崩塌後，崩塌過程（堆積或崩落）與植生演替對土壤性質與養分型態的影響，並與鄰近的非崩塌地做比較。我們依崩塌過程的不同，先將樣區分為 3 處（土石移動、土石堆積與非崩塌樣區），再依植生不同，總共區分為 6 個採樣樣區，包括 (1) 土石移動無草區 (2) 土石移動有草區 (3) 土石移動芒草區 (4) 次生林堆積區 (5) 人工林堆積區與 (6) 非崩塌樣區。

結果顯示土石移動無草區、土石移動有草區和土石移動芒草區的土壤性質與養分，較次生林堆積區、人工林堆積區與非崩塌樣區等，有較高的含石率、總體密度、pH 值，較低的有機碳、總氮、氮礦化速率和陽離子交換容量，其中又以土石移動無草區有最高或最低的測值，顯示該區域土壤化育明顯受崩塌干擾的影響。磷分層萃取的結果顯示土石移動處與堆積處總磷含量皆低於非崩塌樣區，而非崩塌樣區的可利用磷 (resin-P、 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 和 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$) 含量也最多，土石移動處則以 HCl-P 佔總磷百分比最高，土石堆積處以 Residual-P 和 NaOH-P 比例最高，皆為植物不易吸收利用的磷型態。由苗圃施肥試驗，土石移動處與堆積處的土壤中，磷並非植物生長的限制因子，然而氮肥與磷肥的施用可以促進苗木生長。另外，由現地水分勢能的監測得知，次生林堆積區與土石移動芒草區表層土壤的水分勢能在一年的觀測中皆能維持在 -1.5 MPa 以上，而土石移動無草區與土石移動有草區在冬天枯水期時，水分勢能低於 -1.5 MPa，不適宜植物生長。綜觀實驗結果，土石



移動無草區位於演替初期階段，土壤化育程度最低，其次為土石移動有草區與土石移動芒草區，次生林堆積區則因崩塌後有次生林生成，植物加速土壤化育，但部分的土壤性質與養分型態仍與非崩塌樣區呈顯著差異。因此崩塌造成的土壤性質與養分型態的改變，是影響土壤化育與植生生態的關鍵因子。

【關鍵詞】 九份二山、崩塌、土壤性質、演替、次生森林、磷

Soil properties and nutrient speciation on the Chiufenershan landslide

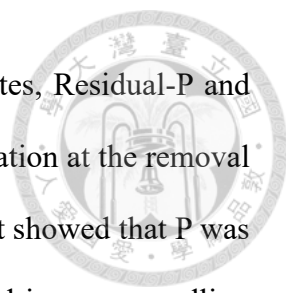
Pei-Chen Lee

Abstract

Landslides may exert immense impacts on soil properties, nutrient speciation and forest ecosystems. The impacts of landslides on soil properties not only vary with their movement type (deposition or removal) or scale but also the succeeding vegetation can have great contribution to spatial variation inside landslide. In this study, the effects of movement type (deposition or removal) and succeeding vegetation on soil properties and nutrient speciation inside the Chiufenershan landslide scar were evaluated. Landslide soil was also compared with the adjacent undisturbed soil. According to the movement type and vegetation, we firstly divided soil samples into three main sites (removal, deposition and undisturbed sites), and then divided soil samples into six small sites, including (i) removal sites without vegetation, REM-NG (ii) removal sites with vegetation, REM-G1 (iii) removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2 (iv) deposition sites with secondary forest, DEP-SEC (v) deposition sites with plantation forest, DEP-PLA and (vi) Adjacent undisturbed sites, UND.

Our results indicated that soil properties and nutrient at removal sites (REM-NG, REM-G1 and REM-G2) had higher bulk density, rock fragment content and pH value, but less soil organic carbon, total nitrogen, CEC and N-mineralization rate than both deposition (DEP-SEC and DEP-PLA) and undisturbed (UND) sites. The soil properties at removal sites without vegetation (REM-NG) even showed the extreme end compared to the soils with grass vegetation. The removal and deposition sites had similar total phosphorus concentrations, but were significantly less than that at the undisturbed sites





($p < 0.05$). Most of the phosphorous were HCl-P at the removal sites, Residual-P and NaOH-P at the deposition sites. Although the main phosphorus speciation at the removal and deposition sites were biologically unavailable, our results did not showed that P was the limiting nutrient for soil. However, applying both N and P could improve seedling growth. In addition, the long-term field monitoring data of soil water potential showed the deposition site (DEP-SEC) and the lower removal sites (REM-G2) had water potential maintained above -1.5 MPa throughout the whole year. While the removal sites without vegetation (REM-NG) and removal sites with vegetation (REM-G1) had soil water potential lower than -1.5 MPa in winter, indicating that the adverse effects for both sites. Overall, the soil at removal sites without vegetation (REM-NG) showed its early stage of succession, and the soil weathering was less severe than removal sites with vegetation (REM-G1 and REM-G2). By contrast, the deposition sites had more advanced soil weathering, but the soil properties and nutrient speciation were still different from the undisturbed sites. Therefore, the Chiufenershan landslide has changed the soil properties and nutrient speciation, and it is speculated that these changes played important roles on soil and ecosystem development.

【Key words】 Chiufenershan, landslide, soil properties, succession, secondary forest, phosphorus

目錄



謝誌	I
中文摘要	II
Abstract.....	IV
圖目錄	VIII
表目錄	X
1. 前言	1
2. 材料方法	4
2.1 研究地點	4
2.2 土壤採集與實驗分析	14
2.2.1 物理性質	14
2.2.2 化學性質	16
2.2.3 養分型態	17
2.2.4 實驗樣區土壤溫度與水分勢能 (water potential) 長期監測	21
2.2.5 盆栽試驗	21
2.2.6 資料分析	23
3. 結果	24
3.1 物理性質	24
3.2 化學性質	28
3.3 養分型態	32
3.4 實驗樣區土壤溫度與水分勢能 (water potential) 長期監測	40

3.5 盆栽試驗	43
4. 討論	47
4.1 物理性質	47
4.2 化學性質	49
4.3 養分型態	51
4.4 實驗樣區土壤溫度與水分勢能 (water potential) 長期監測	54
4.5 盆栽試驗	57
5. 結論	59
6. 參考文獻	60
附錄	68

圖目錄



圖 1 九份二山崩塌地的航照圖，分別為 (a) 1998 (b) 1999 (c) 2004 (d) 2007 (e) 2014 年。	8
圖 2 九份二山崩塌坡面的移動 (土石移動無草區、土石移動有草區和土石移動芒草區) 與堆積 (次生林堆積區和人工林堆積區) 作用示意圖。	9
圖 3 各地景樣區的照片，包括 (a) 土石移動無草區 (b) 土石移動有草區 (c) 土石移動芒草區 (d) 次生林堆積區 (e) 人工林堆積區以及非崩塌樣區之 (f) 檳榔園 (g) 梅園和 (h) 茶園。	10
圖 4 土石移動處 (土石移動無草區、土石移動有草區和土石移動芒草區) 與土石堆積處 (次生林堆積區和人工林堆積區) 的採樣地點分布圖。圖中淺灰色和深灰色區塊分別代表土石移動區域和土石堆積區域。	12
圖 5 九份二山非崩塌樣區的採樣地點分布圖。圖中淺灰色和深灰色區塊分別代表土石移動區域和土石堆積區域。	13
圖 6 磷序列萃取的流程示意圖。	19
圖 7 土石移動無草區 (REM-NG)、土石移動有草區 (REM-G1)、土石移動芒草區 (REM-G2)、次生林堆積區 (DEP-SEC)、人工林堆積區 (DEP-PLA) 與非崩塌樣區 (UND) 的磷 K-edge X 光吸收近邊緣光譜。虛線標示各能量階段的光譜特徵。	39
圖 8 土石移動無草區 (REM-NG)、土石移動有草區 (REM-G1)、土石移動芒草區 (REM-G2) 與次生林堆積區 (DEP-SEC) 的土壤溫度 (°C)，監測時間為 2016 年 6 月至 2017 年 6 月，數據分別以 (a) 原始數據 (b) 每日平均值呈現	41
圖 9 土石移動無草區 (REM-NG)、土石移動有草區 (REM-G1)、土石移動芒草區 (REM-G2) 與次生林堆積區 (DEP-SEC) 的土壤水分勢能 (MPa)，監測時間為 2016 年 6 月至 2017 年 6 月，Y 軸範圍分別以 (a) 0 到 -60 MPa (b) 0 到 -8 MPa 呈現。	42

圖 10 2016 年 3 月至 2017 年 7 月，苗的體積增長量。(a) 土石移動有草區 (b) 次生林堆積區 (c) 非崩塌樣區為種植楓香苗木，(d) 土石移動有草區 (e) 次生林堆積區 (f) 非崩塌樣區為種植青剛櫟苗木。數據以平均數 $\pm$ 標準差表示，不同字母代表有顯著差異 ($p < 0.05$)。44

圖 11 土石移動有草區、土石移動芒草區與次生林堆積區的植生，照片 (a) 土石移動有草區 (c) 土石移動芒草區 (e) 次生林堆積區於冬天拍攝，照片 (b) 土石移動有草區 (d) 土石移動芒草區 (f) 次生林堆積區於夏天拍攝。56



表目錄

表 1 磷元素 K-edge X 光吸收近邊緣結構之能量範圍、紀錄次數與各測量點的能量 增量和停留時間。.....	20
表 2 各樣區的土壤質地、總體密度和含石率，數據以平均數 ± 標準差表示，不同 字母代表各樣區間有顯著差異 ($p < 0.05$)。.....	25
表 3 各樣區土壤之濕土與乾土的比色。.....	26
表 4 各樣區的土壤 pH 值、有機碳、總氮與氮礦化速率，數據以平均數 ± 標準差 表示，不同字母代表各樣區間有顯著差異 ($p < 0.05$)。.....	30
表 5 各樣區的土壤陽離子交換容量與交換性 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 含量，數據以平均數 ± 標準差表示，不同字母代表各樣區間有顯著差異 ($p < 0.05$)。.....	31
表 6 各樣區的植被葉子 (枯落物) 與土壤之 $\delta^{13}C$ 和 $\delta^{15}N$ 分析，數據以平均數 ± 標準差表示，不同字母代表各樣區間有顯著差異 ($p < 0.05$)。.....	35
表 7 土壤磷序列萃取結果，數據以平均數 ± 標準差表示，不同字母代表各樣區間 有顯著差異 ($p < 0.05$)。.....	36
表 8 土壤磷序列萃取結果，數據為土壤中各型態的磷占總磷的百分比。.....	38
表 9 盆栽施肥試驗結果，數據以平均數 ± 標準差表示，不同字母代表各樣區間或 四種施肥處理間有顯著差異 ($p < 0.05$)，橫向數據以大寫字母表示，縱向以小 寫字母表示。.....	45
表 10 楓香的二因子變異數分析結果。.....	46
表 11 青剛櫟的二因子變異數分析結果。.....	46



1. 前言

崩塌是指重力所引發的塊體由上而下、由內而外的移動，包含碎石崩落、滑動或雪崩和土石流等 (Cruden and Varnes, 1996)，崩塌過程通常由降雨、地質運動或人為活動所引發 (Larsen and Simon, 1993)。引起台灣崩塌的天然因子主要為降雨和地震，台灣在夏秋兩季常有颱風帶來豪大雨，短時間內降下的大雨可能造成淺層或深層崩塌，如 2009 年的莫拉克颱風，在短短的四天內累計雨量超過了 2000 mm，造成小林村 350 ha 的崩塌面積 (陳聯光等，2009)。另一方面，台灣因位於菲律賓海板塊與歐亞大陸板塊的交界，地震活動頻繁，依據中央氣象局 1991-2006 年的觀測資料顯示，台灣地區平均每年約發生 18,500 次地震，其中約有 1,000 次為有感地震 (交通部中央氣象局，2008)。鄭世楠和葉永田 (2004) 的調查亦顯示台灣平均每 2.5 年就發生一次規模大於 7.0 的大地震。Keefer (1984) 在美國的調查指出，當地震大於芮氏規模 4.0 時會促發崩塌，大於芮氏規模 7.0 時可以形成數千個崩塌處，而當大於芮氏規模 9.2 時，造成的崩塌面積可達 500,000 km²。

本研究樣區九份二山崩塌地便是由地震所引發的山崩。台灣於 1999 年 9 月 21 日的凌晨，發生了芮氏規模 7.3 的九二一地震，當時地震深度為 8 km，影響距離達 150 km (Shin and Teng, 2001)，是台灣近年來最大的地震之一。此地震造成重大損失與人員傷亡，也引發台灣土地上 9272 個面積大於 625 m² 的山崩，總面積達 127.8 km² (洪如江等，2000；廖軒吾，2000)。其中九份二山崩塌地為九二一地震所引發最大的崩塌之一，不僅造成九份二山發生了大規模的順向坡滑體運動，崩落的土石更造成 39 人及約 280 頭台灣水鹿的死亡。崩塌會造成地貌改變，也迫害到我們的生命財產與基礎建設，因而對於崩塌地的調查與瞭解，需要我們謹慎面對。九份二山在地震後保留了自然的生態地貌，現階段明顯可見崩塌後之土石移動區與堆積區，因而選擇此地做為崩塌後之土壤性質與養分型態的研究地點。

前人研究顯示崩塌後常造成大面積的地景異質性 (Geertsema and Pojar, 2007;



Elias and Dias, 2009), 像是崩塌後形成的裸露面、碎石堆積區與堰塞湖等。而造成地景異質性的原因之一為崩塌後的土壤性質與養分差異, 並且這也是主要影響日後植群建立的關鍵因子 (Guariguata, 1990; Shiels *et al.*, 2008)。崩塌後土壤性質的差異是生態演替的重要影響因子之一, 崩塌會改變土壤性質, 像是增加土壤含石率、pH 值、總體密度, 降低有機碳、總氮和陽離子交換容量等 (Sparling *et al.*, 2003; Geertsema and Pojar, 2007; Cheng *et al.*, 2016)。土壤性質尚會受到母岩、環境 (風向、陽光、降水等) 和植被等的影響, 如崩塌區受母岩富含偏鹼性之碳酸鹽類所影響, 進而增加土壤鹼度。崩塌亦會造成土壤養分在空間分布的不均, 像是造成土石移動區大部分或全部土壤有機層與表層土壤的流失 (Cheng *et al.*, 2016), 連帶其上大部分或全部的植物及枯枝落葉層也消失, 造成土石移動區與堆積區養分肥力的不同。由 Wilcke *et al.* (2003) 的實驗結果可見位於崩塌中段與底端的堆積區, 元素含量皆大於土石移動區, 顯示土壤養分會受到崩塌後空間分布的影響, 而堆積區因有外來的養分移入, 促使崩塌後植被有較快的演替速率 (Walker *et al.*, 1996; Singh *et al.*, 2001), 形成與土石移動區不同的生態樣貌。崩塌後植被在空間分布的異質性, 亦提供我們觀察和瞭解植生的初期演替。像是崩塌後初期多由草本、蕨類和先驅樹種建立, 之後受到植物本身適應能力和土壤養分等影響, 發生植群取代和生態演替, 將持續改變森林樣貌與型態 (Walker *et al.*, 1996)。前人研究指出, 雖然崩塌會危害植物生長, 但亦被視為一種天然干擾, 可促進先驅植物的進入與生長, 而造就植物多樣性的維持與發展 (Guariguata, 1990; Schrumpf *et al.*, 2001)。崩塌區域的不同植生演替, 讓我們觀察並瞭解表土的土壤性質與養分型態如何影響生態環境。

本研究調查九份二山崩塌後, 土壤性質和養份型態與植生間的相互關係。在九二一地震後, 許多學者致力於九份二山崩塌地的相關研究, 像是地震坡地破壞、崩塌地岩層調查和崩塌區地下水流特性等 (洪如江等, 2000; 陳明杰等, 2004; 吳秋雅, 2007), 然而現階段台灣對於崩塌過後地表土壤變化與生態演替的研究仍較為不足, 崩塌後造成土壤養份分布不均和土壤性質的改變是影響日後植生生長和生

態演替的關鍵因素，因而本研究決定從這方面著手調查九份二山崩塌後的土壤性質與養分型態。





2. 材料方法

2.1 研究地點

研究樣區位於南投縣國姓鄉崁斗山東南山麓一帶之九份二山 (120.84°E, 23.96°N)，距離震央約 12 km。地震發生時，於東南向山坡上發生了大規模的順向坡岩體滑動，崩塌地總長約 1.8 km、寬約 1.0 km，坍方面積約 217 ha，其中上方的土石移動區面積約 112 ha，下方的次生林堆積區約 106 ha (林文賜等，2007)，崩塌深度約 30 - 50 m，崩移體積約 3,600 - 4,200 萬 m³ (Huang *et al.*, 2002; Chang *et al.*, 2005)。另外，地震也造成崩落的大量土石阻斷了南港溪支流韭菜湖溪與澀仔坑溪，形成了兩處天然堰塞湖，韭菜湖與澀仔坑湖，湖面面積分別為 5.6 和 8.1 ha (洪如江等，2000)。

九份二山崩塌地地層為中新世晚期的樟湖坑頁岩，其為砂岩夾雜頁岩的砂頁岩混層 (吳秋雅，2007)。崩塌後造成在同一塊土地上有著不同的植群樣貌，由航照圖 (圖 1) 可見崩塌前 (1988 年) 及崩塌後 (1999、2004、2007 和 2014 年) 的九份二山地貌。崩塌不僅造成大量土石移動，也形成崩塌母岩裸露面，由航照圖可見位於土石移動處上方坡度較為陡峭的裸露面，部分地區雖在崩塌後逐漸有植被覆蓋，但至今仍無法完全覆蓋整個坡面。而位於下方坡度較緩處，為土石移動區域最底端，在 2004 年前，受到地形影響，該區域一開始為積水的凹地，後由水保局建設溢洪道改善積水情形以穩固土石 (行政院農業委員會水土保持局 91 年年報)，並在 2007 年後，開始有草類植生零星分布 (航空照片顯示於 2007 年時，草類植被覆蓋度約 30%)，2009 年時覆蓋度約 70%，至 2014 年完全被草類植被覆蓋，此區的植生雖然出現較陡坡處晚，但其發展迅速，已覆蓋整個土石移動處的下方地區。崩塌面更下方為土石堆積處，其坡度遠較土石移動處緩和，堆積處植生發展迅速，且隨時間演替，現在已成為次生林，相較於土石移動處仍舊為岩石裸露或僅有芒草覆蓋的狀態，土石移動處與土石堆積處的植被分布明顯不同。



我們的調查地點先依崩塌過程分為 3 處，包括土石移動處、土石堆積處與非崩塌處，土石移動處與土石堆積處再依崩塌後的植物演替、植被覆蓋程度與森林形成方式，分為 5 個採樣地區，示意圖如圖 2 所示，各採樣點現地照片如圖 3 所示，其採樣點分布位置圖如圖 4 與圖 5 所示。土石移動處有 3 個採樣地區，前兩個採樣地點位於上方移動面，為龍南路兩側，樣點坡度陡峭（坡度約 24.6 度），植生主要為五節芒 (*Miscanthus floridulus* (Labill) Warb.ex Schum.and Laut.)，亦有零星分布的羅氏鹽膚木 (*Rhus javanica* L. var. *roxburghiana* (DC.) Rehd. and Willson) 與大花咸豐草 (*Bidens pilosa* L. var. *radiata* Sch. Bip.)，由於植生呈條狀分布（圖 3a、圖 3b），因而將樣區分為無植被生長的土石移動無草區 (removal sites without vegetation, REM-NG)（圖 3a）與土石移動有草區 (removal sites with vegetation, REM-G1)（圖 3b），第三個採樣點位於土石移動處底端，坡度較緩且現有大面積五節芒分布，為土石移動芒草區 (removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2)（圖 3c）。

土石堆積處依崩塌後的人工管理與否，分為 2 個採樣地區，分別為次生林堆積區 (deposition sites with secondary forest, DEP-SEC)（圖 3d）與人工林堆積區 (deposition sites with plantation forest, DEP-PLA)（圖 3e）。次生林堆積區植被演替快速，形成的次生林組成包括山黃麻 (*Trema orientalis* (L.) Blume)（調查次生林大樹之平均胸高直徑可達 32 cm，介於 9–59 cm）、白匏仔 (*Mallotus paniculatus* (Lam.) Muell. -Arg.)（調查次生林大樹之平均胸高直徑可達 19 cm，介於 10–32 cm）、小西氏石櫟 (*Lithocarpus konishii* (Hayata) Hayata)、青剛櫟 (*Cyclobalanopsis glauca* (Thunb.) Oerst.)、飛龍掌血 (*Toddalia asiatica* (L.) Lam.)、台灣烏心石 (*Michelia compressa* (Maxim.) Sargent var. *formosana* Kanehira)、相思樹 (*Acacia confusa* Merr.)、小梗木薑子 (*Litsea krukovii* Kosterm.)、青楓 (*Acer serrulatum* Hayata)、馬拉巴栗 (*Pachira macrocarpa* (Cham. and Schlecht.) Walp.) 等樹種。次生林堆積區的草本植物包括假荻莢 (*Smilax bracteata* var. *bracteata*)、五節芒等。根據余建勳 (2004) 調

查報告指出，九份二山植物以樟科、殼斗科、大戟科等為主要樹種。人工林堆積區為水保局於民國 90 年至 92 年執行植生計畫所建立的生態綠化地，以栽種本土樹種為主，包括台灣光臘樹 (*Fraxinus griffithii* C. B. Clarke)、茄冬 (*Bischofia javanica* Bl.)、九芎 (*Lagerstroemia subcostata* Koehne)、山櫻花 (*Prunus campanulata* Maxim.)、台灣烏心石、青楓等 (行政院農業委員會水土保持局 91 年年報)。此區亦為地震後為追吊罹難者所建立的紀念公園。人工林堆積區與次生林堆積區均為碎石堆積處，但兩樣區相隔一條韭菜湖溪，而且人工林堆積區的人為活動頻繁，包括整地栽植、人為施肥與澆水等行為措施，固將 2 樣區分開討論。

九份二山未崩塌前為傳統山坡地農業活動，包括檳榔、梅樹與茶葉種植，因此，本計畫採集鄰近的非崩塌處土壤如檳榔園 (圖 3f)、梅園 (圖 3g) 和茶園 (圖 3h) 等，來與崩塌地土壤比較養分與性質的差異。其中，因檳榔園、梅園和茶園三者的土壤性質與養分近似，且與崩塌樣區的土壤性質與養分呈顯著差異，固將檳榔園、梅園和茶園所得測值取一平均，視為非崩塌樣區 (undisturbed sites, UND)。

■ 土石移動處

1. 土石移動無草區 (REM-NG): 陡坡之裸露面上無植被分布的地區。
2. 土石移動有草區 (REM-G1): 陡坡之裸露面上有五節芒呈條狀分布的地區。
3. 土石移動芒草區 (REM-G2): 土石移動緩坡處，有大面積五節芒覆蓋的地區。

■ 土石堆積處

4. 次生林堆積區 (DEP-SEC): 位於崩塌地底端的碎石堆積處，為崩塌後天然生成的次生林。
5. 人工林堆積區 (DEP-PLA): 位於崩塌地底端的碎石堆積處由水保局規劃為紀念公園，區內樹木由人工種植。

■ 非崩塌處

6. 非崩塌樣區 (UND): 鄰近崩塌區域但未受崩塌干擾影響之檳榔園、梅園和茶園。



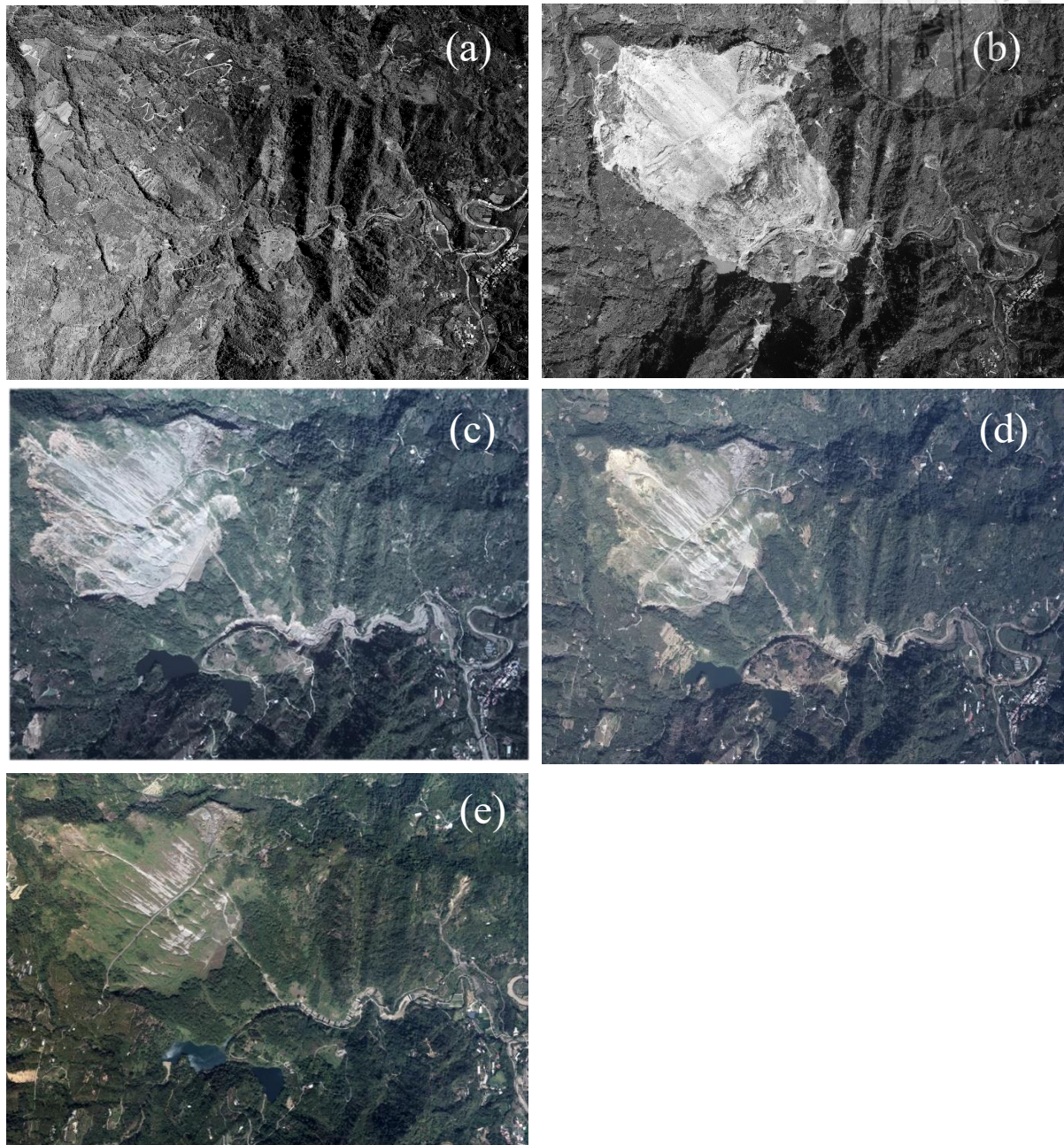


圖 1 九份二山崩塌地的航照圖，分別為 (a) 1998 (b) 1999 (c) 2004 (d) 2007 (e) 2014 年。

Fig. 1 Aerial photographs of the Chiufenershan landslide in the year of (a) 1998 (b) 1999 (c) 2004 (d) 2007 (e) 2014.

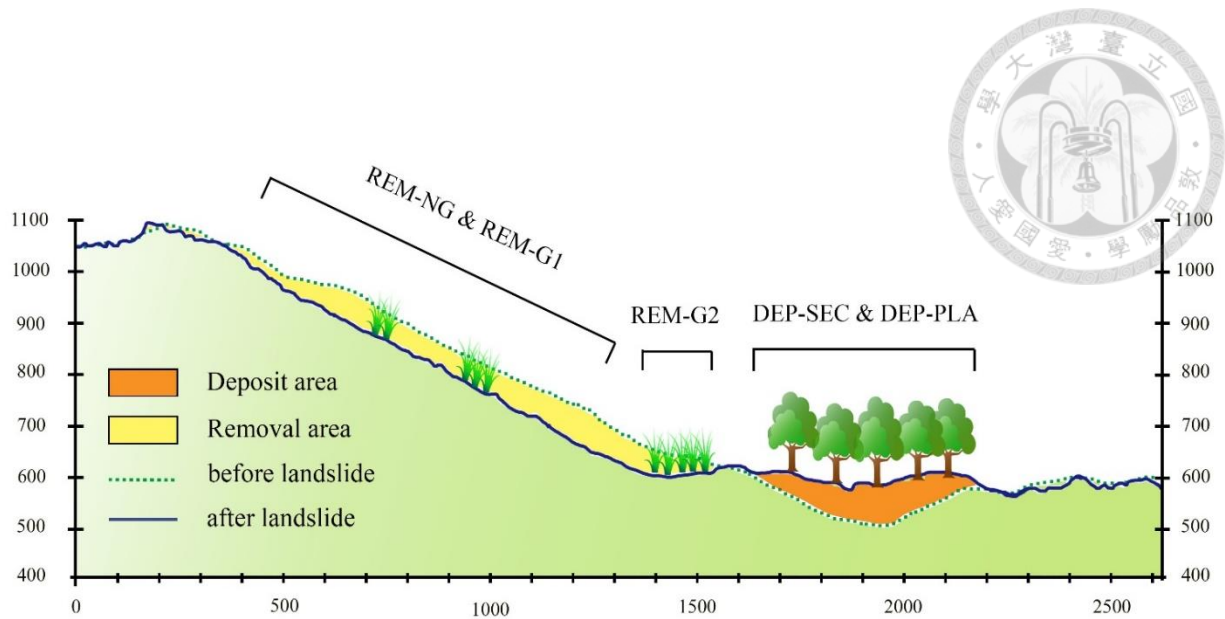


圖 2 九份二山崩塌坡面的移動（土石移動無草區、土石移動有草區和土石移動芒草區）與堆積（次生林堆積區和人工林堆積區）作用示意圖。

Fig. 2 Schematic figure of removal (removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2) and deposition (deposition sites with secondary forest, DEP-SEC; deposition sites with plantation forest, DEP-PLA) processes along the landslide slope at the Chiufenershan landslide.





(h)



圖 3 各地景樣區的照片，包括 (a) 土石移動無草區 (b) 土石移動有草區 (c) 土石移動芒草區 (d) 次生林堆積區 (e) 人工林堆積區以及非崩塌樣區之 (f) 檳榔園 (g) 梅園和 (h) 茶園。

Fig. 3 Photos at different landscape sites. (a) Removal sites without vegetation, REM-NG (b) Removal sites with vegetation, REM-G1 (c) Removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2 (d) Deposition sites with secondary forest, DEP-SEC (e) Deposition sites with plantation forest, DEP-PLA. Adjacent undisturbed sites, UND, including (f) areca (g) plum tree and (h) tea fields.

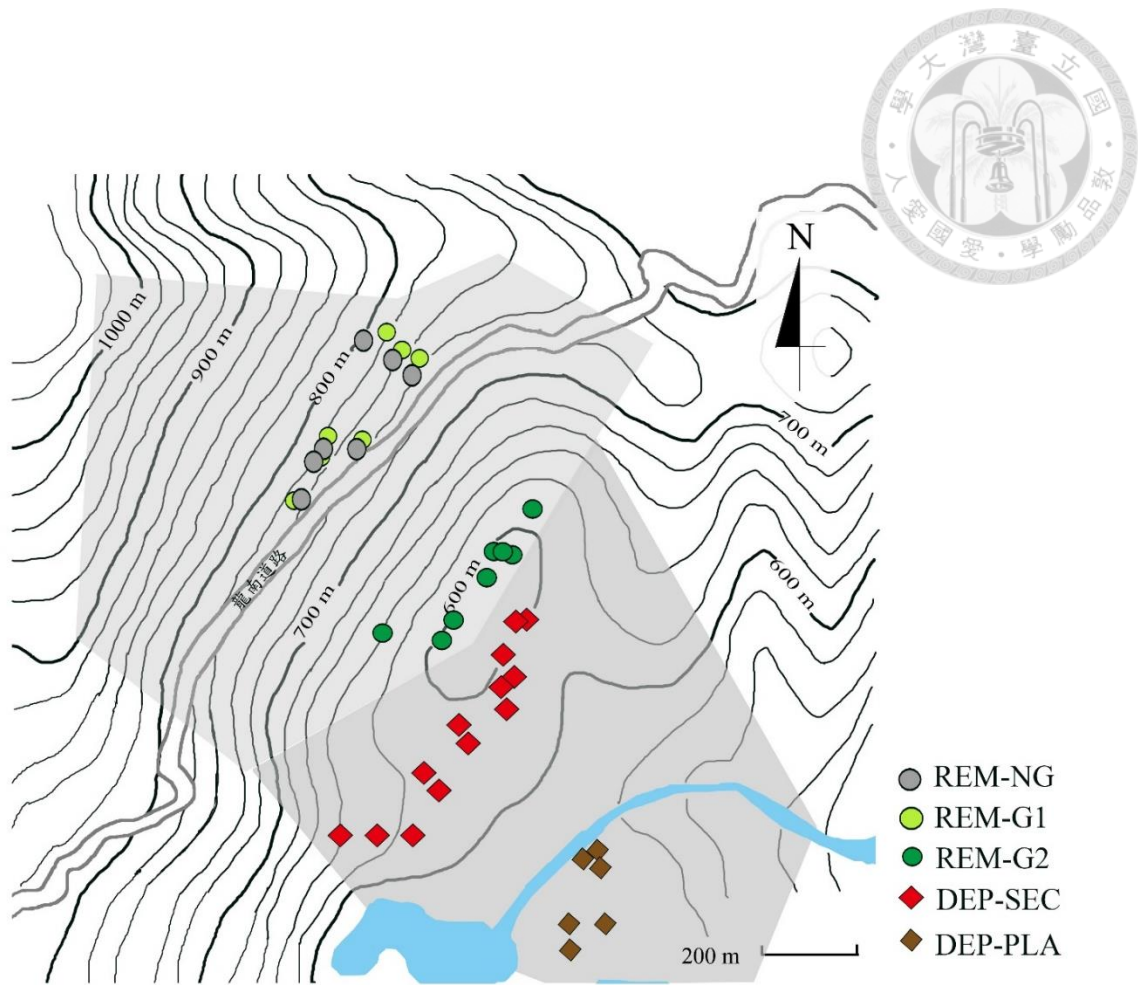


圖 4 土石移動處 (土石移動無草區、土石移動有草區和土石移動芒草區) 與土石堆積處 (次生林堆積區和人工林堆積區) 的採樣地點分布圖。圖中淺灰色和深灰色區塊分別代表土石移動區域和土石堆積區域。

Fig. 4 Locations of sampled soils for removal (removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2) and deposition (deposition sites with secondary forest, DEP-SEC; deposition sites with plantation forest, DEP-PLA) sites at the Chiufenershan landslide. Light gray and dark gray represent removal and deposition areas, respectively.

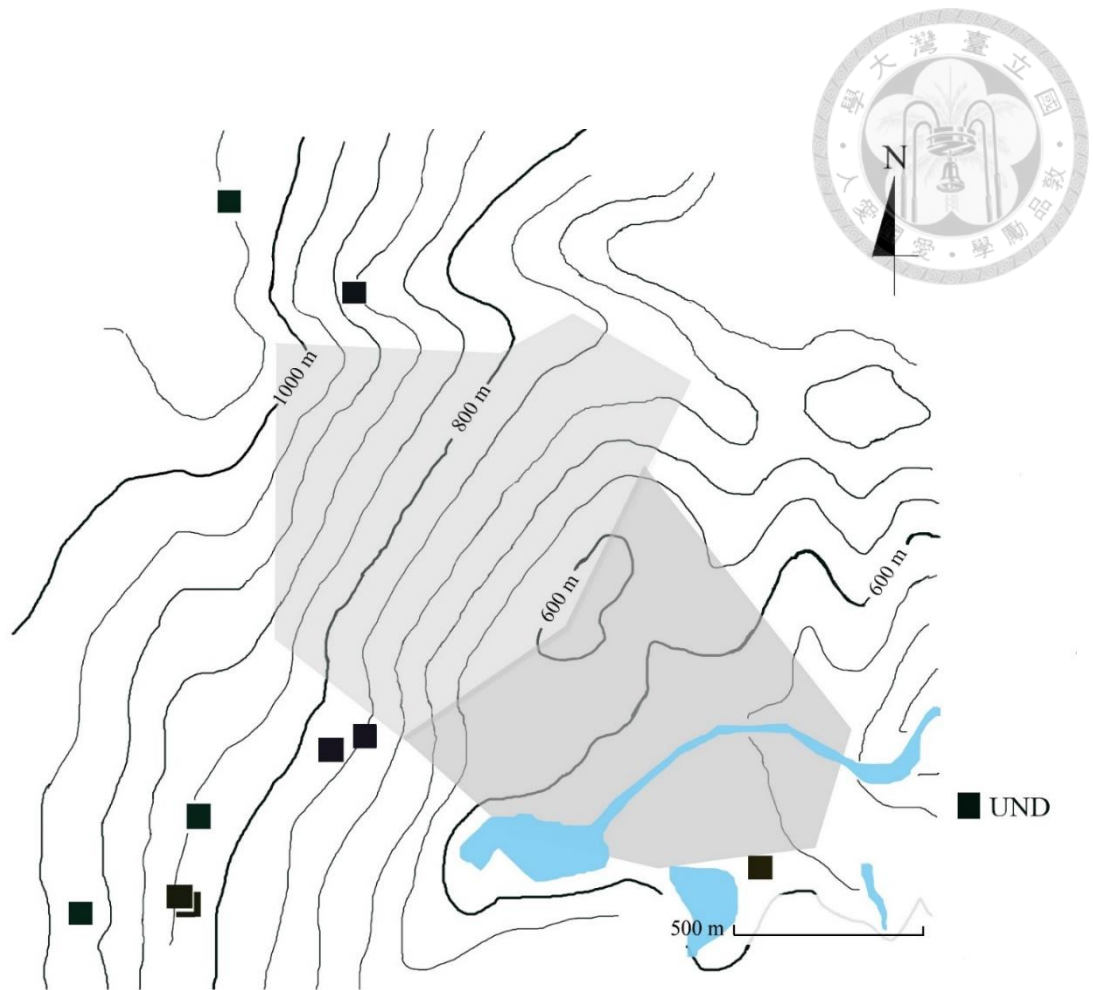


圖 5 九份二山非崩塌樣區的採樣地點分布圖。圖中淺灰色和深灰色區塊分別代表土石移動區域和土石堆積區域。

Fig. 5 Locations of sampled soils for undisturbed sites (UND) at Chiufenershan. Light gray and dark gray represent removal area and deposition area, respectively.



2.2 土壤採集與實驗分析

於 2016 年 1-2 月在各樣區內以適當間隔距離分為小樣區來採取重複土樣，為減少空間差異，每個小樣區隨機取三個地點混合成一土樣。次生林堆積區、土石移動有草區、土石移動無草區、土石移動芒草區和人工林堆積區小樣區數量，依序分別為 13、7、7、8 和 6 (圖 4)，非崩塌樣區的檳榔園、梅園和茶園各採 3 個小樣區土壤 (圖 5)。小樣區數量共計 50 個小樣區，41 個崩塌干擾樣區與 9 個鄰近的非崩塌干擾樣區。

於每樣點分別挖取 0 - 10 cm 及 10 - 20 cm 的土壤 (崩無草樣區只有 0 - 10 cm 有土壤) 攜回實驗室，除土壤氮礦化速率採鮮土進行實驗外，其餘物理、化學性質，均以風乾土壤進行分析，即土壤樣品經室溫下風乾並以 2 mm 篩孔大小之篩網過篩後，進行土壤物理、化學性質及養分型態分析。

2.2.1 物理性質

(1) 土壤質地

取各樣區 0 - 10 cm 土樣 40 g，加入 100 mL 5% 的六偏磷酸鈉溶液 (sodium hexametaphosphate, HMP)，經機械攪拌 5 分鐘後，倒入沉降桶，定量至 1L，以鮑氏比重計 (ASTM 151H, Chase, New York, USA) 於均勻攪拌後 40 s 與 7 h 時測定，並參照美國農業部土壤質地三角圖來判定質地。

(2) 土壤比色

利用孟氏色帖 (Munsell Soil Color Charts) 進行風乾土與濕土比色。



(3) 總體密度與含石率：土環法測定

每個小樣區中的三個地點各以 100 cm³ 的不銹鋼土環 (core) 分別採取表層 0 - 10 cm 土壤和下層 10 - 20 cm 的土壤，攜回實驗室後以烘箱 105 °C、24h 烘乾，秤取土壤重以計算總體密度 (g cm⁻³) 式 (1)，再用 2 mm 篩網過篩，秤取石頭重以計算含石率 (%) 式 (2)。

$$\text{總體密度 (g cm}^{-3}\text{)} = \frac{\text{絕乾土重 (g)}}{\text{體積 core (cm}^3\text{)}} \quad \text{式 (1)}$$

$$\text{含石率 (\%)} = \frac{\text{碎石重 (g)}}{\text{總土重 (g)}} \times 100\% \quad \text{式 (2)}$$



2.2.2 化學性質

(1) 土壤 pH 值

表層 0 -10 cm 土壤和下層 10 – 20 cm 的土樣各取 8 g 土，以土與水 1:2.5 比例混合，震盪 (180 rpm) 1 小時候，再開蓋靜置 30 分鐘，以玻璃複合電極 (Orion 91078N, Thermo, Massachusetts, USA) 待測值穩定後記錄上澄液的 pH 值。

(2) 碳、氮分析

將表層 0 -10 cm 土壤和下層 10 – 20 cm 的土樣，以球磨機細磨後利用元素分析儀 (2400 Series II, Perkin Elmer, Massachusetts, USA) 分析土壤有機碳 (g C kg^{-1} soil) 與總氮 (g N kg^{-1} soil) 濃度。有機碳測定前先以 1 N HCl 去除土壤之碳酸鹽類 (Midwood and Boutton, 1998) 後，再以元素分析儀分析。

(3) 交換性陽離子(exchangeable cations)與陽離子交換容量 (cation exchange capacity, CEC)

取 2.0 g 的表層 0 -10 cm 土壤和下層 10 – 20 cm 的土壤，以 40 mL 的 1N NH_4OAc (pH 7.0) 淋洗兩次，置換出土壤中的陽離子，淋洗後溶液以 NH_4OAc 定量至 100 mL，混勻、過濾再倒入塑膠廣口瓶保存。接著以 95%酒精洗去未被土壤交換位置所吸附的 NH_4^+ ，再以 40 mL 2 N KCl 淋洗兩次，將土壤交換位置上的 NH_4^+ 以 K^+ 置換出來，淋洗液以 KCl 定量至 100 mL 後保存。 NH_4OAc 萃取液以火焰式原子吸光光譜儀 (Atomic Absorption Spectrometer, Sens AA, GBC, Dandenong, Australia) 測定交換性鉀、鈣、鎂陽離子含量。KCl 萃取液則利用銨態氮電極 (HI 4101, HANNA, Michigan Instrument, USA)，測量 NH_4^+ 濃度，再換算成陽離子交換容量，交換性陽離子與土壤陽離子交換容量，均以 cmol kg^{-1} soil 表示。



2.2.3 養分型態

(1) 氮礦化速率 (N-mineralization)

秤取相當 30 g 乾土重的 0 - 10 cm 均質鮮土置於玻璃罐，加水調整至 60% 的最大含水率 (maximum water holding capacity, WHC)，其為微生物最適水分條件 (Harris, 1981)，置於 25°C 的孵育箱 28 天 (Carter and Gregorich, 1993)。孵育過程中，每週打開瓶蓋曝氣 30 min，用以維持孵育土壤的通氣性。未礦化鮮土與礦化後土壤，分別以 0.5 M K₂SO₄ 萃取 (土與萃取液重量與體積比為 1:10) (Williams *et al.*, 1995)，經 180 rpm 震盪 1h 後過濾萃取液，濾液分別以硝酸態氮電極 (perfectION™ comb NO₃, Mettler Toledo, Schwezenbach, Switzerland) 與銨態氮電極，測定土壤 NO₃-N 和 NH₄-N 濃度 (Black and Waring, 1978)。土樣氮礦化速率 (mg N kg⁻¹ day⁻¹) 的計算，如式 (3) 所示。

$$\text{氮礦化速率 (mg N kg}^{-1}\text{ day}^{-1}) = \{[\text{孵育 28 天後土壤之}(\text{NO}_3 - \text{N}) + (\text{NH}_4 - \text{N})] - [\text{未孵育新鮮土壤之}(\text{NO}_3 - \text{N}) + (\text{NH}_4 - \text{N})]\} / 28 \quad \text{式(3)}$$

(2) $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 的測定 (isotopes of carbon thirteen C and fifteen N)

將土樣與烘乾的植物葉片 (次生林堆積區為山黃麻 litter、土石移動芒草區與土石移動有草區為五節芒 leaves、非崩塌樣區為檳榔和梅樹 litter) 球磨後，秤取適量粉末裝於錫囊 (tin capsule, Elemental Microanalysis, Okehampton, UK)，寄送至美國 UC Davis Stable Isotope Facility 實驗室，進行土壤與植體之碳氮濃度與其 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 同位素含量分析。 $\delta^{13}\text{C}$ 的測量為計算樣品的同位素比例與標準品 (VPDB, Vienna Pee Dee Belemnite) 的同位素比例之偏離程度， $\delta^{15}\text{N}$ 的計算為樣品的同位素比例與大氣 N 的同位素比例之偏離程度，兩者之計算式如式 (4) 與式 (5) 所示。

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = 1000 \times (R_{\text{sample}} / R_{\text{VPDB}} - 1) \quad R = {}^{13}\text{C} / {}^{12}\text{C} \quad \text{式(4)}$$

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = 1000 \times (R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}} - 1) \quad R = {}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N} \quad \text{式(5)}$$

(3) 土壤磷序列萃取 (phosphorus fractionation)

土壤不同型態的磷含量，以 Hedley *et al.* (1982) 方法進行萃取，即利用不同溶劑進行不同磷型態的序列萃取 (圖 6)，包括樹脂、 NaHCO_3 、 NaOH 與 HCl 等萃取溶液。其中，樹脂和 NaHCO_3 萃取出有機與無機磷為 labile-P (活性磷)，為植物最易利用之磷型態； NaOH 萃取為與 Fe、Al 氧化物吸附的磷，為植物中等利用磷型態，其含量高低易受土壤風化程度之影響 (Cross and Schlesinger, 1995)； HCl 萃取磷大多來自與 Ca 鍵結或矽酸鹽類礦物之磷型態，為植物不易利用磷型態。

秤取 0.5 g 的表層 0–10 cm 和下層 10–20 cm 球磨土樣，依序列萃取法以 0.4 g 的樹脂 (resin)、30 mL 0.5 M NaHCO_3 (pH = 8.5)、30 mL 0.1 M NaOH 和 30 mL 1 M HCl 萃取，每種萃取液均震盪 16 小時，再以離心過濾，取得上層萃取溶液進行不同型態磷的定量，殘留固體則進行下一萃取溶液之萃取。其中， NaHCO_3 和 NaOH 的萃取液，以 0.9 M H_2SO_4 及 1.0 g 的過硫酸鉀進行溶液中有機物分解消化，得到萃取溶液中的全磷含量 ($\text{NaHCO}_3\text{-TP}$ 和 NaOH-TP)，其有機磷 ($\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 和

NaOH-Po) 則為全磷 (TP) 減去未經分解消化測得之無機磷 (Pi)。

此外，我們也進行土壤總磷含量分析，土壤總磷含量以濃硫酸消化分解，再經 30% 過氧化氫 (H_2O_2) 去除有機物後，定量得到。各層萃取液均以鉬藍法測得 (Murphy and Riley, 1962)，溶液經鉬藍法呈色後，以分光光譜儀 (V-630, Jasco, Tokyo, Japan) 測定無機態磷與總磷濃度。其中，總磷減去各序列萃取液之磷濃度 (resin、 NaHCO_3 -TP、 NaOH -TP、HCl) 後，可得到 Residual-P 濃度，磷濃度皆以 mg P kg^{-1} 表示。

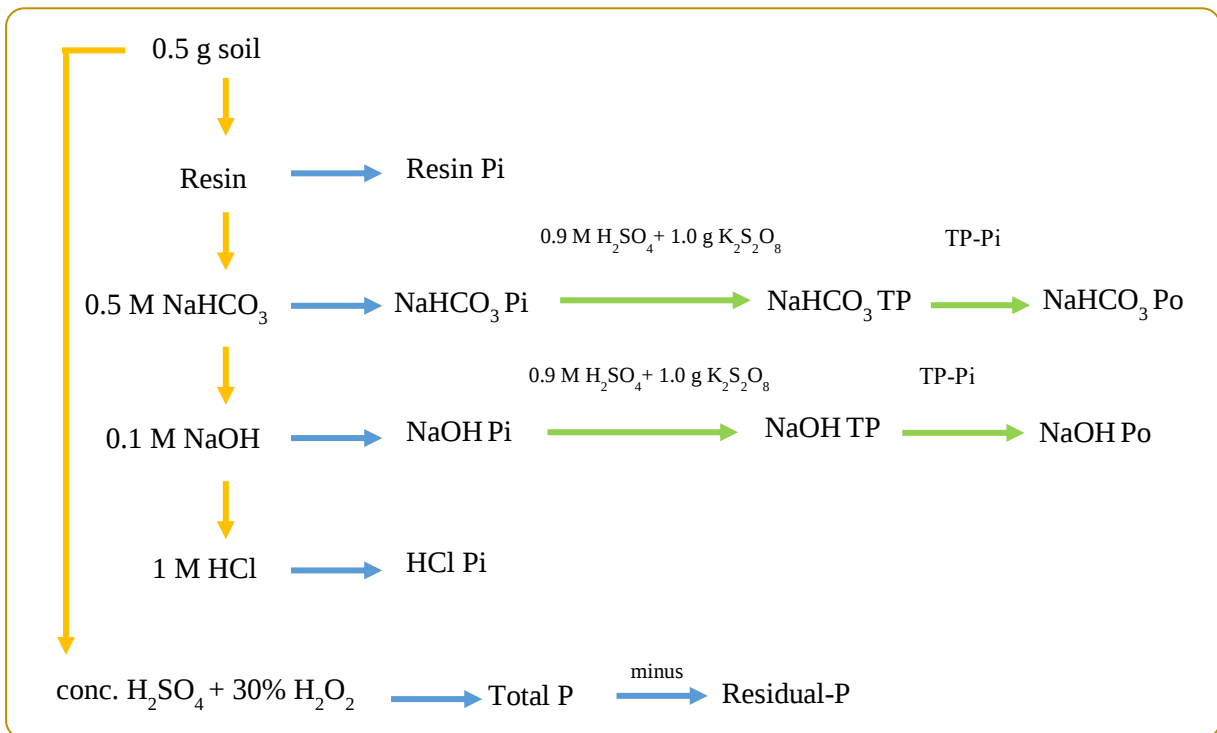


圖 6 磷序列萃取的流程示意圖。

Fig. 6 Schematic figure of phosphorus fractionation process.



(4) 磷型態的同步輻射光譜分析

除了化學分析外，崩塌土壤磷型態分布也進一步透過國家同步輻射研究中心 (National Synchrotron Radiation Research Center ; NSRRC) 的 16A 光束線，進行磷元素 *K*-edge X 光吸收光譜分析 (X-ray absorption near edge structure , XANES)。樣品測定前先用 Zr 片校正能量，以 Zr 的吸收邊緣 (L-III absorp edge at 2222.3 eV) 為校正準點。樣品測定時，先利用油壓機，將球磨土壤樣品壓定成均勻薄片，再將薄片黏貼於分析載台上，之後置於分析腔體中，經 1 小時氬氣充填後，進行磷吸收光譜分析。NSRRC 測定之儲存環能量為 1.5 GeV，16A 光束線前端的分光儀為 Si (111) double crystal monochromator，後端的偵測器使用 XR-100SDD (silicon drift detector, AMPTEK)。樣品測定時的能量範圍、各範圍內的紀錄次數、各測量點的能量增量與停留時間如表 1 所示。所得數據以 ATHENA 正規化 (normalized)，取波段 2140-2200 eV 進行繪圖比較。

表 1 磷元素 *K*-edge X 光吸收近邊緣結構之能量範圍、紀錄次數與各測量點的能量增量和停留時間。

Table 1 Energy range, recording numbers, energy increment and dwell time for each measurement of phosphorus *K*-edge X-ray absorption near edge structure.

	Energy range (eV)	Recording numbers	Energy increment for each measurement (eV)	Dwell time for each measurement (s)
1	2106 - 2125	19	1.0	2
2	2125 - 2145	40	0.5	2
3	2145 - 2160	75	0.2	4
4	2160 - 2185	50	0.5	4
5	2185 - 2225	40	1.0	2
6	2225 - 2471	82	3.0	2

2.2.4 實驗樣區土壤溫度與水分勢能 (water potential) 長期監測

我們選擇於土石移動無草區、土石移動有草區、土石移動芒草區與次生林堆積區，進行土壤溫度與水分勢能的長期監測，了解一整年土壤溫度與水分勢能之變化與差異。實驗開始於 2016 年 6 月 4 日，以偵測器 (MPS-2, Decagon Devices Inc., Pullman, WA, USA) 測量表土 (土深約 10 cm 處) 的溫度和水分勢能，偵測器利用 Em50 Digital Data Loggers (Decagon Devices Inc., Pullman, WA, USA) 紀錄儀，每 4 小時記錄一次資料。監測期間因受到儀器設定問題影響，土石移動無草區的溫度與水分勢能測量開始於 2016 年 8 月 6 日，土石移動有草區的水分勢能測量開始於 2016 年 8 月 20 日。

2.2.5 盆栽試驗

盆栽試驗以次生林堆積區、土石移動有草區和非崩塌樣區之檳榔園，三個樣區土壤進行試驗，採集土壤先過 8 mm 的篩網後，再盛於 6 吋盆栽中，並種植青剛櫟與楓香小苗，2 種小苗各進行 4 種施肥處理，每種處理 5 重複，共 3 (土壤) x 2 (青剛櫟與楓香) x 4 (處理) x 5 (重複) = 120 盆。

苗木施肥用量，依據前人研究，氮肥用量約介於 20 - 300 kg ha⁻¹ year⁻¹ 之間 (Nakaji *et al.*, 2001; Niinemets and Kull, 2005; Santiago *et al.*, 2012)，且 Nakaji *et al.* (2001) 的研究顯示，施以氮肥 57 kg ha⁻¹ year⁻¹ 能促進苗木生長量，而施以 300 kg ha⁻¹ year⁻¹ 會因氮磷比的失衡而導致苗木生長量的減少，因此本研究氮肥的施用量採用 60 kg ha⁻¹ year⁻¹。磷肥的施用量為 50 kg ha⁻¹ year⁻¹ (Finzi, 2009; Santiago *et al.*, 2012; Turner *et al.*, 2013)，或是介於 10 - 60 kg ha⁻¹ year⁻¹ (Niinemets and Kull, 2005)，因而也採用與氮量相同的施用量。盆栽苗木以 4 種施肥處理，分別為施以氮肥 (NH₄NO₃, 60 kg N ha⁻¹ year⁻¹)、磷肥 (KH₂PO₄, 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ year⁻¹)、氮磷肥 (NH₄NO₃ + KH₂PO₄, 施用量各為 60 kg ha⁻¹ year⁻¹) 與不施肥之對照組，其中，60 kg N ha⁻¹ year⁻¹ 的氮肥分為 2 次施加，分別於 2016 年 3 月 19 日與 2016 年 8 月 30 日

施肥，磷肥則於 2016 年 3 月 19 日一次施加。盆栽於溪頭苗圃地進行試驗，採完全隨機排列，種植約 1 個月後，進行小苗苗高與苗徑的初始量測，為盆栽試驗小苗的起始數值，之後每 2 個月測量一次苗高與苗徑，並於實驗時間 16 個月後（從 2016 年 3 月 19 日至 2017 年 6 月 30 日），進行最後一次的苗高與苗徑量測。

小苗的生長差異，透過計算小苗的體積增加量比較求得，小苗初始與最後一次量測的體積，均以圓錐形形數公式計算 (Dubois *et al.*, 2000) (式 6)。比較小苗初始與最後一次量測兩者體積的差異，當成小苗在不同土壤與不同施肥處理下的生長量差異。

$$\text{Seedling volume increment (cm}^3\text{)} = [(d_2 \div 2)^2 \times h_2 - (d_1 \div 2)^2 \times h_1] \times \pi \div 3$$

(式 6)

d_1 and h_1 : seedling groundline diameter (cm) and seedling height (cm) on March 19th, 2016.

d_2 and h_2 : seedling groundline diameter (cm) and seedling height (cm) on June 30th, 2017.



2.2.6 資料分析

統計計算以 R (3.3.1) 單因子變異數分析 (one-way ANOVA) 並以 Tukey HSD 進行事後檢定。分析前，數據先進行 Shapiro-Wilk 常態檢定 (Shapiro-Wilk normality test)，若數值分布未通過常態性檢定者 ($p < 0.05$)，以 log 轉換，使其符合或接近常態分布後再進行分析。本研究統計分析計算之土壤性質包括總體密度、含石率、土壤 pH 值、有機碳、總氮、氮礦化速率、CEC、交換性 K^+ 、交換性 Mg^{2+} 、交換性 Ca^{2+} 、磷萃取濃度、 $\delta^{13}C$ 、 $\delta^{15}N$ 等。

苗體積生長量利用二因子變異數分析 (two-way ANOVA)，比較 3 種樣區土壤 (REM-G1, DEP-SEC and UND) 與 4 種施肥處理 (C, N, P and NP) 間之結果。土壤與施肥處理之個別結果比較，則以單因子變異數分析 (one-way ANOVA)，分別分析土壤因子 (同施肥處理在不同土壤下) 與施肥因子 (同樣土壤在不同施肥下) 的影響，並以 Tukey HSD 進行事後檢定。



3. 結果

3.1 物理性質

本研究樣區不同的採樣點，包括土石移動無草區、土石移動有草區、土石移動芒草區、次生林堆積區、人工林堆積區與非崩塌樣區，除了非崩塌樣區 10 - 20 cm 土壤為砂質黏壤土 (sandy clay loam) 外，其他土壤質地皆為砂質壤土 (sandy loam) (表 2)。次生林堆積區和非崩塌樣區土壤顏色較偏紅，以 10YR 為主，反之在土石移動無草區、土石移動有草區、土石移動芒草區和人工林堆積區土壤顏色則是偏灰色，主要為 2.5Y (表 3)。

土壤的總體密度介於 $1.1 - 1.6 \text{ g cm}^{-3}$ 之間 (表 2)，以土石移動無草區表層 0 - 10 cm 土壤呈現最大的總體密度，為 $1.6 \pm 0.1 \text{ g cm}^{-3}$ ，顯著高於其他樣區 ($p < 0.05$)。總體密度其次依序為人工林堆積區 ($1.4 \pm 0.1 \text{ g cm}^{-3}$)、土石移動有草區 ($1.3 \pm 0.1 \text{ g cm}^{-3}$)、土石移動芒草區 ($1.2 \pm 0.2 \text{ g cm}^{-3}$) 與次生林堆積區 ($1.2 \pm 0.2 \text{ g cm}^{-3}$)，非崩塌樣區則有最小的總體密度 ($1.1 \pm 0.1 \text{ g cm}^{-3}$)。下層 10 - 20 cm 土壤以次生林堆積區和非崩塌樣區的總體密度最低，分別為 $1.2 \pm 0.2 \text{ g cm}^{-3}$ 與 $1.2 \pm 0.1 \text{ g cm}^{-3}$ ，並顯著低於其他樣區 ($p < 0.05$)。

調查 6 個樣區土壤的含石率介於 31 - 72 % (表 2)，在表層 0 - 10 cm 土壤中，以土石移動無草區的含石率最高，為 $72 \pm 6\%$ ，其次為人工林堆積區 ($65 \pm 13\%$)、土石移動有草區 ($57 \pm 15\%$)、次生林堆積區 ($50 \pm 23\%$) 與非崩塌樣區 ($44 \pm 20\%$)，並以土石移動芒草區的含石率最低，為 $31 \pm 21\%$ 。下層 10 - 20 cm 土壤以人工林堆積區 ($71 \pm 11\%$) 有最大的含石率，其次為土石移動有草區 ($67 \pm 15\%$)，另外以次生林堆積區 ($45 \pm 28\%$)、非崩塌樣區 ($45 \pm 19\%$) 與土石移動芒草區 ($46 \pm 22\%$) 三者有最小的含石率。

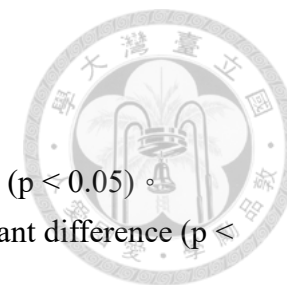


表 2 各樣區的土壤質地、總體密度和含石率，數據以平均數 $\pm$ 標準差表示，不同字母代表各樣區間有顯著差異 ($p < 0.05$)。

Table 2 Soil texture, bulk density and rock fragment at each site. Mean $\pm$ standard deviation. Different letters mean significant difference ($p < 0.05$) between sites.

Site	Sand		Silt		Clay		Texture ¹	Bulk density ²		Rock fragment ²	
	(%)		(%)		(%)			(g cm ⁻³)		(%)	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm		0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
REM-NG	53 ± 2	ND ³	32 ± 2	ND	15 ± 2	ND	Sandy Loam	1.6 ± 0.1 d	ND	72 ± 6 b	ND
REM-G1	59 ± 5	58 ± 7	30 ± 4	30 ± 6	12 ± 2	13 ± 1	Sandy Loam	1.3 ± 0.1 bc	1.4 ± 0.2 b	57 ± 15 b	67 ± 15 bc
REM-G2	70 ± 7	73 ± 4	22 ± 5	21 ± 4	8 ± 3	7 ± 2	Sandy Loam	1.2 ± 0.2 b	1.4 ± 0.1 b	31 ± 21 a	46 ± 22 a
DEP-SEC	64 ± 7	60 ± 6	27 ± 5	30 ± 6	9 ± 2	11 ± 3	Sandy Loam	1.2 ± 0.2 b	1.2 ± 0.2 a	50 ± 23 b	45 ± 28 a
DEP-PLA	63 ± 6	62 ± 6	24 ± 3	24 ± 3	14 ± 4	15 ± 4	Sandy Loam	1.4 ± 0.1 c	1.5 ± 0.1b	65 ± 13 b	71 ± 11 c
UND	55 ± 6	51 ± 6	27 ± 4	27 ± 4	19 ± 3	23 ± 3	Sandy Loam (0-10) / Sandy Clay Loam (10-20)	1.1 ± 0.1 a	1.2 ± 0.1 a	44 ± 20 ab	45 ± 19 ab

Soil samples at 6 sites, including removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2; deposition sites with secondary forest, DEP-SEC; deposition sites with plantation forest, DEP-PLA and undisturbed sites, UND.

¹ For soil texture, n = 5.

² For bulk density and rock fragment, n = 21, 21, 24, 39, 18, 27 in order.

³ ND means no data.

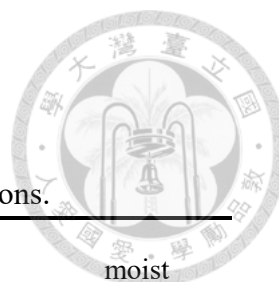


表 3 各樣區土壤之濕土與乾土的比色。

Table 3 Munsell soil color at each site under dry and moist conditions.

Soil sample 0-10 cm	dry	moist	Soil sample 10-20 cm	dry	moist
REM-NG 1	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-NG 1	ND ¹	ND
REM-NG 2	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-NG 2	ND	ND
REM-NG 3	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	REM-NG 3	ND	ND
REM-NG 4	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-NG 4	ND	ND
REM-NG 5	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-NG 5	ND	ND
REM-NG 6	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-NG 6	ND	ND
REM-NG 7	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-NG 7	ND	ND
REM-G1 1	2.5Y 6/4	2.5Y 4/4	REM-G1 1	2.5Y 5/4	2.5Y 4/4
REM-G1 2	10YR 5/4	10YR 3/4	REM-G1 2	10YR 5/4	10YR 4/4
REM-G1 3	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-G1 3	2.5Y 5/2	2.5Y 4/2
REM-G1 4	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-G1 4	2.5Y 5/2	2.5Y 4/2
REM-G1 5	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-G1 5	2.5Y 5/2	2.5Y 4/2
REM-G1 6	10YR 6/4	10YR 4/4	REM-G1 6	10YR 6/4	10YR 4/4
REM-G1 7	10YR 5/4	10YR 3/4	REM-G1 7	10YR 5/4	10YR 3/4
REM-G2 1	10YR 4/4	10YR 3/4	REM-G2 1	10YR 5/4	10YR 4/4
REM-G2 2	2.5Y 5/2	2.5Y 3/2	REM-G2 2	2.5Y 5/3	2.5Y 4/3
REM-G2 3	2.5Y 4/4	2.5Y 3/3	REM-G2 3	2.5Y 4/4	2.5Y 3/3
REM-G2 4	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	REM-G2 4	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3
REM-G2 5	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	REM-G2 5	2.5Y 5/4	2.5Y 4/4
REM-G2 6	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	REM-G2 6	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3
REM-G2 7	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	REM-G2 7	2.5Y 5/4	2.5Y 4/4
REM-G2 8	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	REM-G2 8	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3
DEP-SEC 1	10YR 5/4	10YR 3/4	DEP-SEC 1	10YR 6/4	10YR 3/4
DEP-SEC 2	10YR 5/3	10YR 4/3	DEP-SEC 2	10YR 5/4	10YR 3/4
DEP-SEC 3	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	DEP-SEC 3	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3
DEP-SEC 4	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	DEP-SEC 4	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3

Soil samples at 6 sites, including removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2; deposition sites with secondary forest, DEP-SEC; deposition sites with plantation forest, DEP-PLA and undisturbed sites, UND.

¹ND means no data.

表 3 續。

Table 3 Continue.

Soil sample 0-10 cm	dry	moist	Soil sample 10-20 cm	dry	moist
DEP-SEC 5	10YR 5/3	10YR 3/2	DEP-SEC 5	10YR 5/3	10YR 3/3
DEP-SEC 6	10YR 5/4	10YR 3/4	DEP-SEC 6	10YR 5/4	10YR 3/4
DEP-SEC 7	10YR 5/6	10YR 3/6	DEP-SEC 7	10YR 5/6	10YR 3/6
DEP-SEC 8	10YR 5/4	10YR 3/4	DEP-SEC 8	10YR 5/4	10YR 3/4
DEP-SEC 9	10YR 5/4	10YR 3/4	DEP-SEC 9	10YR 5/4	10YR 4/4
DEP-SEC 10	10YR 5/4	10YR 4/4	DEP-SEC 10	10YR 6/4	10YR 4/4
DEP-SEC 11	10YR 5/4	10YR 3/4	DEP-SEC 11	10YR 5/4	10YR 3/4
DEP-SEC 12	10YR 5/4	10YR 3/4	DEP-SEC 12	10YR 5/4	10YR 3/4
DEP-SEC 13	10YR 5/4	10YR 3/4	DEP-SEC 13	10YR 5/4	10YR 3/4
DEP-PLA 1	2.5Y 5/4	2.5Y 4/3	DEP-PLA 1	2.5Y 5/4	2.5Y 4/4
DEP-PLA 2	2.5Y 5/4	2.5Y 4/3	DEP-PLA 2	2.5Y 5/4	2.5Y 4/4
DEP-PLA 3	2.5Y 5/4	2.5Y 3/3	DEP-PLA 3	2.5Y 5/4	2.5Y 4/4
DEP-PLA 4	2.5Y 4/4	2.5Y 3/3	DEP-PLA 4	2.5Y 5/4	2.5Y 4/4
DEP-PLA 5	2.5Y 5/4	2.5Y 3/3	DEP-PLA 5	2.5Y 5/4	2.5Y 4/4
DEP-PLA 6	2.5Y 4/4	2.5Y 4/3	DEP-PLA 6	2.5Y 5/4	2.5Y 4/4
UND (areca) 1	10YR 4/4	10YR 3/4	UND (areca)1	10YR 5/4	10YR 3/4
UND (areca)2	10YR 4/4	10YR 3/3	UND (areca)2	10YR 4/4	10YR 3/3
UND (areca)3	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	UND (areca)3	2.5Y 5/4	2.5Y 4/3
UND (tea) 1	10YR 5/4	10YR 3/4	UND (tea) 1	10YR 5/4	10YR 4/4
UND (tea) 2	10YR 5/4	10YR 3/4	UND (tea) 2	10YR 5/4	10YR 4/4
UND (tea) 3	10YR 5/4	10YR 3/4	UND (tea) 3	10YR 5/4	10YR 4/4
UND (plum tree) 1	10YR 5/4	10YR 3/4	UND (plum tree) 1	10YR 5/4	10YR 4/4
UND (plum tree) 2	10YR 5/4	10YR 3/4	UND (plum tree) 2	10YR 5/4	10YR 4/4
UND (plum tree) 3	2.5Y 5/3	2.5Y 3/3	UND (plum tree) 3	2.5Y 5/3	2.5Y 4/3



3.2 化學性質

九份二山的土壤 pH 值大約介於 4.4 – 7.8 之間 (表 4)，其中以土石移動無草區與土石移動芒草區的 pH 值最高，表層 0 - 10 cm 分別為 7.8 ± 0.3 和 7.2 ± 0.6 ，並與其他樣區呈顯著差異 ($p < 0.05$)。次生林堆積區土壤有較低土壤 pH 值，其表層 0 - 10 cm 土壤 pH 值為 5.3 ± 0.6 。非崩塌樣區土壤的 pH 值則最小，其表層 0 - 10 cm 土壤與 10 - 20 cm 土壤分別為 4.7 ± 0.5 與 4.4 ± 0.4 。由此可見，本研究樣區的 pH 值大致呈現土石移動處最高，其次為土石堆積處，非崩塌土壤的 pH 值最低。

土壤有機碳和總氮的含量，於表層 0 - 10 cm 土壤高於下層 10 - 20 cm 土壤 (表 4)。以表層 0 - 10 cm 土壤而言，非崩塌樣區土壤的有機碳和總氮量最多，分別為 22.0 ± 6.0 (g C kg⁻¹ soil) 與 2.2 ± 0.6 (g N kg⁻¹ soil) 並與其他樣區土壤呈顯著差異 ($p < 0.05$)。土壤有機碳和總氮含量排序依序為次生林堆積區，SOC 為 17.0 ± 4.0 (g C kg⁻¹ soil) 與 N 為 1.1 ± 0.4 (g N kg⁻¹ soil)，人工林堆積區，SOC 為 12 ± 2.0 (g C kg⁻¹ soil) 與 N 為 1.4 ± 0.1 (g N kg⁻¹ soil)，再來是土石移動有草區，SOC 為 9.0 ± 3.0 (g C kg⁻¹ soil) 與 N 為 1.0 ± 0.1 (g N kg⁻¹ soil)，與土石移動芒草區，SOC 為 9.0 ± 4.0 (g C kg⁻¹ soil) 與 N 為 0.8 ± 0.3 (g N kg⁻¹ soil)，並以土石移動無草區的含量最少，SOC 為 3.0 ± 0.0 (g C kg⁻¹ soil) 與 N 為 0.6 ± 0.1 (g N kg⁻¹ soil)。由此可見，本研究樣區的有機碳和總氮含量大致呈現非崩塌處土壤，高於土石堆積處土壤，再高於土石移動處土壤。

陽離子交換容量與交換性 Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺含量，以表層 0 - 10 cm 土壤高於下層 10 - 20 cm 土壤 (表 5)。就表層 0 - 10 cm 土壤而言，不同樣區間以非崩塌樣區有最高的陽離子交換容量與交換性 K⁺含量，其值分別為 30.3 ± 5.7 cmol kg⁻¹ 與 0.38 ± 0.18 cmol kg⁻¹，並以土石移動無草區含量最低，其值分別為 5.3 ± 1.1 cmol kg⁻¹ 與 0.14 ± 0.03 cmol kg⁻¹。然而，交換性 Ca²⁺與交換性 Mg²⁺以土石移動無草區含量最高，分別為 6.50 ± 1.87 cmol kg⁻¹ 與 1.73 ± 0.20 cmol kg⁻¹，顯著高於次生林堆積區和非崩塌樣區土壤 ($p < 0.05$)。由結果可見從土石移動區、土石堆積區到非崩塌樣

區，陽離子交換容量與交換性 K^+ 濃度逐漸遞增，而交換性 Ca^{2+} 和交換性 Mg^{2+} 濃度則是逐漸遞減。





表 4 各樣區的土壤 pH 值、有機碳、總氮與氮礦化速率，數據以平均數 $\pm$ 標準差表示，不同字母代表各樣區間有顯著差異 ($p < 0.05$)。

Table 4 Soil pH value, SOC, total N and N-mineralization rate at each site. Mean $\pm$ standard deviation. Different letters mean significant difference ($p < 0.05$) between sites.

Site	pH		SOC (g C kg ⁻¹ soil)		N (g N kg ⁻¹ soil)		N-mineralization rate (mg N kg ⁻¹ day ⁻¹)
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm
REM-NG	7.8 $\pm$ 0.3 d	ND ¹	3.0 $\pm$ 0.0 a	ND	0.6 $\pm$ 0.1 a	ND	0.4 $\pm$ 0.1 a
REM-G1	6.3 $\pm$ 0.6 c	6.5 $\pm$ 0.7 cd	9.0 $\pm$ 3.0 b	6.0 $\pm$ 1.0 a	1.0 $\pm$ 0.1 ab	0.8 $\pm$ 0.2 a	0.9 $\pm$ 0.4 b
REM-G2	7.2 $\pm$ 0.6 d	7.2 $\pm$ 0.6 d	9.0 $\pm$ 4.0 ab	5.0 $\pm$ 2.0 a	0.8 $\pm$ 0.3 ab	0.7 $\pm$ 0.1 a	1.5 $\pm$ 1.0 b
DEP-SEC	5.3 $\pm$ 0.6 ab	4.7 $\pm$ 0.6 ab	17.0 $\pm$ 4.0 c	13.0 $\pm$ 3.0 b	1.1 $\pm$ 0.4 b	0.9 $\pm$ 0.4 a	4.3 $\pm$ 2.4 c
DEP-PLA	5.7 $\pm$ 0.7 bc	5.6 $\pm$ 0.8 bc	12.0 $\pm$ 2.0 bc	6.0 $\pm$ 1.0 a	1.4 $\pm$ 0.1 b	0.8 $\pm$ 0.2 a	3.8 $\pm$ 1.2 c
UND	4.7 $\pm$ 0.5 a	4.4 $\pm$ 0.4 a	22.0 $\pm$ 6.0 d	17.0 $\pm$ 4.0 b	2.2 $\pm$ 0.6 c	2.0 $\pm$ 0.3 b	7.1 $\pm$ 2.5 c

Soil samples at 6 sites, including removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2; deposition sites with secondary forest, DEP-SEC; deposition sites with plantation forest, DEP-PLA and undisturbed sites, UND.

For soil pH, SOC, N and N-mineralization rate, n = 7, 7, 8, 13, 6, 9 in order.

¹ ND means no data.



表 5 各樣區的土壤陽離子交換容量與交換性 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 含量，數據以平均數 $\pm$ 標準差表示，不同字母代表各樣區間有顯著差異 ($p < 0.05$)。

Table 5 Results of cation exchange capacity (CEC) and exchangeable cations K^+ , Mg^{2+} and Ca^{2+} at each site. Mean $\pm$ standard deviation. Different letters mean significant difference ($p < 0.05$) between sites.

Site	CEC (cmol kg^{-1})		K^+ (cmol kg^{-1})		Mg^{2+} (cmol kg^{-1})		Ca^{2+} (cmol kg^{-1})	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
REM-NG	5.3 ± 1.1 a	ND ¹	0.14 ± 0.03 a	ND	1.73 ± 0.20 d	ND	6.50 ± 1.87 b	ND
REM-G1	7.3 ± 0.7 a	5.8 ± 1.7 a	0.17 ± 0.06 a	0.1 ± 0.04 a	1.45 ± 0.30 cd	1.42 ± 0.38 c	2.30 ± 0.54 ab	2.40 ± 0.89 ab
REM-G2	13.7 ± 3.9 b	5.3 ± 2.4 a	0.19 ± 0.07 ab	0.11 ± 0.04 a	1.21 ± 0.28 bcd	1.17 ± 0.27 bc	3.24 ± 0.68 ab	2.68 ± 0.63 ab
DEP-SEC	16.9 ± 5.3 b	11.2 ± 2.4 b	0.34 ± 0.16 b	0.21 ± 0.07 bc	0.78 ± 0.62 ab	0.58 ± 0.57 ab	1.99 ± 1.40 a	1.02 ± 0.91 ab
DEP-PLA	12.9 ± 3.0 b	7.1 ± 1.8 ab	0.20 ± 0.03 ab	0.13 ± 0.02 ab	0.96 ± 0.24 bc	0.89 ± 0.27 bc	2.84 ± 1.90 ab	2.86 ± 1.71 b
UND	30.3 ± 5.7 c	19.6 ± 3.9 c	0.38 ± 0.18 b	0.28 ± 0.10 c	0.31 ± 0.16 a	0.16 ± 0.09 a	1.33 ± 1.02 a	0.81 ± 0.57 a

Soil samples at 6 sites, including removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2; deposition sites with secondary forest, DEP-SEC; deposition sites with plantation forest, DEP-PLA and undisturbed sites, UND.

For CEC, exchangeable cations K^+ , Mg^{2+} and Ca^{2+} , $n = 5$.

¹ ND means no data.



3.3 養分型態

表層 0 - 10 cm 土壤的氮礦化速率以非崩塌樣區最高，為 $7.1 \pm 2.5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ (表 4)，其次為次生林堆積區與人工林堆積區，分別為 $4.3 \pm 2.4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ 與 $3.8 \pm 1.2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ，與非崩塌樣區無顯著差異 ($p > 0.05$)。而土石移動無草區、土石移動有草區與土石移動芒草區的氮礦化速率較低，並以土石移動無草區 $0.4 \pm 0.1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ 最低，與其他樣區皆呈顯著差異 ($p < 0.05$)。

表層 0 - 10 cm 與下層 10 - 20 cm 土壤的 $\delta^{13}\text{C}$ 測定結果 (表 6) 顯示， $\delta^{13}\text{C}$ 於次生林堆積區表層土壤為 $-26.1 \pm 2.5\text{‰}$ ，下層土壤為 $-25.1 \pm 2.3\text{‰}$ ，於人工林堆積區表層土壤為 $-27.4 \pm 0.2\text{‰}$ ，下層土壤為 $-25.8 \pm 0.3\text{‰}$ ，顯示經崩塌 17 年後，堆積處土壤有機物主要受到 C3 植物 (C3 plant 約為 -27‰ ；C4 plant 約為 -12‰ ; Deines, 1980) 所影響。反觀土石移動有草區 $\delta^{13}\text{C}$ 在表層土壤為 $-16.9 \pm 0.8\text{‰}$ ，下層土壤為 $-17.0 \pm 0.8\text{‰}$ 接近 C4 草類植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 範圍，表示土石移動有草區主要是受到 C4 植物的影響。另外，土石移動芒草區的表層和下層土壤 $\delta^{13}\text{C}$ 值，分別為 $-19.4 \pm 0.3\text{‰}$ 與 $-20.6 \pm 0.1\text{‰}$ ，仍明顯受到 C4 草類植物影響，而且其表層土壤似乎受到 C4 植物影響較顯著。土石移動芒草區與土石移動有草區於表層 0 - 10 cm 土壤之 $\delta^{13}\text{C}$ 數值，兩者無顯著差異 ($p > 0.05$)，土石移動芒草區下層土壤，同樣與土石移動有草區無顯著差異，此結果我們推測為，土石移動有草區與下方的土石移動芒草區，儘管位置不同，特別是土石移動芒草區在崩塌後初期為一積水的凹地，待水保局於 2004 年設置溢洪道改善積水狀況後，才開始有 C4 草類植物的生長，但兩者有相類似土壤有機物同位素值。土石移動無草區的土壤 $\delta^{13}\text{C}$ 值為 $-24.4 \pm 0.4\text{‰}$ ，偏向 C3 植物的影響範圍，但因其崩塌後沒有植被的覆蓋，故其 $\delta^{13}\text{C}$ 值為母岩本身所攜帶的同位素值。

比較土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 的測值 (表 6)，可發現表層 0 - 10 cm 土壤低於下層 10 - 20 cm 土壤，以非崩塌樣區的 $\delta^{15}\text{N}$ 值最高，其表層與下層土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 值分別為 $4.9 \pm$

0.5‰與 $5.1 \pm 0.2\text{‰}$ ，其次為次生林堆積區與人工林堆積區，介於 $1.0 \pm 0.6 - 3.1 \pm 0.5\text{‰}$ 間，並以土石移動有草區與土石移動芒草區的 $\delta^{15}\text{N}$ 最低，介於 $-1.9 \pm 0.6 - -0.0 \pm 1.1\text{‰}$ 間，顯示非崩塌樣區的氮循環系統最為開放與完整，使得 $\delta^{15}\text{N}$ 最高，其次依序為堆積處，最後是土石移動處。

在磷的 Hedley 序列萃取實驗中，各分級萃取的磷含量濃度的高低差異，多以表層 0 - 10 cm 土壤高於下層 10 - 20 cm 土壤，但各樣區表層與下層土壤磷型態的分布是相同的。就表層 0 - 10 cm 土壤而言，以非崩塌樣區總磷含量 $1433.7 \pm 251.9 \text{ mg P kg}^{-1}$ 最高，顯著高於其他崩塌地土壤 ($p < 0.05$)，崩塌土壤總磷含量介於 $316 - 389 \text{ mg P kg}^{-1}$ (表 7)。此外，非崩塌樣區有最多的 labile-P (Resin-P、 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 與 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 總和)，而以土石移動無草區的 labile-P 最少。次生林堆積區以 Residual-P 含量較多，佔總磷的 45% ($142.4 \pm 41.7 \text{ mg P kg}^{-1}$)，其次為 NaOH-P 型態，佔總磷的 35% (NaOH-Po 為 $66.8 \pm 16.0 \text{ mg P kg}^{-1}$ 與 NaOH-Pi 為 $44.3 \pm 3.5 \text{ mg P kg}^{-1}$)。人工林堆積區以 NaOH-P 含量較多，佔總磷的 38% (NaOH-Po 為 $67.4 \pm 6.7 \text{ mg P kg}^{-1}$ 與 NaOH-Pi 為 $80.9 \pm 25.3 \text{ mg P kg}^{-1}$)，其次為 Residual-P，佔總磷的 21% ($83.4 \pm 33.9 \text{ mg P kg}^{-1}$) (表 8)。由此可見，土石堆積處以 Residual-P 和 NaOH-P 為主要的土壤磷型態。其中 NaOH-P 又可分為 NaOH-Po 與 NaOH-Pi ，次生林堆積區以 NaOH-Po 較多 (佔總磷之 21%) 而人工林堆積區卻以 NaOH-Pi 較多 (佔總磷之 21%)。土石移動處以 HCl-P 為主要型態，其中以土石移動無草區含量最多佔總磷 83% ($309.5 \pm 10.7 \text{ mg P kg}^{-1}$)，其次為土石移動有草區之 59% ($207.2 \pm 119.9 \text{ mg P kg}^{-1}$) 以及土石移動芒草區之 45% ($153.7 \pm 47.6 \text{ mg P kg}^{-1}$)。

磷的 XANES 分析 (圖 7)，2154 eV 為磷吸收光譜之 K-edge 吸收位置 (absorb edge)，2157 eV 和 2164 eV 為特定 apatite-P 吸收峰值，2170 eV 則為磷氧震盪 (oxygen oscillation)。結果可見土石移動無草區在 2157 eV 和 2164 eV 皆有明顯的 shoulder 與峰值訊號，土石移動有草區與土石移動芒草區有輕微峰值訊號，然而次生林堆積區、人工林堆積區和非崩塌樣區則無此訊號，此結果佐證了磷的 Hedley

序列萃取，即在土石移動處有最多的 Ca-P，特別是土石移動無草區。





表 6 各樣區的植被葉子 (枯落物) 與土壤之 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 分析，數據以平均數 $\pm$ 標準差表示，不同字母代表各樣區間有顯著差異 ($p < 0.05$)。

Table 6 Results of ^{13}C and ^{15}N for soil and leaves (litter) at each site. Mean $\pm$ standard deviation. Different letters mean significant difference ($p < 0.05$) between sites.

Site (leaves or litter)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Site (soil)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	
				0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
REM-NG	ND ¹	ND	REM-NG	-24.4 $\pm$ 0.4 a	ND	2.2 $\pm$ 0.4 c	ND
REM-G1 leaves	-12.6 $\pm$ 0.1	-6.4 $\pm$ 0.5	REM-G1	-16.9 $\pm$ 0.8 b	-17.0 $\pm$ 0.8 c	-1.9 $\pm$ 0.6 a	-0.2 $\pm$ 1.1 a
REM-G2 leaves	-11.7 $\pm$ 0.1	-3.6 $\pm$ 0.2	REM-G2	-19.4 $\pm$ 0.3 b	-20.6 $\pm$ 0.1 bc	-0.2 $\pm$ 0.8 b	-0.0 $\pm$ 1.1 ab
DEP-SEC litter	-29.2 $\pm$ 0.3	-1.8 $\pm$ 0.1	DEP-SEC	-26.1 $\pm$ 2.5 a	-25.1 $\pm$ 2.3 a	1.0 $\pm$ 0.6 bc	1.9 $\pm$ 0.5 bc
DEP-PLA	ND	ND	DEP-PLA	-27.4 $\pm$ 0.2 a	-25.8 $\pm$ 0.3 a	1.9 $\pm$ 0.5 c	3.1 $\pm$ 0.5 c
UND litter	-27.2 $\pm$ 0.7	1.9 $\pm$ 0.4	UND	-25.3 $\pm$ 0.4 a	-24.7 $\pm$ 0.9 ab	4.9 $\pm$ 0.5 d	5.1 $\pm$ 0.2 d

Soil samples at 6 sites, including removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2; deposition sites with secondary forest, DEP-SEC; deposition sites with plantation forest, DEP-PLA and undisturbed sites, UND.

For leaves (litter) and soil $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$, $n = 3$.

¹ ND means no data.

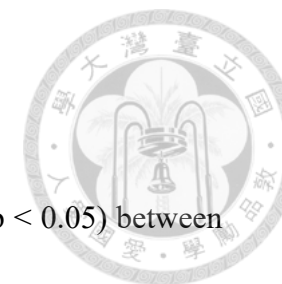


表 7 土壤磷序列萃取結果，數據以平均數 $\pm$ 標準差表示，不同字母代表各樣區間有顯著差異 ($p < 0.05$)。

Table 7 Results of soil phosphorus fractionation. Mean $\pm$ standard deviation. Different letters mean significant difference ($p < 0.05$) between sites.

Site	Resin (mg P kg ⁻¹)		NaHCO ₃ Pi (mg P kg ⁻¹)		NaHCO ₃ Po (mg P kg ⁻¹)		NaOH Pi (mg P kg ⁻¹)	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
REM-NG	7.9 $\pm$ 1.7 a	ND ¹	11.2 $\pm$ 6.9 ab	ND	16.8 $\pm$ 2.5 a	ND	13.0 $\pm$ 4.0 a	ND
REM-G1	11.7 $\pm$ 2.2 ab	10.9 $\pm$ 3.2 ab	4.8 $\pm$ 2.4 a	3.5 $\pm$ 1.8 a	23.8 $\pm$ 2.4 ab	7.0 $\pm$ 2.6 a	18.8 $\pm$ 12.6 ab	17.6 $\pm$ 13.2 a
REM-G2	19.2 $\pm$ 8.2 b	12.3 $\pm$ 5.7 ab	15.1 $\pm$ 9.2 bc	5.8 $\pm$ 1.6 ab	23.6 $\pm$ 5.7 ab	25.1 $\pm$ 4.5 b	37.0 $\pm$ 9.4 bc	20.8 $\pm$ 6.6 ab
DEP-SEC	8.3 $\pm$ 3.2 a	7.1 $\pm$ 2.3 a	11.4 $\pm$ 1.7 abc	2.5 $\pm$ 1.1 a	23.1 $\pm$ 6.4 ab	20.6 $\pm$ 5.5 b	44.3 $\pm$ 3.5 c	37.3 $\pm$ 8.0 ab
DEP-PLA	22.1 $\pm$ 5.8 b	18.6 $\pm$ 7.9 b	34.7 $\pm$ 14.2 c	15.9 $\pm$ 9.6 b	28.7 $\pm$ 5.3 ab	34.1 $\pm$ 1.0 b	80.9 $\pm$ 25.3 c	72.5 $\pm$ 26.2 b
UND	253.2 $\pm$ 90.5 c	183.2 $\pm$ 51.1 c	218.7 $\pm$ 58.8 d	163.2 $\pm$ 26.7 c	59.6 $\pm$ 42.1 b	22.8 $\pm$ 12.3 b	374.3 $\pm$ 40.8 d	414.1 $\pm$ 27.0 c

Soil samples at 6 sites, including removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2; deposition sites with secondary forest, DEP-SEC; deposition sites with plantation forest, DEP-PLA and undisturbed sites, UND.

For soil phosphorus fractionation, n = 4,4,4,4,3,3 in order.

¹ ND means no data.



表 7 續。

Table 7 Continue.

Site	NaOH Po (mg P kg ⁻¹)		HCl (mg P kg ⁻¹)		Residual P (mg P kg ⁻¹)		Total P (mg P kg ⁻¹)	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
REM-NG	15.4 ± 5.2 a	ND	309.5 ± 10.7 c	ND	0.3 ± 9.5 a	ND	374.1 ± 6.0 a	ND
REM-G1	28.9 ± 9.4 ab	15.3 ± 3.0 b	207.2 ± 119.9 bc	191.0 ± 127.0 b	57.8 ± 81.2 ab	81.9 ± 89.5	353.0 ± 22.6 a	327.2 ± 27.4 a
REM-G2	19.9 ± 11.8 a	5.7 ± 1.3 a	153.7 ± 47.6 bc	139.4 ± 48.6 b	73.3 ± 42.0 ab	128.2 ± 54.8	341.8 ± 24.8 a	337.4 ± 23.1 a
DEP-SEC	66.8 ± 16.0 b	58.8 ± 12.6 c	20.2 ± 5.1 a	15.7 ± 7.3 a	142.4 ± 41.7 b	197.4 ± 47.3	316.6 ± 56.6 a	339.4 ± 67.9 a
DEP-PLA	67.4 ± 6.7 b	34.0 ± 12.7 c	72.3 ± 16.1 b	66.3 ± 21.5 b	83.4 ± 33.9 ab	128.3 ± 27.3	389.4 ± 54.7 a	369.7 ± 51.9 a
UND	275.0 ± 43.6 c	128.8 ± 22.8 d	88.1 ± 40.1 b	53.0 ± 20.8 ab	164.7 ± 61.0 b	207.6 ± 10.0	1433.7 ± 251.9 b	1172.7 ± 93.9 b

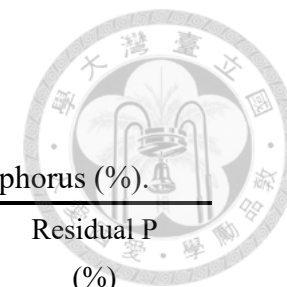


表 8 土壤磷序列萃取結果，數據為土壤中各型態的磷占總磷的百分比。

Table 8 Results of soil phosphorus fractionation, data expressed as a percentage of total phosphorus in each type of phosphorus (%).

Site	Resin		NaHCO ₃ Pi		NaHCO ₃ Po		NaOH Pi		NaOH Po		HCl		Residual P	
	(%)		(%)		(%)		(%)		(%)		(%)		(%)	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
REM-NG	2	ND ¹	3	ND	4	ND	3	ND	4	ND	83	ND	0	ND
REM-G1	3	3	1	1	7	2	5	5	8	5	59	58	16	25
REM-G2	6	4	4	2	7	7	11	6	6	2	45	41	21	38
DEP-SEC	3	2	4	1	7	6	14	11	21	17	6	5	45	58
DEP-PLA	6	5	9	4	7	9	21	20	17	9	19	18	21	35
UND	18	16	15	14	4	2	26	35	19	11	6	5	11	18

Soil samples at 6 sites, including removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2; deposition sites with secondary forest, DEP-SEC; deposition sites with plantation forest, DEP-PLA and undisturbed sites, UND.

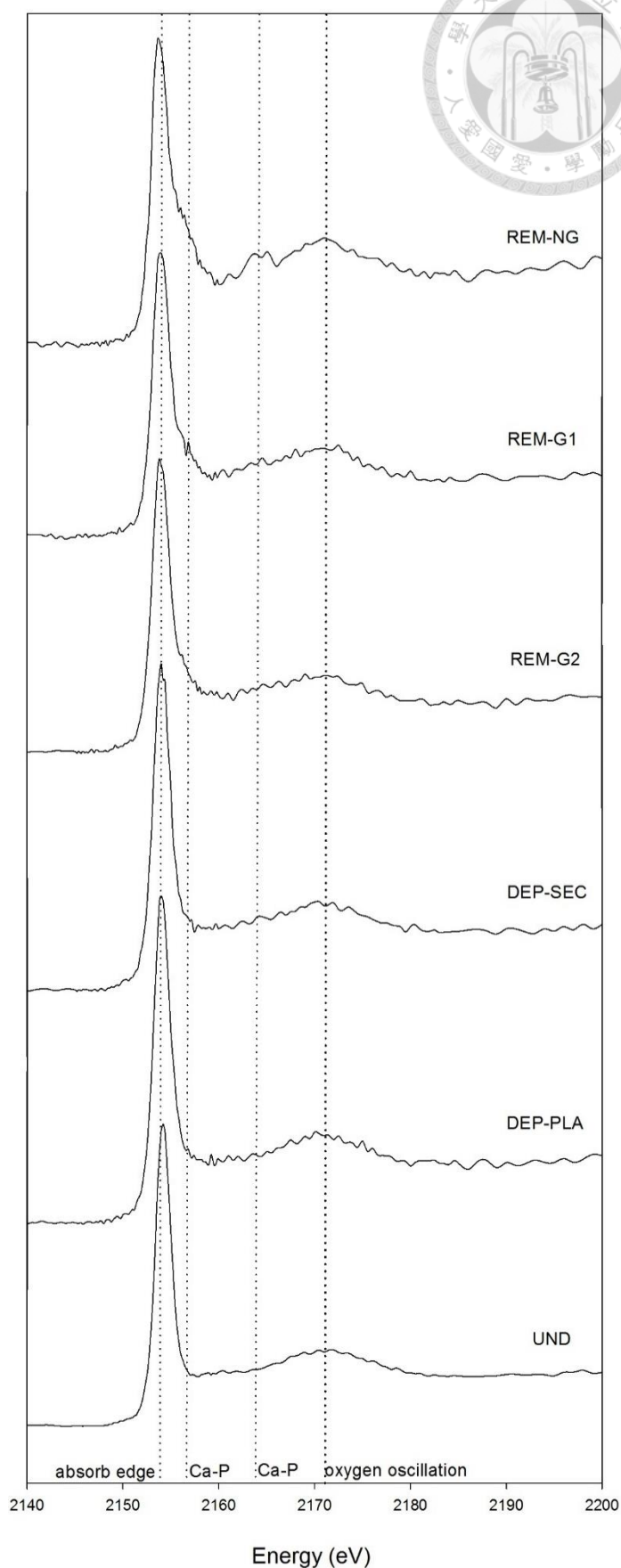
For soil phosphorus fractionation, n = 4,4,4,4,3,3 in order.

¹ ND means no data.



圖 7 土石移動無草區 (REM-NG)、土石移動有草區 (REM-G1)、土石移動芒草區 (REM-G2)、次生林堆積區 (DEP-SEC)、人工林堆積區 (DEP-PLA) 與非崩塌樣區 (UND) 的磷 *K*-edge X 光吸收近邊緣光譜。虛線標示各能量階段的光譜特徵。

Fig. 7 Phosphorus *K*-edge XANES spectra at removal (REM-NG, REM-G1 and REM-G2), deposition (DEP-SEC and DEP-PLA) and undisturbed (UND) sites. The dashed lines indicate spectra features at different energy levels.



3.4 實驗樣區土壤溫度與水分勢能 (water potential) 長期監測



Data Logger 監測結果顯示土壤日均溫 (圖 8b) 在夏季 (6 - 9 月) 時以土石移動無草區最高，其次依序為土石移動芒草區、次生林堆積區、土石移動有草區。在冬天 (11 - 2 月) 同樣以土石移動無草區的土溫最高，其次依序為土石移動有草區、次生林堆積區、土石移動芒草區。土石移動無草區不僅在一整年中土壤溫度都高於其他樣區，土溫的日變化也最為劇烈，在 2 月時，每日最高溫差可達 30°C，遠高於次生林堆積區的 3°C (圖 8a)。

土壤水分勢能會受到降雨、淋洗與蒸發散作用等影響，次生林堆積區和土石移動芒草區一年中水分勢能的日平均值皆高於-1.5 MPa (圖 9)，然而土石移動有草區與土石移動無草區在冬季 (1、2 月) 時低於-1.5 MPa，尤其土石移動無草區在 2 月更是出現低於-50 MPa 的水勢勢能讀值，遠低於植物的永久凋萎點。

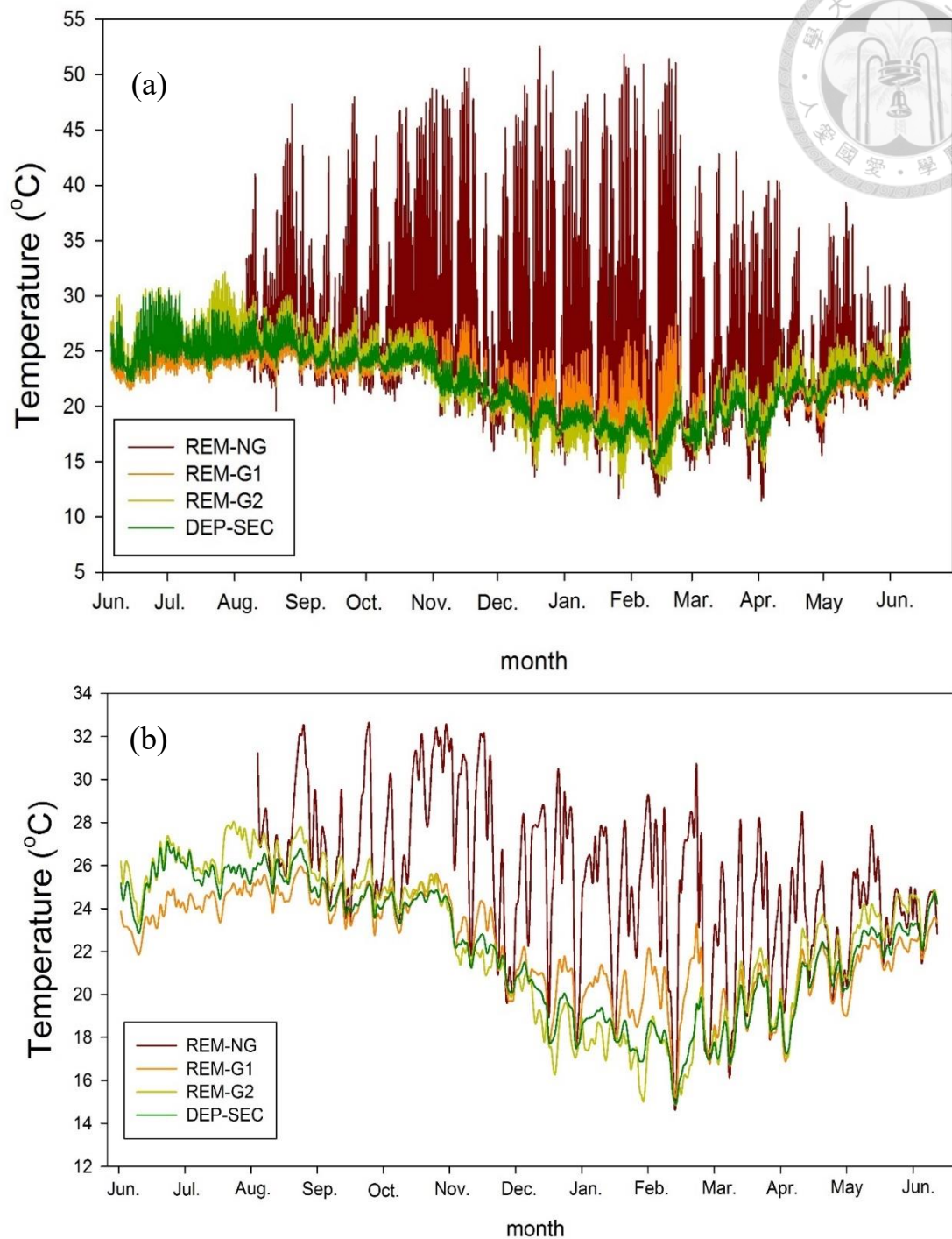


圖 8 土石移動無草區 (REM-NG)、土石移動有草區 (REM-G1)、土石移動芒草區 (REM-G2) 與次生林堆積區 (DEP-SEC) 的土壤溫度 (°C)，監測時間為 2016 年 6 月至 2017 年 6 月，數據分別以 (a) 原始數據 (b) 每日平均值呈現。
Fig. 8 Soil temperature (°C) at removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2 and deposition sites with secondary forest, DEP-SEC, recorded from June 2016 to June 2017. Data were expressed as (a) raw data (b) daily average.

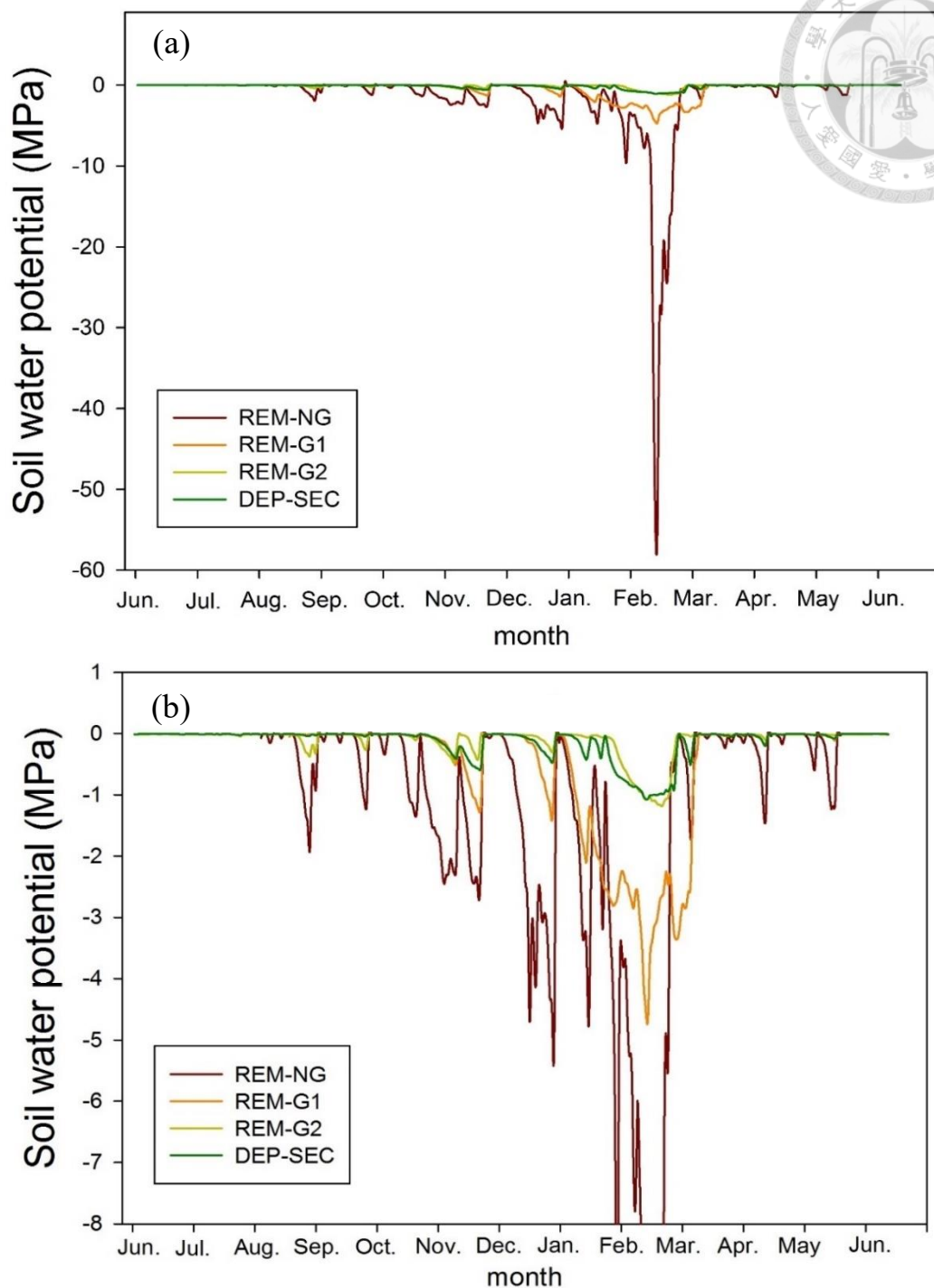


圖 9 土石移動無草區 (REM-NG)、土石移動有草區 (REM-G1)、土石移動芒草區 (REM-G2) 與次生林堆積區 (DEP-SEC) 的土壤水分势能 (MPa)，監測時間為 2016 年 6 月至 2017 年 6 月，Y 軸範圍分別以 (a) 0 到 -60 MPa (b) 0 到 -8 MPa 呈現。

Fig. 9 Soil water potential (MPa) at removal sites without vegetation, REM-NG; removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2 and deposition sites with secondary forest, DEP-SEC, recorded from June 2016 to June 2017. Y-axis represents water potential at scale of (a) 0 to -60 MPa (b) 0 to -8 MPa.



3.5 盆栽試驗

盆栽實驗結果顯示苗木材積生長量 (圖 10) 集中在 3-11 月的生長季節，兩種樹苗以楓香的生長量大於青剛櫟，並在 16 個月的種植後，以非崩塌樣區的小苗生長量最多，其次為次生林堆積區的小苗，土石移動有草區的小苗生長量最少。苗木的材積生長量在施肥與土壤處理間並無交感 (表 10、表 11)，然土壤與施肥皆對苗木生長量有顯著影響，因而以單因子變異數分析個別比較施肥因子和土壤因子對苗木材積生長量的影響。

盆栽施肥實驗結果 (表 9，統計為小寫字母) 顯示，非崩塌樣區土壤的施肥處理，4 種處理 (N、P、NP 與 C) 彼此無顯著差異 ($p > 0.05$)，然而，楓香與青剛櫟小苗生長量在土石移動有草區與次生林堆積區則呈現差異，以楓香小苗來看，土石移動有草區以 NP 的施用顯著高於未施肥與施 P 肥的生長量 ($p < 0.05$)，次生林堆積區 NP 的施用顯著高於未施肥的生長量 ($p < 0.05$)。以青剛櫟小苗來看，土石移動有草區則是 N 的施用顯著高於未施肥與施 P 肥的生長量 ($p < 0.05$)，次生林堆積區是 NP 的施用顯著高於未施肥與施 P 肥的生長量 ($p < 0.05$)。

非崩塌樣區、次生林堆積區與土石移動有草區土壤間施肥實驗的結果 (表 9，統計為大寫字母)，以非崩塌樣區的小苗生長最佳，並明顯高於次生林堆積區與土石移動區，特別是土石移動有草區的小苗生長最差。就青剛櫟來看，土石移動有草區施以 N、P、NP 皆不能達到與非崩塌樣區同樣生長效果，而次生林堆積區施以 N 和 NP 肥後可以與非崩塌樣區的小苗生長量相當 ($p > 0.05$)。就楓香小苗而言，在土石移動有草區施以 NP 後能達到與非崩塌樣區同樣生長結果 ($p > 0.05$)，次生林堆積區同樣是施以 N 和 NP 後可達到非崩塌樣區小苗的生長結果 ($p > 0.05$)。另外，在 P 肥的處理下，楓香和青剛櫟的生長量於 3 種土壤間皆呈顯著差異 ($p < 0.05$)，表示在九份二山崩塌地區 P 肥的施用不能有效促進小苗的生長，推測 P 不為此崩塌區的限制因子。

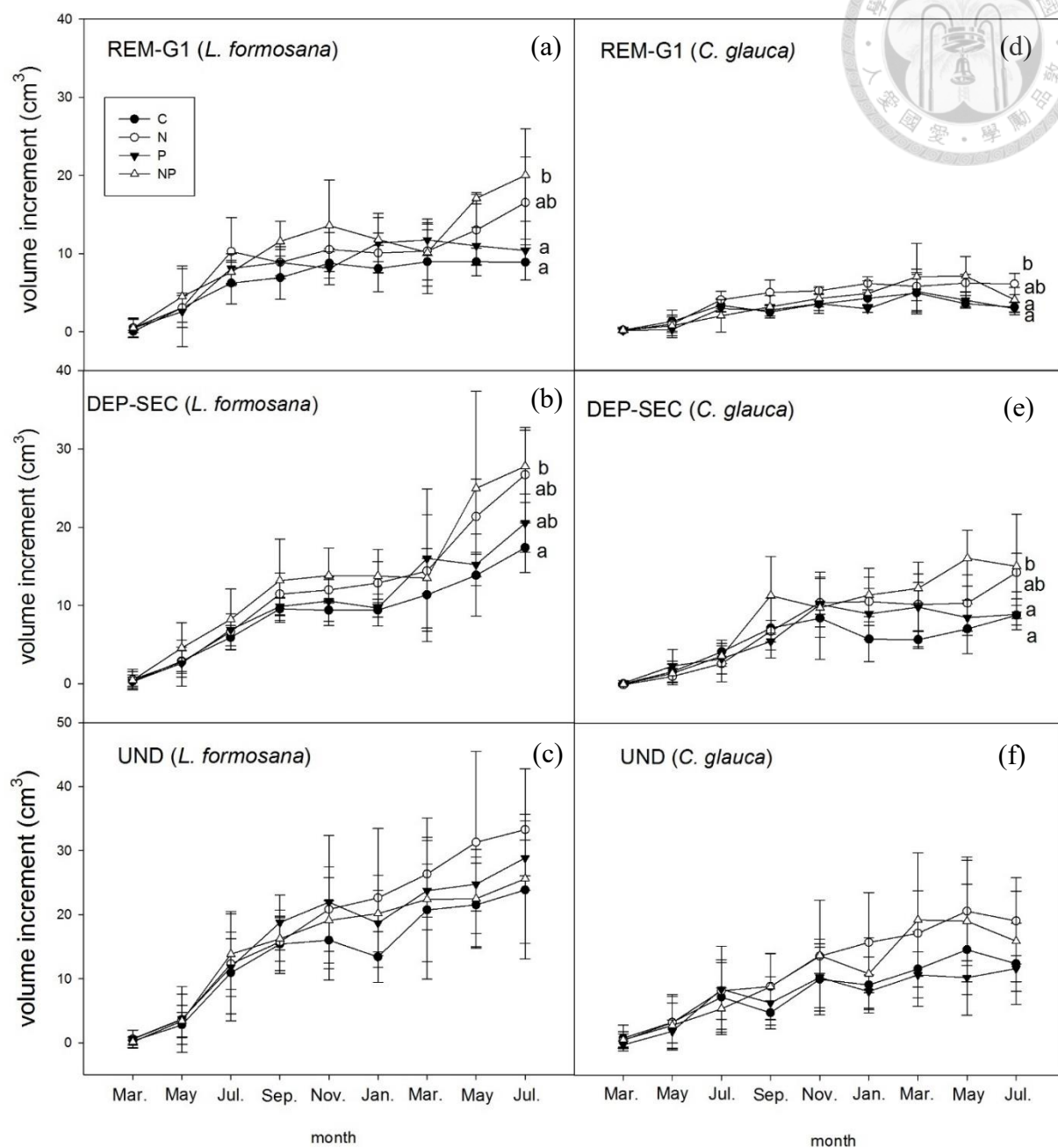


圖 10 2016 年 3 月至 2017 年 7 月，苗的體積增長量。(a) 土石移動有草區 (b) 次生林堆積區 (c) 非崩塌樣區為種植楓香苗木，(d) 土石移動有草區 (e) 次生林堆積區 (f) 非崩塌樣區為種植青剛櫟苗木。數據以平均數 $\pm$ 標準差表示，不同字母代表施肥處理間有顯著差異 ($p < 0.05$)。

Fig. 10 Seedling volume increment from March 2016 to July 2017. *Liquidambar formosana* planted at (a) removal sites with vegetation, REM-G1 (b) deposition sites with secondary forest, DEP-SEC (c) undisturbed sites, UND soil and *Cyclobalanopsis glauca* planted at (d) REM-G1 (e) DEP-SEC (f) UND soil. Mean $\pm$ standard deviation. Different letters mean significant difference ($p < 0.05$) between fertilization treatments.



表 9 盆栽施肥試驗結果，數據為苗木的體積生長量，以平均數 $\pm$ 標準差表示，不同字母代表各樣區間或四種施肥處理間有顯著差異 ($p < 0.05$)，橫向數據以大寫字母表示，縱向以小寫字母表示。

Table 9 Results of seedlings fertilization. The data showed the volume growth of seedlings, represented as mean $\pm$ standard deviation. Different letters mean significant difference ($p < 0.05$) between sites or fertilization treatments. Capital letters for row and small letters for column.

	<i>Liquidambar formosana</i>			<i>Cyclobalanopsis glauca</i>		
	REM-G1	DEP-SEC	UND	REM-G1	DEP-SEC	UND
C	8.9 $\pm$ 2.3 A a	16.9 $\pm$ 3.0 AB a	25.2 $\pm$ 9.8 B	3.2 $\pm$ 0.6 A a	7.5 $\pm$ 3.1 AB a	13.2 $\pm$ 5.8 B
P	10.1 $\pm$ 1.4 A a	19.1 $\pm$ 4.5 B ab	28.7 $\pm$ 2.5 C	3.0 $\pm$ 0.7 A a	8.2 $\pm$ 2.2 B a	11.8 $\pm$ 1.8 C
N	15.7 $\pm$ 5.4 A ab	26.4 $\pm$ 5.3 AB ab	34.2 $\pm$ 8.5 B	6.3 $\pm$ 1.3 A b	13.4 $\pm$ 2.8 B ab	20.1 $\pm$ 6.3 B
NP	19.6 $\pm$ 5.2 A b	29.7 $\pm$ 9.7 A b	24.6 $\pm$ 9.0 A	4.4 $\pm$ 1.6 A ab	16.4 $\pm$ 6.5 B b	18.4 $\pm$ 8.7 B

Soil samples collected at 3 sites, including removal sites with vegetation, REM-G1; deposition sites with secondary forest, DEP-SEC and undisturbed sites, UND.

For seedlings in each soil under each fertilization, $n = 5$.



表 10 楓香的二因子變異數分析結果

Table 10 Results of two – way ANOVA for *Liquidambar formosana*.

factor	df	<i>Liquidambar formosana</i>	
		F	p
land soil	2	25.7	2.85E-08***
fertilization	3	6.1	0.00139**
land soil : fertilization	6	1.9	0.10186

The F-values and p-values are presented for effects of land soil, fertilization and land soil : fertilization stages.

表 11 青剛櫟的二因子變異數分析結果

Table 11 Results of two – way ANOVA for *Cyclobalanopsis glauca*.

factor	df	<i>Cyclobalanopsis glauca</i>	
		F	p
land soil	2	36.8	2.44E-10***
fertilization	3	7.4	0.000362***
land soil : fertilization	6	1.0	0.416105

The F-values and p-values are presented for effects of land soil, fertilization and land soil : fertilization stages.



4. 討論

4.1 物理性質

九份二山地質為中新世之砂頁岩混層 (吳秋雅, 2007), 土壤母質質地粗糙且含砂量較多, 形成樣區土壤多為砂質壤土 (sandy loam)。土壤顏色於次生林堆積區和非崩塌樣區, 擁有較土石移動處偏紅的土壤顏色 (10YR), 但仍有部分土壤顏色仍較偏淺灰, 如附錄一中所列之 DEP-SEC3、DEP-SEC4、UND (areca) 3 與 UND (plum tree) 3, 近似於崩塌土石移動處的土壤顏色。位於土石移動芒草區、土石移動有草區與土石移動無草區土壤顏色較淺, 偏灰色 (2.5Y), 同樣仍有部分土壤顏色較深黃 (10YR), 如附錄一中 REM-G1 2、REM-G1 6 與 REM-G1 7、REM-G2 1, 結果顯示崩塌後雖然造成土壤顏色的改變, 但崩塌後的土壤空間變異仍然存在。另外, Dhakal *et al.* (2002) 在日本的調查顯示, 中新世的砂岩以顏色可以分為三個風化程度, 低風化呈現為灰色, 中風化為淺黃褐色與高風化為深黃褐色, 九份二山顏色分布與其接近, 在風化程度較低的土石移動處土壤顏色偏灰色, 而風化程度較高的天然堆積區與非崩塌樣區則是呈現黃色偏紅的顏色。人工造林區土壤顏色偏灰色, 以土色來看其為風化程度較低的土壤, 但因其受到人為干擾影響, 故難以以土色判定其風化程度高低。

崩塌土壤總體密度和含石率分別介於 $1.2 \pm 0.2 - 1.6 \pm 0.1 \text{ g cm}^{-3}$ 與 $31 \pm 21 - 72 \pm 6 \%$ 間。總體密度與前人研究崩塌地所提出之總體密度約介於 $1.0 - 1.7 \text{ g cm}^{-3}$ (Sparling *et al.*, 2003; Singh *et al.*, 2001) 相似。另外, 林俐玲等 (2009) 調查九份二山崩塌地 (順向坡崩塌區、雜木林、紀念碑等) 的結果顯示, 順向坡崩塌區 (本文之土石移動無草區) 土壤有最大的總體密度 (1.81 g cm^{-3}) 與最小的植生覆蓋率。本研究結果亦呈現土石移動無草區有最高的土壤總體密度 ($1.6 \pm 0.1 \text{ g cm}^{-3}$) 與含石率 ($72 \pm 6\%$), 而土石移動有草區的含石率與總體密度皆小於土石移動無草區, 顯示受到植被覆蓋與否的影響下, 例如芒草根系促進碎石風化的機制作用下, 表



層土壤可藉由快速的土壤生成化育過程，降低含石率和總體密度 (Yin *et al.*, 2009)。然而，另一觀點為植物的生長可能也會一開始就選擇定植在低含石率的土壤，因而這兩樣區間的差異是受到植生生長影響亦或是受到崩塌後土石分布的影響，並無法直接下定論。土石移動芒草區位於土石移動處底端，含石率和總體密度低於崩塌裸露陡坡上的土石移動有草區與土石移動無草區，由此可以推論，土石移動處的土壤化育亦受到坡度的影響，坡緩處土石較為穩定，植生覆蓋也較多，土壤化育相對快速。人工林堆積區與次生林堆積區雖然同為崩塌後的碎石堆積處，但由於人工林堆積區內為年輕造林，其林分不似次生林堆積區內地被植物茂密繁盛，加上種植整地時的土壤干擾，使得人工林堆積區呈現較高的含石率與總體密度。非崩塌樣區有最低的總體密度，這可能與農地土壤中有機碳含量較多有關，有機質增加會降低土壤的總體密度 (Curtis and Post, 1964; Perie and Ouimet, 2008)。在所有崩塌樣區中，以次生林堆積區與土石移動芒草區在表土 (0 - 10 cm) 的土壤總體密度與含石率最接近非崩塌樣區 (但總體密度仍與非崩塌樣區呈顯著差異， $p < 0.05$)，顯示此兩樣區的土壤發育較快速，總體密度不僅會影響土壤含水和養分，也間接反映土壤品質與生產力 (Reichert *et al.*, 2009)，也由此可見這兩樣區的植生發展相對茂盛許多 (次生林堆積區 vs 人工林堆積區，土石移動芒草區 vs 土石移動有草區)。



4.2 化學性質

崩塌地樣區（土石移動處與土石堆積處）土壤 pH 值在上下層土壤皆比非崩塌樣區高，其他研究也顯示崩塌會造成土壤 pH 值的上升 (Singh *et al.*, 2001; Cheng *et al.*, 2016)。崩塌後各樣區間 pH 值的高低與母岩的風化和有機物的移除有關。崩塌會將較深層的新鮮物質帶到土壤表層 (Schrumpf *et al.*, 2001) 因而增加 pH 值，如九份二山順向坡的地層為中新世之砂頁岩層 (吳秋雅，2007)，母質中含有碳酸鹽質礦物，崩塌後不僅將土壤有機層移除，也使母岩裸露而釋出碳酸鹽質礦物增加土壤的 pH 值。樣區中以土石移動無草區有最高的 pH 值 (7.82 ± 0.29)，與非崩塌樣區呈顯著差異 ($p < 0.05$)。

相反地，非崩塌樣區則有最低的 pH 值 ($4.66 \pm 0.5 - 4.39 \pm 0.42$)，屬偏酸性土壤，非崩塌樣區相較崩塌地有較低的 pH 值可能是與其土壤有機物累積量相關，這些土壤有機物可藉由有機酸（有機酸可以來自根的分泌物或是有機質分解形成的腐植酸）的形成，降低土壤 pH 值 (Jobbágy and Jackson, 2003)，由有機碳量亦可見，其含量越多，土壤的 pH 值越低。像是同樣位於坡面上的土石移動有草區因有植被覆蓋，使得其土壤 pH 值較土石移動無草區的 pH 值低。相同結果，植被覆蓋最多的次生林堆積區，土壤也偏酸，在崩塌後 17 年，pH 值已與非崩塌樣區無顯著差異 ($p > 0.05$)。非崩塌樣區的土壤 pH 值亦有可能是受到施肥作業的影響，因非崩塌樣區為經營中的檳榔園、梅園和茶園，而前人研究顯示氮肥等肥料的長期施用會降低土壤的 pH 值 (Malhi *et al.*, 1998; Vašák *et al.*, 2015)。

土壤有機質和全氮含量除了可提供植物養分，亦能調節土壤物理結構，影響生物活動和植群復育，為土壤肥力和生產力的重要指標 (Robertson and Vitousek, 1981; Ollinger *et al.*, 2002; Abbasi *et al.*, 2007)。本研究實驗結果與其他學者的研究結果類似 (Singh *et al.*, 2001; Yoo *et al.*, 2006; Wilcke *et al.*, 2003; Cheng *et al.*, 2016)，崩塌作用移去了表層土壤有機層，特別在土石移動處，加上土石移動處有較少的植生，



枯落物無法造成土壤有機碳的快速累積，因而土石移動處的土壤總氮與有機碳含量明顯小於土石堆積處；堆積處在崩塌後因有植群的建立後，提供有機質與養分的移入，使得土壤有機碳與氮接近非崩塌樣區的含量。然而，不論是移動區或堆積區，其土壤有機質與全氮含量皆小於非崩塌樣區。

有機碳的減少也影響土壤的陽離子交換容量，特別是其與有機質之間，常呈現彼此正相關 (Zarin and Johnson, 1995；Abbasi *et al.*, 2007)。土石移動處有機碳低於堆積處，且又低於非崩塌樣區也使得其陽離子交換容量的值最低。交換性 Mg^{2+} 與交換性 K^{+} 的結果與 Wilcke *et al.* (2003) 得到結果相同，土石堆積處比土石移動處的交換性 K^{+} 多，但交換性 Mg^{2+} 較少。然而交換性 Ca^{2+} 的結果與文獻不同，以土石移動處多於土石堆積處和非崩塌樣區，這可能是因為九份二山母岩為砂、頁岩層，其土壤母質含 Ca^{2+} 多，風化後造成交換性 Ca^{2+} 釋出，因而增加土石移動處土壤的交換性 Ca^{2+} ，尤其是土石移動無草區。



4.3 養分型態

$\delta^{13}\text{C}$ 的結果可推知次生林堆積區土壤主要受到 C3 植物影響，而土石移動芒草區與土石移動有草區是受到 C4 草類植物的影響。經航照圖也可見到次生林堆積區在崩塌後第 5 年 (2004 年) 已有次生林的形成，然而土石移動有草區雖在崩塌後逐漸有植生覆蓋，但至今仍有明顯的裸露地，土石移動芒草區則大約是在 2009 年後才有大面積的五節芒覆蓋，因而其表層土壤受 C4 植物影響較為顯著。九份二山在崩塌時移除了土石移動處的土壤，使其土壤需要重新化育生成，並在演替初期由耐旱的 C4 植物生長建立 (Breshears *et al.*, 1998; Choi *et al.*, 2001)。然而次生林堆積區獲得上坡處土壤與養分，而能在短時間內成為森林狀態，土壤化育相對快速與土石移動處成鮮明對比。

氮礦化速率是生態系統的生產力指標之一，可以反映土壤微生物的活性與氮的可利用情況。九份二山土壤的氮礦化速率崩塌地區介於 $0.4 \pm 0.1 - 3.8 \pm 1.2$ 、非崩塌樣區 $7.1 \pm 2.5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ，實驗結果與 Sparling *et al.* (2003) 於紐西蘭的崩塌地土壤氮礦化速率為 $0.4 \pm 0.1 - 4.4 \pm 0.4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ，非崩塌樣區為 $16.6 \pm 0.1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ (以 40°C 孵育 7 天)，以及 Ross *et al.* (1999) 於紐西蘭的闊葉林土壤氮礦化速率為 $2.9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ (以 25°C 孵育 14 天) 的結果來看，九份二山樣區為合理範圍。九份二山 6 個樣區間土石移動無草區、土石移動有草區與土石移動芒草區，均呈現最低的氮礦化速率，介於 $0.36 - 1.49 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ 間，與非崩塌樣區和次生林堆積區呈顯著差異 ($p < 0.05$)。土石移動處的氮礦化速率低，主要歸因於土石移動處的低有機質累積量與總氮量，再加上土石移動處的環境，夏季日溫差大，冬季土壤含水量低，使土壤中微生物不易生長，因而在給予適宜的溫度與水分條件來孵育下，其氮礦化速率值仍屬最低，尤其是土石移動無草區與土石移動有草區。

另外，由 $\delta^{15}\text{N}$ 的測定也可推定堆積處的氮循環較土石移動處開放與完整，堆

積處水分充足，微生物活動作用較為強烈，氮循環過程也容易造成植物有機氮的分解、淋洗或損失離開，進而逐步增加了土壤中 $\delta^{15}\text{N}$ 的氮量，而後再被 C3 植物吸收 (Aranibar *et al.*, 2004)。由此可知土石移動處的微生物作用與反應，不如次生林堆積區，其可利用氮量也較少。Wilcke *et al.* (2003) 也提到位於崩塌區上方的土壤礦化速率較慢，不利於植物對氮的吸收利用。

磷對於植物為生長所須元素，我們利用磷序列萃取法 (Hedley *et al.*, 1982) 可以知道各樣區土壤的磷存在型態，以瞭解植物對磷的可利用性。九份二山各樣區間含磷最多的是非崩塌樣區，總磷含量 $1433.7 \pm 251.9 \text{ mg P kg}^{-1}$ ，其他樣區則介於 $316 - 389 \text{ mg P kg}^{-1}$ 之間，顯示崩塌過程造成崩塌土壤的總磷大量減少 ($p < 0.05$)，或是降低了農業過程外加的磷肥。分層萃取的結果中，labile-P 為生產力指標之一，與植物生長和生產有關 (Adams *et al.*, 1989)，各樣區土壤中磷對植物的可利用性，以土石移動無草區 (0 – 10 cm) 的 labile-P 最少，並且除了土石移動無草區外，其他樣區因有枯落物累積， $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 能達非崩塌樣區的磷含量 ($p > 0.05$)，可作為植物可利用磷的重要來源。

土石堆積處的土壤以 Residual-P 和 NaOH-P 佔總磷的含量最多，Residual-P 為穩固的無機磷與有機磷型態，植物難以將其吸收利用，而 NaOH 主要萃取鐵、鋁氧化物吸附的磷，生成在受風化影響較高的地區 (Cross and Schlesinger, 1995)。其中，次生林堆積區以 NaOH-Po 為主，而人工林堆積區卻是以 NaOH-Pi 為主要型態。次生林堆積區在崩塌後快速建立了次生林，植物吸收磷後轉換成有機型態，再以枯落物之有機磷進入土壤，未被微生物礦化分解前多以有機磷形態存在，也因而可見次生林堆積區 NaOH-Po 含量多。反觀人工林堆積區雖然在崩塌後也形成森林但地被植物覆蓋稀疏，有機質累積少於次生林堆積區，亦或是因磷肥的施用，而呈現 NaOH-Pi 多於 NaOH-Po 的現象。Dobermann *et al.* (2002) 在亞洲的研究亦顯示，未施用磷肥的土壤以 Residual-P 與 NaOH-Po 為主，施用磷肥後的土壤則會增加 NaOH-Pi 與 labile-Pi。次生林堆積區和人工林堆積區在崩塌後植群快速建立不僅加

速風化，帶來的土壤有機質經微生物分解礦化後亦是植物可利用磷的重要來源 (Walbridge *et al.*, 1991)。Guo *et al.* (2000) 也指出在高風化土壤中 NaOH-P 為磷主要型態，可作為日後 labile-Pi 的補充來源。

土石移動無草區以 HCl-P 最多 ($309.52 \text{ mg P kg}^{-1}$)，佔總磷的 83%，明顯高於其他樣區 (崩草除外) ($p < 0.05$)。HCl-P 含量比例其次為土石移動有草區，約為 58 - 59%，和土石移動芒草區，約 41 - 45%，而次生林堆積區、人工林堆積區與非崩塌樣區土壤之 HCl-P 含量少，僅佔總磷的 4 - 18%，由此可知土石移動處以 HCl-P 型式為主。HCl 萃取的磷為包裹性與磷灰石類 (Apatite) 的磷酸鹽，與 Ca 鍵結的磷 (Hedley *et al.*, 1982)，由母岩礦物釋出而來，Guo *et al.* (2000) 指出 HCl-P 在低風化土壤中的含量比在高風化土壤中多，可成為低風化土壤 labile-Pi 的重要補充來源。由 XANES 的結果 (圖 7) 也驗證土石移動無草區有最多的 apatite-P (shoulder at 2157 eV 與 signal peak at 2164 eV)，隨著植被覆蓋的增加，如土石移動無草區至土石移動有草區、土石移動芒草區再到次生林堆積區，apatite-P 逐漸風化而減少。Prietz *et al.* (2013) 的研究同樣也顯示新生成的土壤中，磷主要成分來自礦物岩石，因而有高濃度的 apatite-P，而隨著森林植物逐漸生成，apatite-P 漸被轉為 organic-P，此轉變亦改變了土壤中磷的主要型態，由此可見植生的建立和演替，也是影響 P 養分型態之關鍵因子 (Cross and Schlesinger, 1995)。

由實驗結果可見，崩塌後土石移動處的磷主要來自母岩礦物，次生林堆積區則主要來自母岩礦化風化後與枯落物，因而崩塌過程與其森林演替，造成各樣區主要存在磷型態的不同，形成現在所見到的次生林、芒草區和裸岩石地下的不同磷型態分布。

4.4 實驗樣區土壤溫度與水分勢能 (water potential) 長期監測



土壤溫度和水勢是影響植物發芽和可利用水分的關鍵因子，也間接影響一地區的植群生態和微氣候的形成。藉由土壤溫度和水勢的監測，可用於了解九份二山不同樣區間植物對水的可利用性，進而解釋植群的分佈。

土壤溫度會影響植物根系的生長 (Went, 1953)，根據監測結果顯示，土石移動無草區的土壤日溫度變化劇烈 (圖 8)，並且土溫常高於其他樣區。Pregitzer *et al.* (2000) 在新墨西哥州的研究顯示表土溫度每小時波動大於 10°C ，會影響植物根系的生長，使其地表上沒有植物冠層的覆蓋。而相對較高的土壤溫度亦會提高蒸散速率，使土壤含水減少，甚至造成植物乾旱的情況 (Kuhns *et al.*, 1985)。因而由水勢監測可見土石移動無草區在冬季時，因處於乾季，加上土壤平均溫度高，旺盛的蒸散作用造成了極低的土壤水勢，在 11 月至隔年 2 月，其水分勢能的日平均值低於 -1.5 MPa (圖 9)，2 月時甚至出現低於 -50 MPa 的數值。水分勢能決定了水在土壤裡或是在土和植物間的流動性，而 -1.5 MPa 被視為永久凋萎點 (Richards and Wadleigh, 1952)，當水勢低於 -1.5 MPa 會阻礙植物對水的吸收，像是降低 C3 及 C4 植物的種子發芽率 (Qi and Redmann, 1993)，亦會降低植物根的生長量至 20% 以下 (Newman, 1966)，故自崩塌以來土石移動無草區難以有植群的建立。

土石移動有草區的夏天土溫低於土石移動芒草與次生林堆積區，冬天土溫則高於土石移動芒草與次生林堆積區，此結果與 Breshears *et al.* (1998) 與 Krämer and Green (2000) 的研究相反，其研究顯示沒有冠層覆蓋的地區土壤溫度相較於有冠層覆蓋處，會造成夏天溫度更高，而冬天溫度更低的現象。土石移動有草區夏天土溫較低可能是跟土壤含水有關，因其接近崩塌面地下水流動的位置 (陳明杰等, 2004)，而水的熱傳導小於土粒、熱容大於土粒，故含水較多的土壤在夏天可以測得較低的土溫 (Salem, *et al.*, 2015)。另外，土石移動有草區在冬季土溫高，推測可能是與太

陽輻射有關，因為崩無草和土石移動有草區所處坡面朝向東南方，受太陽輻射量多，然而坡面上植被覆蓋量少甚或沒有覆蓋，再加上此時的九份二山為乾季，使得土壤溫度高於其他樣區。冬季土壤溫度的增加影響到水勢的變化，土石移動有草區冬天 1-2 月的水勢低於 -1.5 MPa (圖 9)，雖然不像土石移動無草區有極端的測值，但依舊造成土石移動有草區的五節芒呈現枯黃狀態 (圖 11)，反觀次生林堆積區與土石移動芒草區的植物在冬季仍是綠色的，土石移動有草區的植生需要挺過乾季直至 3 月降雨後才有可利用水分的增加。

次生林堆積區相較於芒草區，樹冠層覆蓋減緩了冠層底下土壤溫度的變化 (Breshears *et al.*, 1998)，呈現夏天土溫較涼、冬天溫度較暖的趨勢。次生林堆積區與土石移動芒草區的土壤水勢一整年都維持在 -1.5 MPa 以上，這 2 樣區有較多的植被和土壤表面的植物殘體覆蓋，可形成土壤表面的隔離 (isolation)，降低熱傳導與減少蒸散 (Shinners *et al.*, 1994；Salem *et al.*, 2015)，因而水份勢能高於土石移動無草區，較適合植生生長。

九份二山監測結果顯示，次生林堆積區的植物可利用水分相對穩定，其次為土石移動芒草區。土石移動有草區與土石移動無草區主要是受到冬季的水勢太低，植物對水分的利用有限，使植被不易或無法生長。土壤溫度與水勢的結果與同位素分析結果相似，Armentrout and Pieper (1988) 和 Epstein *et al.* (1997) 的研究顯示 C3 植物較喜歡陰涼的環境，而 C4 植物多出現在溫暖地方且能適應乾旱，其結果與九份二山的植群分布相同，土溫低且水分勢能高的次生林堆積區，可提供森林生長，並以 C3 植物為主，土溫高且冬天水分勢能極低的土石移動芒草區，則以 C4 植物為主。然而，較淺的土壤厚度、不穩定的土壤物理結構或是較低的土壤養分，都可能限制土石移動區的森林生長與演替。



圖 11 土石移動有草區、土石移動芒草區與次生林堆積區的植生，照片 (a) 土石移動有草區 (c) 土石移動芒草區 (e) 次生林堆積區於冬天拍攝，照片 (b) 土石移動有草區 (d) 土石移動芒草區 (f) 次生林堆積區於夏天拍攝。

Fig. 11 Vegetation at removal sites with vegetation, REM-G1; removal sites with vegetation at a gentle slope, REM-G2 and deposition sites with secondary forest, DEP-SEC. Photos of (a) REM-G1 (c) REM-G2 (e) DEP-SEC were taken in winter and photos of (b) REM-G1 (d) REM-G2 (f) DEP-SEC were taken in summer.

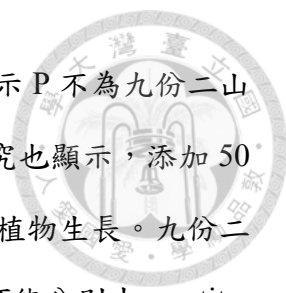


4.5 盆栽試驗

N 肥與 P 肥是植物生長的必須元素，N、P 的失衡會影響光合作用進而導致植物生長不良 (Nakaji *et al.*, 2001)。由土壤養分的結果知道崩塌後造成了土壤 N 含量的減少以及 P 型態的改變，也由土壤監測得知土石移動有草區的水勢在冬天會低於次生林堆積區，因此我們想瞭解若給予適當水分與土石在穩定的狀態下，施以 N、P、NP 肥，能否改善苗木生長。

楓香與青剛櫟皆為復育造林之樹種，也為台灣的原生樹種，經過一年半的試驗期間，可見 3-11 月為小苗的生長季節 (圖 10)，且楓香的材積生長量大於青剛櫟，生長較為快速。同樣區土壤經由 4 種施肥試驗後可以發現檳榔土因為原本土壤就已肥沃，造成施肥與未施肥的控制組間，小苗的生長量並沒有顯著差異。反觀土石移動有草區與次生林堆積區土壤，施肥可以明顯促進小苗生長，像是楓香於崩塌地土壤 (REM-G1 and DEP-SEC) 施以 NP 後，可以顯著較未施肥處理，增加較多的生長量；青剛櫟則於崩塌地土壤施以 N 肥或 NP 肥 (REM-G1: N, DEP-SEC: NP)，可以顯著較未施肥處理增加更多生長量。

在次生林堆積區中，楓香與青剛櫟施以 N 或 NP 皆可以達到非崩塌樣區小苗的生長量，然而在土石移動區僅有在楓香施以 NP 肥後可以達到非崩塌樣區小苗的生長量。推測可能原因有二，其一為苗木生理間的差異，以生長量來看，楓香較青剛櫟小苗耐貧瘠土壤，而且土石移動區的養分比土石堆積區缺乏，以致於施以 $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 的 N 和 NP (對於青剛櫟而言) 尚不足以改善苗木生長狀況，呈現苗木生長相對欠佳的情形。另一個原因，可能是單獨施用 N 肥後，雖造成植物對 N 的可利用性增加，不為限制營養因子，但卻引起其他營養因子 (如 P、K...) 成為了植物生長的限制因子，像是前人研究顯示施以 N 肥後植體內的 P 含量減少，N/P 比增加，造成 P 成為限制因子 (Nakaji *et al.*, 2001)，因而 NP 複合肥料的施用較可以維持植物養分利用的平衡 (Niinemets and Kull, 2005)。另外，在 P 肥的處理下，楓



香和青剛櫟的生長量於 3 種土壤間皆呈顯著差異 ($p < 0.05$)，表示 P 不為九份二山崩塌地區土壤的限制因子，Santiago *et al.* (2012) 對苗木施肥研究也顯示，添加 $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 的 P 亦無促進苗木生長，推測為土中含 P 量已足夠植物生長。九份二山土石移動區與土石堆積區的可利用磷，依據磷序列萃取實驗可能分別由 apatite-P 和 NaOH-P 來補充 (Guo *et al.*, 2000; Prietzel *et al.*, 2013)，或是在崩塌樣區中，氮為主要的限制營養元素。

因此，九份二山崩塌後次生林堆積區土壤若種植青剛櫟或楓香，施以 $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ N 或 NP 皆可以促進苗木生長。土石移動有草區若種植楓香可以施用 $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ NP，種植青剛櫟則 NP 施肥量需大於 $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，才可能顯著增加苗木生長量。

5. 結論



九份二山崩塌造成在土石移動處、土石堆積處和非崩塌樣區間有不同的土壤性質和養分型態。調查結果顯示，土壤風化程度最低的是土石移動無草區，因為受到土石移動坡面上土壤深度淺而不穩定的影響，且土壤性質又有最大的總體密度、含石率、pH 值，最小的有機碳、總氮、陽離子交換容量和氮礦化速率，加上水勢在冬季極低，造成植物無法於其上生存。風化程度次之的是土石移動有草區與土石移動芒草區，雖然同樣位於土石移動坡面上，但有五節芒覆蓋，植物根系促進碎石風化，幫助土壤化育，此區有機碳、總氮、陽離子交換容量、氮礦化速率增加，而 pH、含石率和總體密度下降，風化程度高於土石移動無草區。風化程度最高的是次生林堆積區，受到崩塌帶入的土壤與養分，促進次生林堆積區土壤快速化育和植生的快速建立，含石率、總體密度、pH 值、陽離子交換容量、有機碳和氮礦化速率等，皆接近非崩塌樣區的含量，雖然部分性質仍有差異存在，然而足夠的養分與適宜的土壤溫度和水分勢能等，使次生林堆積區植被生長多樣且繁盛。人工林堆積區土壤與次生林堆積區相似，但受到人為干擾影響，較難判定其自然化育程度。非崩塌樣區為農業經營用地且未受到崩塌干擾的影響，其土壤性質與養分型態皆較崩塌地土壤適宜植物生長利用。九份二山崩塌地的調查結果讓我們更一步瞭解崩塌干擾對土壤帶來的衝擊效應和對植群生態的影響，像是崩塌後的土壤會影響植物生長，而植物生長過程亦會影響土壤化育，彼此相互作用形成我們現今所見的生態景觀。



6. 參考文獻

- 行政院農業委員會水土保持局 (2002) 九十一年度行政院農業委員會水土保持局年報。台北。
- 交通部中央氣象局 (2008) 地震百問。交通部中央氣象局。台北。
- 余建勳 (2004) 九份二山地區岩生植群與樹種萌蘗更新之研究。臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。
- 吳秋雅 (2007) 九份二山山崩前後構造地形特徵及坡體破壞機制探討。臺灣大學地質科學研究所碩士論文。
- 林文賜、馮梓璇、周文杰、林昭遠、黃碧慧 (2007) 崩塌地對生態環境影響之評估-以九份二山崩塌地為例。明道學術論壇 3: 27-48。
- 林俐玲、蔡義誌、王永琦、馮美禎 (2009) 崩塌地植生復育與土壤性質之調查研究。坡地防災學報 8: 25-39。
- 洪如江、林美聆、陳天健、王國隆 (2000) 921 集集大地震相關的坡地災害、坡地破壞特性與案例分析。地工技術 17-32。
- 陳明杰、曾俊偉、周明德 (2004) 應用食鹽水檢層法於九份二山崩塌地地下水特性之研究。中華林學季刊 37: 269-281。
- 陳聯光、游繁結、劉格非、林聖琪、柯明淳 (2009) 莫拉克重大崩塌災害歷程探討。中華水土保持學報 40: 329-337。
- 廖軒吾 (2000) 集集地震誘發之山崩。國立中央大學地球物理研究所碩士論文。
- 鄭世楠和葉永田 (2004) 台灣百年來的大地震。科學發展 373: 68-75。
- Abbasi, M. K., Zafar, M., and Khan, S. R. (2007). Influence of different land-cover types on the changes of selected soil properties in the mountain region of Rawalakot Azad Jammu and Kashmir. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 78, 97-110.
- Adams, M. A., Attiwill, P. M., and Polglase, P. J. (1989). Availability of nitrogen and phosphorus in forest soils in northeastern Tasmania. Biology and Fertility of Soils, 8,

212-218.

Aranibar, J. N., Otter, L., Macko, S. A., Feral, C. J., Epstein, H. E., Dowty, P. R., Eckardt, F., Shugart, H. H., and Swap, R. J. (2004). Nitrogen cycling in the soil–plant system along a precipitation gradient in the Kalahari sands. *Global Change Biology*, 10, 359-373.

Armentrout, S. M., and Pieper, R. D. (1988). Plant distribution surrounding Rocky Mountain pinyon pine and oneseed juniper in south-central New Mexico. *Journal of Range Management*, 139-143.

Black, A. S., and Waring, S. A. (1978). Nitrate determination in an oxisol using K_2SO_4 extraction and the nitrate-specific ion electrode. *Plant and Soil*, 49, 207-211.

Breshears, D. D., Nyhan, J. W., Heil, C. E., and Wilcox, B. P. (1998). Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland: soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. *International Journal of Plant Sciences*, 159, 1010-1017.

Carter, M. R., and Gregorich, E. G. (1993). *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Press, Florida, USA.

Chang, K. J., Taboada, A., and Chan, Y. C. (2005). Geological and morphological study of the Jiufengershan landslide triggered by the Chi-Chi Taiwan earthquake. *Geomorphology*, 71, 293-309.

Cheng, C. H., Hsiao, S. C., Huang, Y. S., Hung, C. Y., Pai, C. W., Chen, C. P. and Menyailo, O. V. (2016). Landslide-induced changes of soil physicochemical properties in Xitou, Central Taiwan. *Geoderma*, 265, 187-195.

Choi, Y., Wang, Y., Hsieh, Y. P., and Robinson, L. (2001). Vegetation succession and carbon sequestration in a coastal wetland in northwest Florida: Evidence from carbon isotopes. *Global Biogeochemical Cycles*, 15, 311-319.

Cross, A. F., and Schlesinger, W. H. (1995). A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, 64, 197-214.

Cruden, D. M., and Varnes, D. J. (1996). Landslides: investigation and mitigation. Chapter 3-Landslide types and processes. Transportation Research Board Special Report, 247.

Curtis, R. O., and Post, B. W. (1964). Estimating bulk density from organic-matter content in some Vermont forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 28, 285-286.

Dhakal, G., Yoneda, T., Kato, M., and Kaneko, K. (2002). Slake durability and mineralogical properties of some pyroclastic and sedimentary rocks. *Engineering Geology*, 65, 31-45.

Deines, P. (1980). The isotopic composition of reduced organic carbon. *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, 329-406.

Dobermann, A., George, T., and Thevs, N. (2002). Phosphorus fertilizer effects on soil phosphorus pools in acid upland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 652-660.

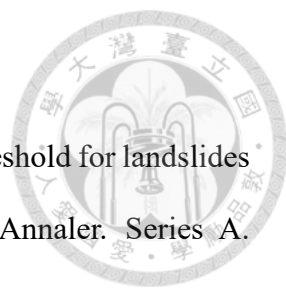
Dubois, M. R., Chappelka, A. H., Robbins, E., Somers, G., and Baker, K. (2000). Tree shelters and weed control: effects on protection, survival and growth of cherrybark oak seedlings planted on a cutover site. *New Forests*, 20, 105-118.

Elias, R., and Dias, E. (2009). Effects of landslides on the mountain vegetation of Flores Island, Azores. *Journal of Vegetation Science*, 20, 706-717.

Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., Burke, I. C., and Coffin, D. P. (1997). Productivity patterns of C3 and C4 functional types in the US Great Plains. *Ecology*, 78, 722-731.

Finzi, A. C. (2009). Decades of atmospheric deposition have not resulted in widespread phosphorus limitation or saturation of tree demand for nitrogen in southern New

- 
- England. *Biogeochemistry*, 92, 217-229.
- Geertsema, M., and Pojar, J. J. (2007). Influence of landslides on biophysical diversity—a perspective from British Columbia. *Geomorphology*, 89, 55-69.
- Guariguata, M. R. (1990). Landslide disturbance and forest regeneration in the upper Luquillo Mountains of Puerto Rico. *Ecology*, 78, 814-832.
- Guo, F., Yost, R. S., Hue, N. V., Evensen, C. I., and Silva, J. A. (2000). Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1681-1689.
- Harris, R. F. (1981). Effect of water potential on microbial growth and activity. *Water Potential Relations in Soil Microbiology*, 23-95.
- Hedley, M. J., Stewart, J. W. B., and Chauhan, B. (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal*, 46, 970-976.
- Huang, C. S., Chen, M. M., and Hsu, M. I. (2002). A preliminary report on the Chiufenershan landslide triggered by the 921 Chichi earthquake in Nantou, central Taiwan. *Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences*, 13, 387-395.
- Jobbágy, E. G., and Jackson, R. B. (2003). Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*, 64, 205-229.
- Keefer, D. K. (1984). Landslides caused by earthquakes. *Geological Society of America Bulletin*, 95, 406-421.
- Krämer, S., and Green, D. M. (2000). Acid and alkaline phosphatase dynamics and their relationship to soil microclimate in a semiarid woodland. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 179-188.
- Kuhns, M. R., Garrett, H. E., Teskey, R. O., and Hinckley, T. M. (1985). Root growth of black walnut trees related to soil temperature, soil water potential, and leaf water

- 
- potential. *Forest Science*, 31, 617-629.
- Larsen, M. C., and Simon, A. (1993). A rainfall intensity-duration threshold for landslides in a humid-tropical environment, Puerto Rico. *Geografiska Annaler. Series A. Physical Geography*, 13-23.
- Murphy, J. and Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphates in natural water. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31–36.
- Midwood, A. J., and Boutton, T. W. (1998). Soil carbonate decomposition by acid has little effect on $\delta^{13}\text{C}$ of organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1301-1307.
- Malhi, S. S., Nyborg, M., and Harapiak, J. T. (1998). Effects of long-term N fertilizer-induced acidification and liming on micronutrients in soil and in bromegrass hay. *Soil and Tillage Research*, 48, 91-101.
- Nakaji, T., Fukami, M., Dokiya, Y., and Izuta, T. (2001). Effects of high nitrogen load on growth, photosynthesis and nutrient status of *Cryptomeria japonica* and *Pinus densiflora* seedlings. *Trees-Structure and Function*, 15, 453-461.
- Newman, E. I. (1966). Relationship between root growth of flax (*Linum usitatissimum*) and soil water potential. *New Phytologist*, 65, 273-283.
- Niinemets, Ü., and Kull, K. (2005). Co-limitation of plant primary productivity by nitrogen and phosphorus in a species-rich wooded meadow on calcareous soils. *Acta Oecologica*, 28, 345-356.
- Ollinger, S. V., Smith, M. L., Martin, M. E., Hallett, R. A., Goodale, C. L., and Aber, J. D. (2002). Regional variation in foliar chemistry and N cycling among forests of diverse history and composition. *Ecology*, 83, 339-355.
- Perie, C., and Ouimet, R. (2008). Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 88, 315-325.

Pregitzer, K. S., King, J. S., Burton, A. J., and Brown, S. E. (2000). Responses of tree fine roots to temperature. *The New Phytologist*, 147, 105-115.

Prietz, J., Dümig, A., Wu, Y., Zhou, J., and Klysubun, W. (2013). Synchrotron-based P K-edge XANES spectroscopy reveals rapid changes of phosphorus speciation in the topsoil of two glacier foreland chronosequences. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 108, 154-171.

Qi, M. Q., and Redmann, R. E. (1993). Seed germination and seedling survival of C3 and C4 grasses under water stress. *Journal of Arid Environments*, 24, 277-285.

Reichert, J. M., Suzuki, L. E. A. S., Reinert, D. J., Horn, R., and Håkansson, I. (2009). Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. *Soil and Tillage Research*, 102, 242-254.

Richards, L. A., and Wadleigh, C. H. (1952). Soil water and plant growth. *Soil Physical Conditions and Plant Growth*, 2, 74-253.

Ross, D. J., Tate, K. R., Scott, N. A., and Feltham, C. W. (1999). Land-use change: effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 803-813.

Robertson, G. P., and Vitousek, P. M. (1981). Nitrification potentials in primary and secondary succession. *Ecology*, 62, 376-386.

Salem, H. M., Valero, C., Muñoz, M. Á., Rodríguez, M. G., and Silva, L. L. (2015). Short-term effects of four tillage practices on soil physical properties, soil water potential, and maize yield. *Geoderma*, 237, 60-70.

Santiago, L. S., Wright, S. J., Harms, K. E., Yavitt, J. B., Korine, C., Garcia, M. N., and Turner, B. L. (2012). Tropical tree seedling growth responses to nitrogen, phosphorus and potassium addition. *Journal of Ecology*, 100, 309-316.

Schrumpf, M., G. Guggenberger, C. Valarezo, W. Zech. (2001) Tropical montane rain forest soils. Development and nutrient status along an altitudinal gradient in the South Ecuadorian Andes. *Erde* 132, 43-59.

Shiels, A. B., West, C. A., Weiss, L., Klawinski, P. D., and Walker, L. R. (2008). Soil factors predict initial plant colonization on Puerto Rican landslides. *Plant Ecology*, 195, 165-178.

Shin, T. C., and Teng, T. L. (2001). An overview of the 1999 Chi-Chi, Taiwan, earthquake. *Bulletin of the Seismological Society of America*, 91, 895-913.

Shinners, K. J., Nelson, W. S., and Wang, R. (1994). Effects of residue-free band width on soil temperature and water content. *Transactions of the ASAE*, 37, 39-49.

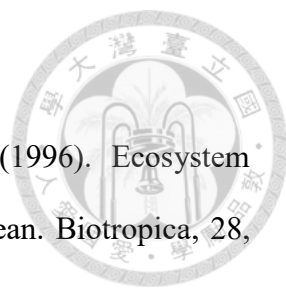
Singh, K. P., Mandal, T. N., and Tripathi, S. K. (2001). Patterns of restoration of soil physiochemical properties and microbial biomass in different landslide sites in the sal forest ecosystem of Nepal Himalaya. *Ecological Engineering*, 17, 385-401.

Sparling, G., Ross, D., Trustrum, N., Arnold, G., West, A., Speir, T., and Schipper, L. (2003). Recovery of topsoil characteristics after landslip erosion in dry hill country of New Zealand, and a test of the space-for-time hypothesis. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 1575-1586.

Turner, B. L., Yavitt, J. B., Harms, K. E., Garcia, M. N., Romero, T. E., and Wright, S. J. (2013). Seasonal changes and treatment effects on soil inorganic nutrients following a decade of fertilizer addition in a lowland tropical forest. *Soil Science Society of America Journal*, 77, 1357-1369.

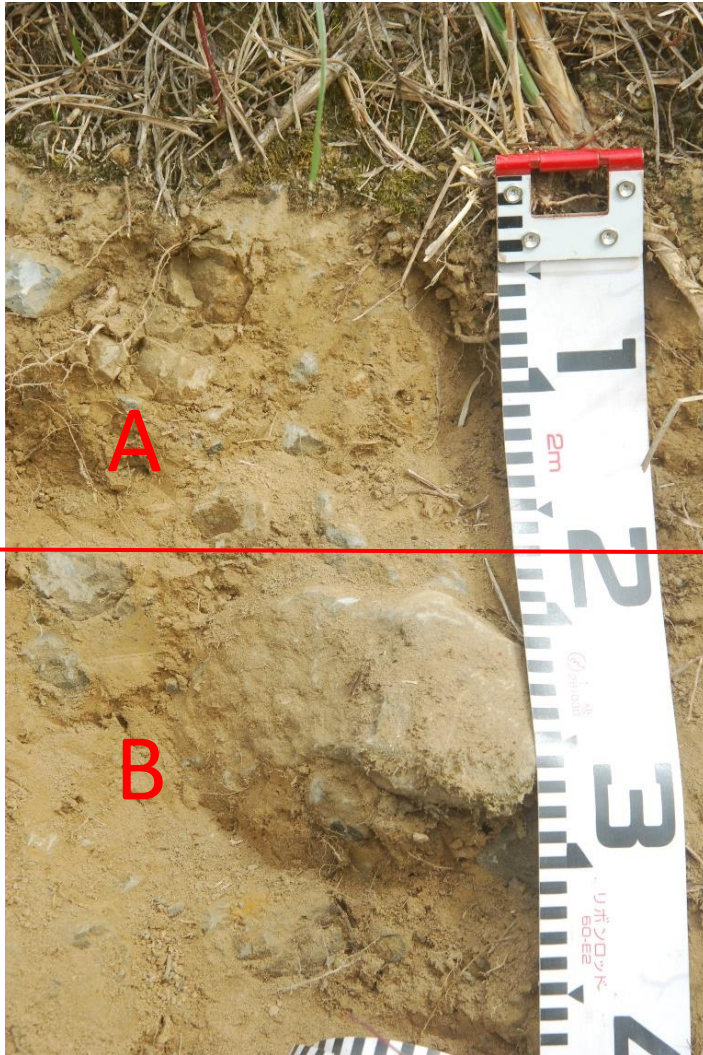
Vašák, F., Černý, J., Buráňová, Š., Kulhanek, M., and Balík, J. (2015). Soil pH changes in long-term field experiments with different fertilizing systems. *Soil and Water Research*, 10, 19-23.

Walbridge, M. R. (1991). Phosphorus availability in acid organic soils of the lower North

- 
- Carolina coastal plain. *Ecology*, 72, 2083-2100.
- Walker, L.R., Zarin, D.J., Fetcher, N., Myster, R.W., Johnson, A.H. (1996). Ecosystem development and plant succession on landslides in the Caribbean. *Biotropica*, 28, 566-576.
- Went, F. W. (1953). The effect of temperature on plant growth. *Annual Review of Plant Physiology*, 4, 347-362.
- Wilcke, W., Valladarez, H., Stoyan, R., Yasin, S., Valarezo, C., and Zech, W. (2003). Soil properties on a chronosequence of landslides in montane rain forest, Ecuador. *Catena*, 53, 79-95.
- Williams, B. L., Shand, C. A., Hill, M., O'Hara, C., Smith, S., and Young, M. E. (1995). A procedure for the simultaneous oxidation of total soluble nitrogen and phosphorus in extracts of fresh and fumigated soils and litters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26, 91-106.
- Yin, Y., Wang, F., and Sun, P. (2009). Landslide hazards triggered by the 2008 Wenchuan earthquake, Sichuan, China. *Landslides*, 6, 139-152.
- Yoo, K., Amundson, R., Heimsath, A. M., and Dietrich, W. E. (2006). Spatial patterns of soil organic carbon on hillslopes: integrating geomorphic processes and the biological C cycle. *Geoderma*, 130, 47-65.
- Zarin, D. J., and Johnson, A. H. (1995). Base saturation, nutrient cation, and organic matter increases during early pedogenesis on landslide scars in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Geoderma*, 65, 317-330.

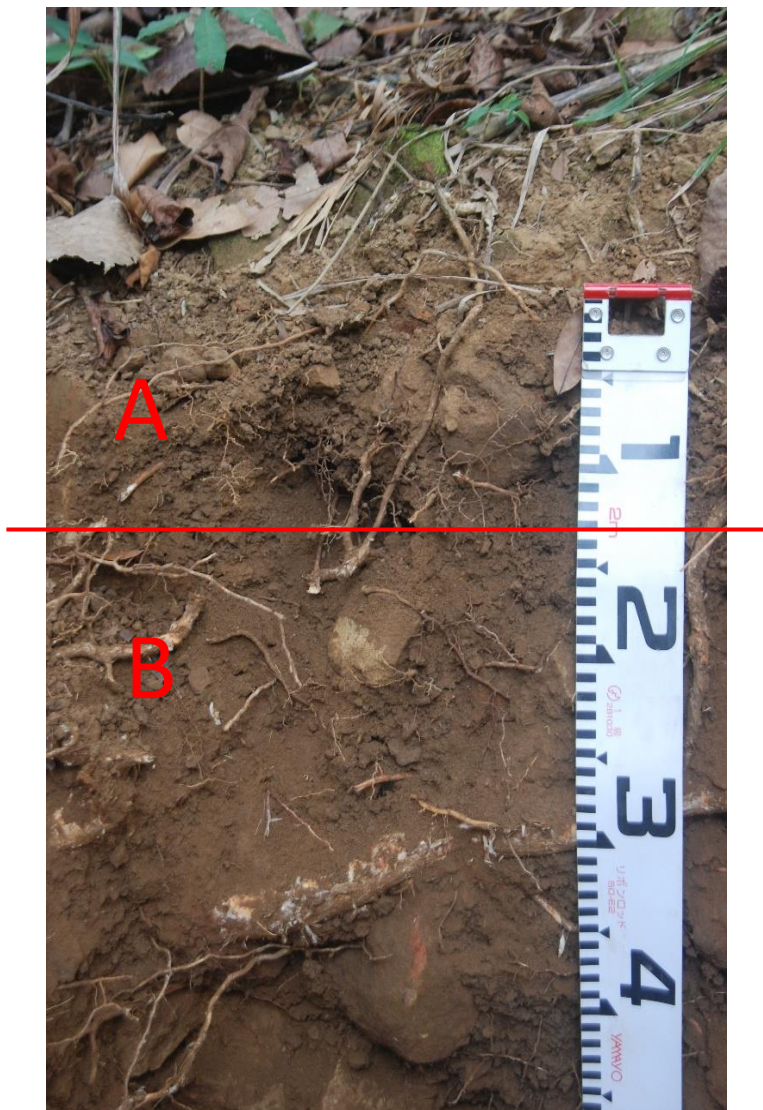
附錄

附錄 1 九份二山土壤剖面圖



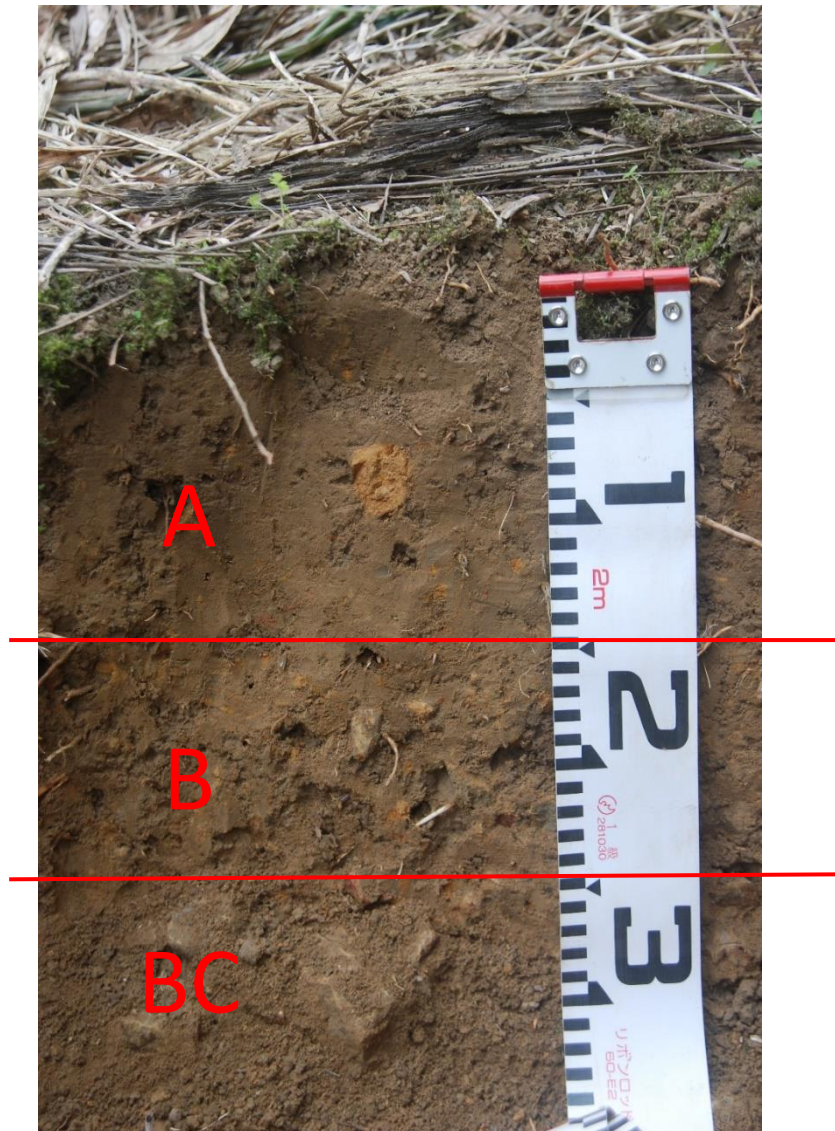
附圖 1

土石移動芒草區剖面圖，A 層 0 - 17 cm，B 層 > 17 cm。



附圖 2

次生林堆積區剖面圖，崩積土，A 層 0 - 13 cm，B 層 > 13 cm。



附圖 3
非崩塌樣區檳榔土剖面圖，A 層 0 - 15 cm，B 層 15 - 25
cm，BC 層 > 25 cm。