

研究報告**崩塌地次級演替初期階段近地表水分與環境因子之關係**杜欣庭¹⁾ 梁偉立^{1,2)}**摘 要**

崩塌是臺灣常見的自然擾動，常造成坡地水文環境的改變，並成為坡地後續植生發展或生態系恢復的潛在影響因子。本研究於林試所福山研究中心一處崩塌後3年的源頭集水區，調查地形、土壤、植生與近地表含水率的空間分布，以瞭解在次級演替初期時，坡地水土環境因子空間分布的相關性，以及控制近地表含水率的主要因子為何。調查結果顯示，在崩塌干擾後，坡地上半部擾動程度低(低干擾區)，主要擾動區域位於坡地下半部(高干擾區)，並發現有地表湧水的存在。相較於低干擾區，崩塌後的高干擾區有較低的土壤孔隙率及飽和水力傳導度，同時有較少的植生留存，近地表含水率的平均值也較低。其中，地表湧水處為低孔隙率和低飽和水力傳導度的區域，但因有水分的湧出而長期維持濕潤。比較近地表含水率與環境因子的空間分布可發現，全樣區範圍之近地表含水率與土壤孔隙率具顯著正相關；低干擾區之近地表含水率則分別與土壤孔隙率、飽和水力傳導度具顯著正、負相關；高干擾區之近地表含水率與環境因子間的空間分布尚無顯著的相關性。根據相關性的差異可得知，崩塌後3年的演替初期，擾動程度大的區域，其近地表含水率與環境因子間的連結尚未重建，進而限制崩塌後的植生恢復。

關鍵詞：崩塌地、次級演替、土壤含水率、土壤物理性質、植生恢復。

杜欣庭、梁偉立。2021。崩塌地次級演替初期階段近地表水分與環境因子之關係。台灣林業科學 36(1):35-49。

¹⁾ 國立臺灣大學森林環境暨資源學系。10617台北市羅斯福路4段1號 Department of Forestry and Resource Conservation, National Taiwan University, 1 Roosevelt Rd, Section 4, Taipei 10617, Taiwan.

²⁾ 通訊作者 Corresponding author, e-mail:liangwl@ntu.edu.tw

2021年1月送審 2021年4月通過 Received January 2021, Accepted April 2021.

Research paper

Relationships Between Near-Surface Soil Moisture and Environmental Features in the Early Stage of Secondary Succession after a Landslide

Hsin-Ting Tu,¹⁾ Wei-Li Liang^{1,2)}

【 Summary 】

Landslides are common natural disturbances in Taiwan, and they usually change the hydrological conditions on hillslopes and influence subsequent vegetation development or ecosystem restoration. To explore the main environmental features controlling the near-surface soil water content after a landslide, this study investigated spatial distributions of topographic and edaphic features, vegetation, and near-surface soil water content. Investigations were conducted in a headwater catchment at the Fushan Research Center of the Taiwan Forestry Research Institute, northern Taiwan in the third year after a landslide had occurred in the headwater. The headwater was partitioned into 2 areas based on disturbance levels. A low-disturbed area was located in the upslope area, and a highly-disturbed area was located in the downslope area where springs were found. Compared to the low-disturbed area, the highly-disturbed area had lower soil porosity, lower saturated hydraulic conductivity, less remaining vegetation, and a lower mean near-surface soil water content. At locations near the springs, both soil porosity and saturated hydraulic conductivity were low, but the near-surface soil water content was consistently high due to being supplied by the springs. As to correlations between spatial distributions of the near-surface soil water content and environmental features, the soil water content was significantly correlated with soil porosity for the entire site. In the low-disturbed area, soil water content was positively correlated with soil porosity and negatively correlated with saturated hydraulic conductivity. In the highly-disturbed area, no significant spatial correlations were found between soil water content and environmental features. The results indicated that connections between the near-surface soil water content and environmental features had not been reestablished in the highly-disturbed area in the initial stage of secondary succession. This could limit subsequent vegetative development after a landslide.

Key words: landslide, secondary succession, soil moisture, soil physical property, vegetation recovery.

Tu HT, Liang WL. 2021. Relationships between near-surface soil moisture and environmental features in the early stage of secondary succession after a landslide. *Taiwan J For Sci* 36(1):35-49.

緒言

臺灣山勢陡峭，山區常見因梅雨與颱風挾帶大量雨水所誘發的崩塌，為保障下游居民安

全以及上游森林資源，崩塌後的植被恢復成為重要的議題。崩塌干擾後，地形因土砂材料的

移動而有大幅度的高程變動，原有表層土壤被移除後，便改變土壤結構與水分養分的儲存，這些作用速度慢、牽涉範圍廣的非生物因子，如：地形、土壤、水分條件等，可能影響生態系發展或演替速度；而較細部的作用過程，如：種子傳播能力、苗木存活率、物種間互動關係等，則解釋生態系在非生物因子設下的限制範圍內是如何發展(O'Neill et al. 1986)。崩塌干擾是一種快速改變環境條件的現象，其中地形與土壤特性這兩者的改變造成坡地環境顯著的變化，也改變原先的水分循環及空間分布，為植生的空間分布設下不同限制，但也創造出殊異的棲地空間供不同植生進駐(Geertsema et al. 2009)，這些水、土、地形等環境因子如何改變，便成為崩塌後植生恢復的重要條件。

崩塌後的次級演替初期，是森林生態系在經過干擾後重新建立養分及水循環的起點，而土壤水不僅為陸地與大氣交互作用中具有影響的一環，也是串聯陸地、大氣等非生物環境與植被生物環境的重要因子，影響植生生長與空間分布。Chen et al. (2014)的研究中顯示在經過次級演替3年的崩塌地，先驅樹苗出現為了適應乾季時土壤水分不足的根系特徵，顯示了崩塌後水土環境對植物生長的影響。根據Chung et al. (2018)研究也說明，崩塌9年後的植生恢復情形，在不同光度或距離水源遠近有不同的分布方式，顯示崩塌地的水土環境變化影響植生進駐型態。上述的研究凸顯了在植被復育上，演替初期水土環境調查的重要性，然而過去前人研究多偏重於植群社會的組成或植被恢復情形，較少由水土環境面向來進行探討，作為環境重建起點的次級演替初期也較少被探討，多著重於演替後期的植被分布與環境特性。為了瞭解次級演替初期的水土環境特徵，本研究於一崩塌後3年的源頭集水區，調查地形、土壤、植生與近地表含水率的空間分布，並分析環境特徵與近地表含水率空間分布的相關性，探討下列議題：

1. 崩塌後坡地地形、土壤、植生環境因子之空間分布與近地表含水率之時空變動特性。

2. 崩塌後次級演替初期，影響坡地近地表含水率的主要環境因子為何。

材料與方法

一、樣區概述

本研究樣區位於臺灣宜蘭縣的林業試驗所福山研究中心內(24°45'42"N, 121°35'45"E)，根據福山研究中心官網資料(<http://fushan.tfri.gov.tw/history.php>)，此地位處溫帶氣候區，年均溫達18.5°C，年平均降雨量為4125 mm。降雨特性在夏季受雷陣雨及颱風影響為高強度短延時，在冬季則是受東北季風影響而呈低強度長延時，因此全年無明顯乾濕季之分。研究樣區位處粗坑溪旁一沖蝕溝(gully)源頭處，為一源頭集水區(headwater catchment)，樣區總面積為0.16 ha，長為59 m，寬為35 m (Fig. 1)。源頭集水區為河溪級序1以下之區域，其坡地單元組成大致可分為谷源坡地(valley-head slope)、側邊坡地(side slope)、谷地(valley)，多屬幼齡期之地形，也是易發生淺層崩塌的區域。2016年9月19日至28日發生長達9日的間歇性降雨，福山苗圃氣象站所記錄的總降雨量為457.6 mm，為2016年最大的降雨事件；特別是該降雨事件中9月26日至9月29日為梅姬颱風所夾帶的豪大雨，總雨量為359.8 mm，除了造成臺灣東北部地區多處土砂災害的發生，研究樣區也於梅姬颱風後發生大面積崩塌(Liang 2020)。

為探討崩塌後環境特徵及恢復狀況，於崩塌後第3年(2019年)進行地形、土壤、植生與近地表含水率調查。樣區之崩塌範圍主要位於沖蝕溝、原地表逕流周邊，崩塌範圍內基岩裸露，植生及土壤崩落至樣區外，堆積於沖蝕溝中下游處(Liang 2020)，崩塌後於樣區東南方有發現一地表湧水點(Fig. 1)；谷源坡地有局部坍塌或陷落的痕跡，除了風折倒木，地表環境的擾動較小。

二、崩塌後次級演替初期之環境因子調查

根據本樣區於崩塌前的調查結果(Liang et al. 2017)，影響近地表含水率空間分布的主要

因子為坡度、土壤孔隙率與土壤飽和水力傳導度、植生指數，本研究依照此發現，調查崩塌後第3年上述因子的空間分布。

(一)地形調查

為掌握樣區的地表地形起伏，以雷射測距儀(TruPulse 360B, Laser Technology, Centennial, CO, USA.)測量樣點的相對座標及高程，樣點間隔為2至3 m，樣點數為477點(Fig. 1)。測得之樣點資料經由地形分析軟體(Surfer vers.13, Golden Software, Golden, CO, USA)，使用克利金法(Kriging gridding method)之內插計算，將點資料轉換成面資料，並利用內建的坡地模組(terrain slope operator)，計算坡度之空間分布，以建置樣區地形特徵的空間資料。

(二)近地表含水率調查及監測

於上述地形測量所建置之477個樣點中挑選51點(Fig. 1)，利用手持式土壤水分計(HydroSense II, Campbell Scientific, Logan, UT, USA)測量表層土壤含水率(soil water content,

SWC)。該儀器為一時間領域反射儀(time domain reflectometer, TDR)，其原理是測量電磁訊號在已知長度探針上的傳輸時間，計算土壤的誘電係數(dielectric constant)，誘電係數受到土壤中水分含量的多寡所影響，可透過儀器內建校正式加以換算。本研究使用之探針為20 cm，並利用儀器內建之校正式來估計土壤體積含水率。於2019年9月至12月觀測期間內之非降雨日進行量測，平均每兩個禮拜一次，調查樣區51處樣點其深度0~20 cm的土壤平均含水率，總觀測次數共7次，其中一次因儀器故障而未有完整的量測資料，故僅採納6次資料進行分析。每次所收集51樣點之點位資料，經由軟體Surfer將點資料轉換成面資料，以評估樣區近地表含水率之空間分布樣式，分析近地表含水率在樣區的空間分布與時間上的變化。

(三)土壤物理性質調查

本研究使用100 mL土壤採樣器採取地表下0~20 cm之未擾動土壤樣本，並分析土壤孔隙率及飽和水力傳導度。土壤物理性質調查所選

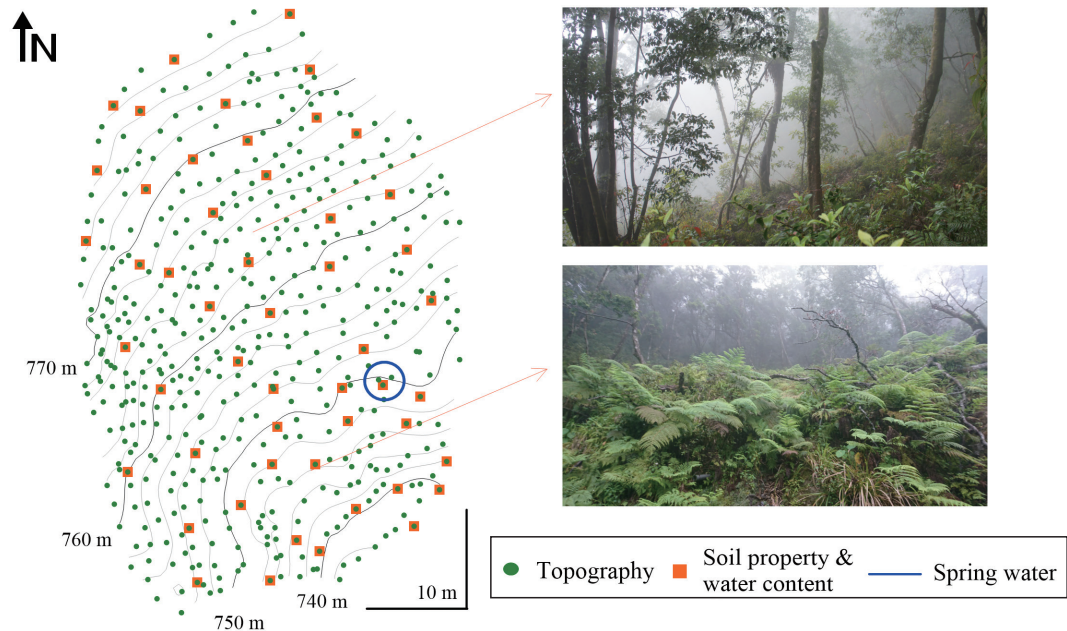


Fig. 1. Measurement points of topographic features, soil properties, and soil water content. Photographs show surface conditions in the third year after the landslide.

之樣點與前述近地表含水率樣點一致(Fig. 1)，並於研究期間之最後進行土壤採樣，以避免對近地表含水率的測量造成干擾。採回之土壤樣本先浸泡24小時使其飽和，進行變水頭試驗(falling head)，測量土壤樣本之飽和水力傳導度(saturated hydraulic conductivity, K_s)；之後以100°C烘乾土樣四天，計算土樣之飽和重與絕乾重之差，並除以樣本之容積，作為土壤孔隙率(soil porosity)。

(四)植生分布調查及監測

關於植生分布調查，為同時考量樣區中林木大小及分布特徵，分別調查樣區內林木的離地10 cm處之基部直徑(basal diameter at 10 cm height)及分布位置，以林木基部周長大於10 cm (即基徑大於3.2 cm)者為調查對象。所測得的植生分布資料進而計算加權斷面積(weighted basal area, WBA)與加權植生密度(weighted vegetation density, WVD) (Tromp-van Meerveld and McDonnell 2006)，針對地形測量所設置之477個樣點，利用式(1)計算各樣點之WBA及WVD，以評估各樣點受植生分布特徵的影響。

$$WBA_i = \sum_{j=1}^n ba_j \times e^{-L_{ij}}, WVD_i = \sum_{j=1}^n ba_j \times e^{-L_{ij}} \dots\dots\dots(1)$$

式(1)中*i*代表樣區內各樣點，*j*代表樣區內各植株，*n*是樣區內基部周長大於10 cm的植株數，*ba*是各植株的基部斷面積(basal area, m²)，*e*^{-*L_{ij}*}用來表示各植株與樣點的距離權重，*e*為尤拉數(Euler's number；自然對數函數的底數)，*L_{ij}*是植株與樣點的距離(m)，*L_{ij}*越大則權重越小，亦即距離越遠的植株，對於樣點的影響就越小。WVD與WBA的計算概念相同，但WVD僅考慮樣點周圍的植株數量與距離的影響，而不考慮各植株的基徑大小。樣區為一源頭集水區，樣區西邊界為稜線，地勢陡，邊界外植生位於地勢低處；東邊界、南邊界外植生則因崩塌而被移除；北邊界亦為稜線，地勢緩、邊界外有植株存在，但離邊界約2 m以上，以式(1)所計算的權重均小於0.14，因此樣區外植株所造成的邊緣效應極低。

為了以同一基準比較樣點間WBA及WVD的特徵，以相對加權植生斷面積(relative WBA, RWBA)與相對加權植生密度(relative WVD, RWVD) (Liang et al. 2017)來進行後續分析與評估。

$$RWBA_i = \frac{WBA_i}{WBA_{max}}, RWVD_i = \frac{WVD_i}{WVD_{max}} \dots\dots\dots(2)$$

式(2)中的*i*代表各樣點，*WBA_{max}*及*WVD_{max}*為樣區中WBA及WVD的最大值。

研究之植生因子及空間分布主要以木本植物為調查對象，然而現場觀察發現主要遷入的植生為大型蕨類與草本植物，因此也記錄高度大於60 cm之蕨類以及草本植物的主要分布範圍，作為補充描述。大型蕨類及草本植物調查方法皆為現場目視，以地形測量所設置之樣點為參考基準，於地圖上標定其分布範圍。

三、資料分析與議題探討

本研究所調查的四個環境因子，可分為靜態環境因子(地形特徵、土壤物理性質、植生分布)及動態環境因子(近地表含水率)。為瞭解靜態因子與動態因子之間的關係，以斯皮爾曼等級相關係數(Spearman's rank correlation coefficient, *r_s*)，分析地形(坡度)、土壤物理性質(土壤孔隙率與土壤飽和水力傳導度)、植生指數(RWVD與RWBA)之空間分布資料與近地表含水率空間資料之相關性程度。由於地形及植生分布之調查樣點數為477，近地表含水率、土壤物理性質之調查樣點數為51，為統一比較標準，相關性分析選取四項環境因子共同的51樣點資料進行分析。相關性計算式如式(3)：

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n(n^2 - 1)} \dots\dots\dots(3)$$

*n*為測量樣本數(為51點)，*d_i*為第*i*個樣本之兩個不同因子的排序值差異。*r_s*越接近1或-1分別代表兩者之間正相關性或負相關性越強，*r_s*越接近0則代表兩者之間相關性越弱，以*p* < 0.05作為判斷具有顯著性之基準。

除了全樣區的相關性分析外，根據Liang (2020)於崩塌發生數日後於樣區所調查的崩塌範圍及位置，本研究將樣區劃分為崩塌範圍內的高干擾區(highly-disturbed area)及崩塌範圍外的低

干擾區(low-disturbed area)，分別就位於分區的25及26個樣點進行相關性分析(Fig. 2)，探討不同擾動程度對近地表含水率及環境因子的影響。

此外，考量到降雨條件對於土壤含水率測量可能的影響，因此利用距離樣區約800 m福山氣象站所監測的雨量資料，計算含水率觀測日前1~30天之不同日數累積降雨量，分析累積雨量與51處樣點平均含水率之相關性。

結果

一、崩塌後坡地地形、土壤與植生之空間分布

(一)地形

樣區的平均坡度為 41.0° (Fig. 3)，樣區東

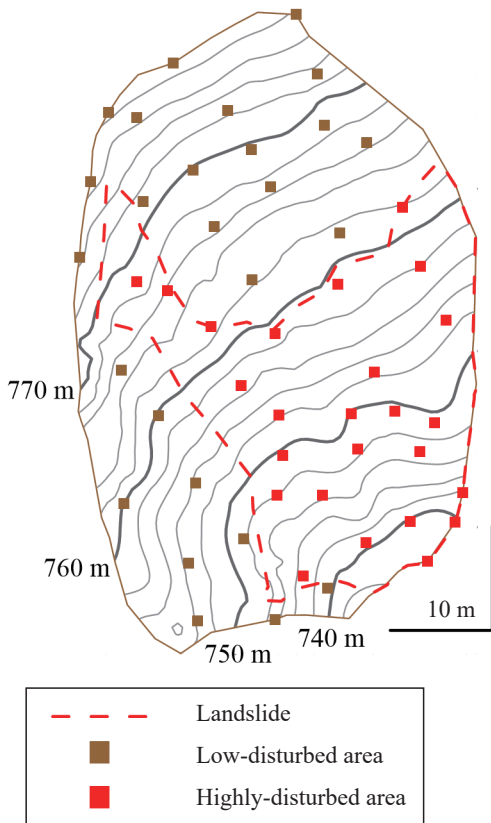


Fig. 2. Measurement points of soil water content at the study site partitioned into low-disturbed and highly-disturbed areas.

南方之高干擾區，主要因崩塌造成土壤崩落下移或林木傾倒，而使得地形起伏較大，地貌以碎石堆積為主，基岩裸露、地表土石未穩定，且特定位置地表可發現湧水(Fig. 1)。樣區西側低干擾區的坡度較大，最大值達 66.2° ；樣區北側之低干擾區可發現坡度小的地點呈帶狀，使該區域地表地形呈現階段狀，類似地滑地之滑落崖，研判為崩塌後3年間地表還未穩定，崩塌範圍上坡區域仍持續潛移或陷落。

(二)土壤物理性質

崩塌後樣區平均土壤飽和水力傳導度為 $9.65 \times 10^{-2} \text{ cm s}^{-1}$ (Fig. 4A)，最大值 $4.59 \times 10^{-1} \text{ cm s}^{-1}$ 位於樣區南側低干擾區與高干擾區的交界處，此處有不少倒木、枝條堆積於此；最小值 $2.27 \times 10^{-4} \text{ cm s}^{-1}$ 位於高干擾區的地表湧水周圍(Fig. 1)。雖然飽和水力傳導度的平均值在高、低干擾區無顯著差異(t 檢定: $p > 0.05$)，但可以發現低飽和水力傳導度值傾向集中分布於樣區東側，並且呈現一帶狀分布(Fig. 4A)。此區域

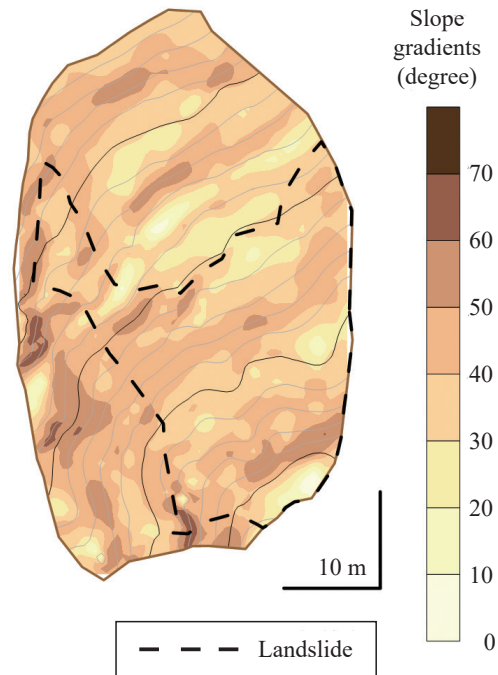


Fig. 3. Spatial distribution of slope gradients at the study site.

地表多可發現裸露基岩，表面並有鐵藍灰色黏土存在，研判可能為崩塌發生的潛在破壞面。

崩塌後樣區平均土壤孔隙率為0.67 (Fig. 4B)，孔隙率的平均值在高、低干擾區有顯著差異(t 檢定: $p < 0.05$)。低干擾區的孔隙率較大，區域平均孔隙率為0.75，且最大值高達0.9以上。低干擾區受崩塌影響較少，在土壤表層仍富有枯枝落葉及腐植質，土壤表層中混雜碎石及石塊的情形也較少。高干擾區的孔隙率則較小，區域平均孔隙率為0.58，且於地表湧水周圍出現低於0.5以下之值。高干擾區因崩塌而造成土壤大量流失，部分區域也有基岩裸露，在淺層的土壤中較容易採集到碎石及石塊。

以全區來看，飽和水力傳導度和孔隙率的空間分布並無顯著關係($r_s = 0.2$; $p > 0.05$)。然經過分區比較後，低干擾區雖無顯著相關($r_s = -0.3$; $p > 0.05$)，但在高干擾區的飽和水力傳導度與孔隙率具有顯著正相關($r_s = 0.5$; $p < 0.05$)，且飽和水力傳導度及孔隙率的最小值皆位於湧水、黏土周圍，顯示水脈影響土壤性質。

(三) 植生分布

調查對象林木之基部斷面積介於0~0.005 m^2 者共90棵，介於0.005~0.04 m^2 者共176棵，介於0.04~1.1 m^2 者共85棵(Fig. 5A)，各級距樣木數分別佔總樣木數的1/4、1/2、1/4，顯示崩塌後還留存的林木以中徑木為主。低干擾區為留存林木的主要分布區域，高干擾區則因崩塌而僅留11棵徑級較大(0.04~1.1 m^2)之林木。未傾倒枯折、仍留存於樣區之林木主要由樟科與殼斗科喬木構成，亦為樣區森林上層結構的主要樹種，在中下層結構則以野牡丹科與蕁麻科樓梯草屬植物為主。

低干擾區留存林木較多，因此在RWBA與RWVD兩項植生指數較高(Fig. 5B)，RWBA較高值主要位於樣區北側與西側低干擾區，但RWVD較高處集中在西側，可以知道坡地北側林木徑級較大但西側的林木分布數量較多。高干擾區的RWBA與RWVD低於0.3，此區林木的相對徑級及密度均小，乃因為林木多遭崩塌移除之緣故。崩塌後高干擾區林木數量下降，也造成多處裸露，新遷入的植生以大型蕨類為主

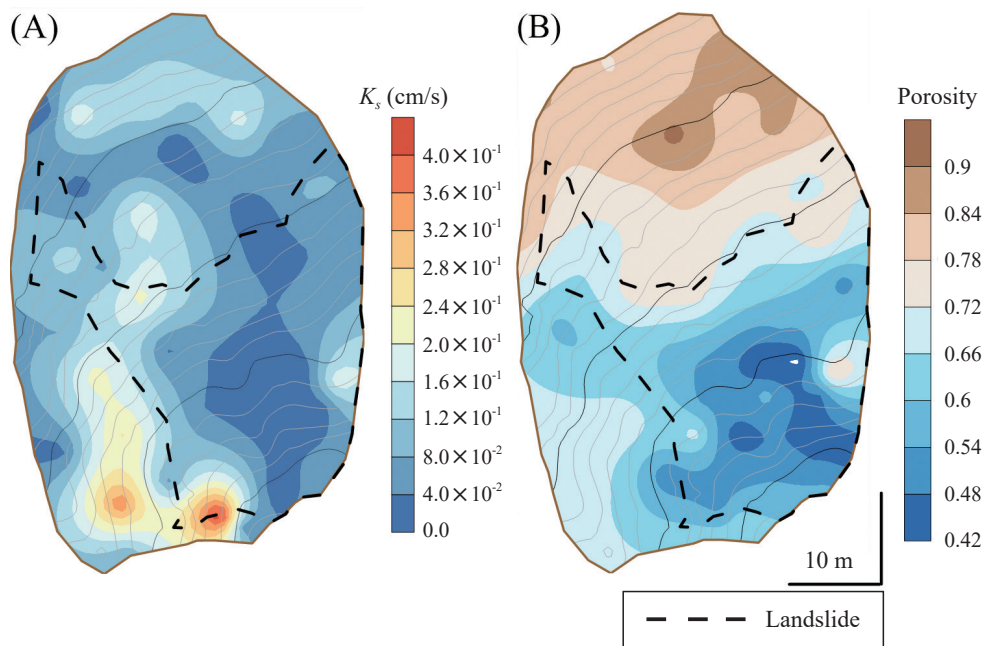


Fig. 4. Spatial distributions of (A) saturated hydraulic conductivity (K_s) and (B) soil porosity at the study site.

(Fig. 5A)；低干擾區西南側、RWVD較高處(Fig. 5B)也出現小區域的草本植物遷入(Fig. 5A)。

二、崩塌後近地表含水率之時空變動

本研究之土壤含水率調查是在非降雨條件下進行，在觀測期間月雨量以九月份最高(664.5 mm)，十二月份最低(215.5 mm)，平均含水率最高值則是發生於十二月份(24.4%)，最低值發生

於十月份(18.3%) (Fig. 6)，故月雨量未必能用來評估每次調查的平均含水率高低。就全樣區平均含水率而言，3日以上的累積雨量才與其有正相關，在8日累積雨量的線性迴歸 R^2 值達到最大(Fig. 7A)，9日以上的累積雨量則 R^2 值轉趨下降。高干擾區與低干擾區也具有類似的趨勢，不過高干擾區平均含水率與9日累積雨量的 R^2 值最大(Fig. 7B)，低干擾區則與全樣區相同，平均

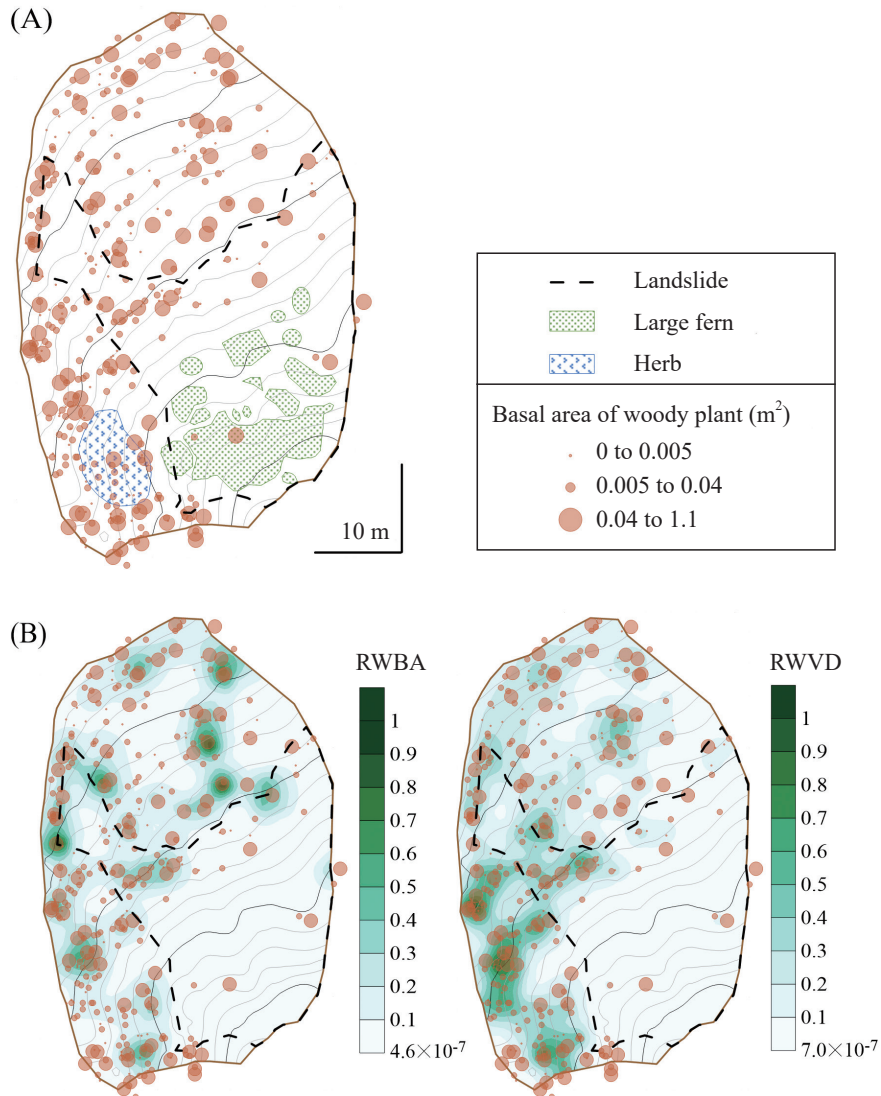


Fig. 5. Spatial distributions of (A) vegetation, (B) relative weighted basal area (RWBA), and relative weighted vegetation density (RWVD) at the study site. Locations of woody plants are marked with circles of different sizes according to the basal area of those woody plants.

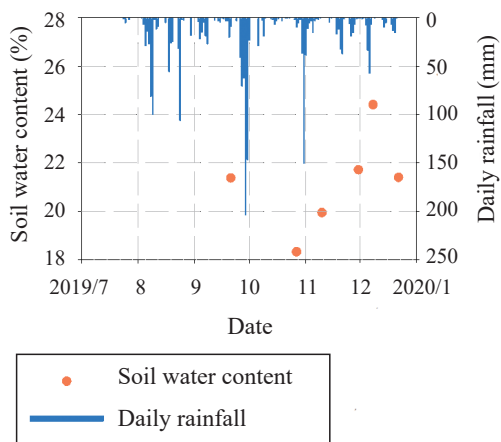


Fig. 6. Daily rainfall amounts and the mean soil water contents at the study site during the observation period.

含水率與8日累積雨量的 R^2 值最大(Fig. 7C)。相較於低干擾區，高干擾區與較長日數的累積雨量最為相關，但兩區累積雨量的差異僅為1日。

關於近地表含水率的空間分布(Fig. 8)，在6次調查間，平均含水率介於18.3至24.4%，標準差介於8.0至9.4%，雖然平均值與標準差之間並無明顯關係，但最小的標準差出現在含水率最小時，顯示在乾燥狀況下樣點之間的含水率差異較小。在含水率的空間分布上，以樣區東南側高干擾區內的地表湧水處為主要濕潤區域；樣區北側低干擾區內則變動大，但並非隨機分布；在樣區西南方靠近崩塌分界之區域則為主要乾燥區域。高、低干擾區含水率的平均值有顯著差異(t 檢定: $p < 0.05$)，以低干擾區較為濕潤，高干擾區較為乾燥。低干擾區的平均含水率在19.2~26.8%之間，含水率空間分布樣式的變化及異質性較大，例如Fig. 8中2nd調查結果，在低干擾區北側出現濕潤區域，但在其他次調查卻無出現。高干擾區的平均含水率在17.3~21.9%之間，除了地表湧水處外，其餘樣點皆相對乾燥，含水率空間分布樣式的變化及異質性較小。地表湧水的發生為高干擾區的特徵，若不考慮湧水區域，高干擾區的平均含水率會下降至15.5~20.6%。地表湧水與降雨的補注來源不同，為一較固定的地中水分補注來

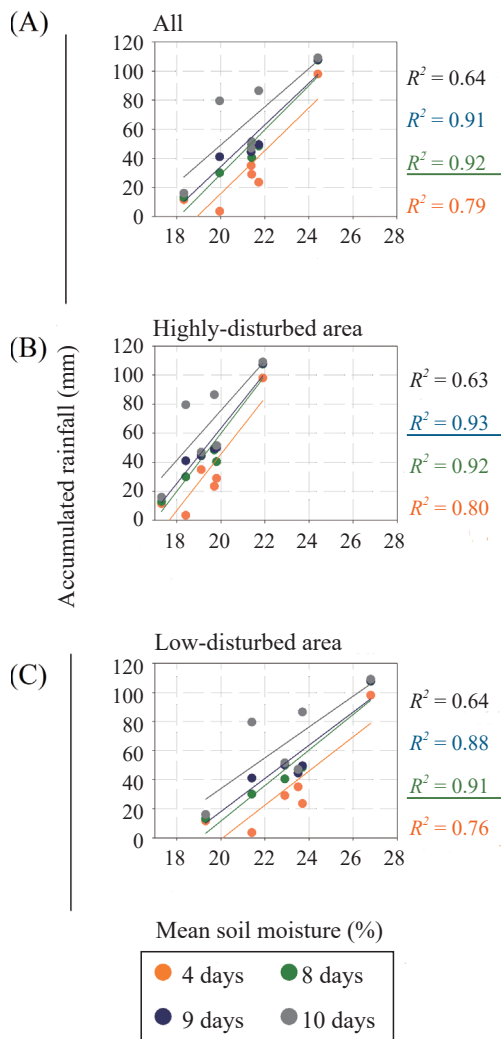


Fig. 7. Relationships between 4-, 8-, 9-, and 10-d accumulated rainfall amounts and mean soil water contents at (A) all measurements points, (B) points in the highly-disturbed area, and (C) points in the low-disturbed area for 6 surveys. Lines indicate linear regressions, and the underlined R2 indicate the highest value for the relationships.

源，無論降雨供給多寡，湧水處附近皆維持較高的含水率，為控制高干擾區近地表含水率的主要因素。

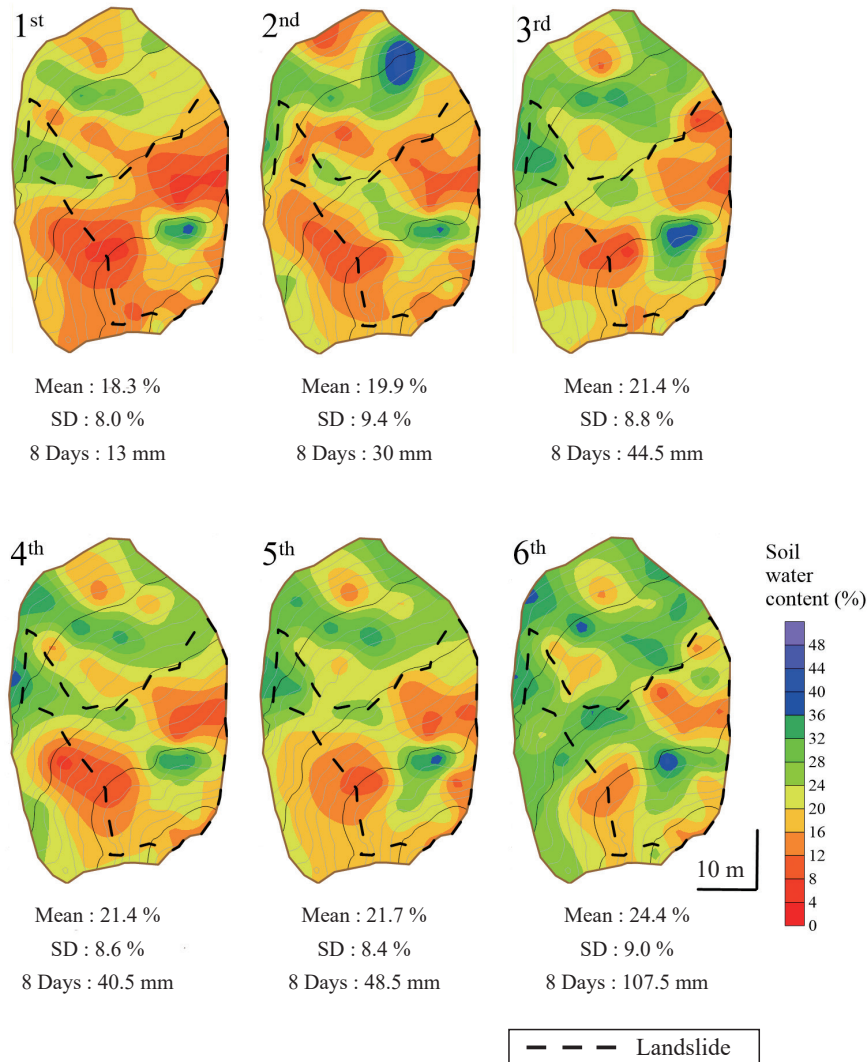


Fig. 8. Spatial distributions of soil water contents for 6 surveys. The mean and standard deviation (SD) of soil water contents and 8-d accumulated rainfall amounts are shown for each survey. The labels of 1st to 6th indicate the surveys ranked in increasing order of the mean soil water content.

三、坡地環境因子與近地表含水率的相關性分析

就全區而言(Fig. 9A)，土壤孔隙率與含水率的空間分布之間具有顯著正相關之關係，兩者的空間相關性隨著平均含水率下降而降低，並在所測得之最低含水率的狀態下失去顯著性；兩項植生指數與含水率的空間分布之間，則是僅在所測得之平均含水率最高的狀態下才

出現顯著正相關之關係。分區來看的話，在高干擾區(Fig. 9B)各環境因子與含水率的空間分布皆不具顯著相關，顯示高干擾區在崩塌後的近地表含水率空間分布較不受靜態環境因子影響。在低干擾區(Fig. 9C)則發現土壤孔隙率及土壤飽和水力傳導度的空間分布與含水率的空間分布相關，分別呈顯著正相關及負相關，並且土壤孔隙率與平均含水率的相關性隨著平均

含水率提升而下降。高干擾區新遷入的植生以大型蕨類為主，比較其在高干擾區內的分布位置與非分布位置(Fig. 5A)之近地表含水率平均值，兩者並無明顯差異(t 檢定: $p > 0.05$)。

討論

一、崩塌對坡地近地表含水率及其空間分布的影響

因降雨所導致崩塌的主要原因，除了坡地地形、土壤、地質條件外，破壞面附近高含水量、高孔隙水壓的產生為崩塌發生的主要驅動力(Montgomery et al. 2009, Bittelli et al. 2012, Sidle and Ochiai 2013, Mirus et al. 2017, Liang 2020)。相較於促崩因子水分條件的普遍共識，崩塌後坡地水分條件的變化則有較多的分歧。Błońska et al. (2016)於波蘭南部調查次級演替15年後的樣區，結果顯示崩塌發生之處土壤含水率較高於周遭沒有崩塌之處，推測為崩塌增添土壤有機物並且因土砂移動而攪攪土壤加速分解，增加團粒化構造使得崩塌區域之土壤含

水率在15年後高於周遭未崩塌之森林土壤。根據Gomes et al. (2020)於斯里蘭卡進行之研究，在崩塌後2年後，干擾區域的土壤含水率高於未受干擾區域，此結果歸因於崩塌造成原先位於山坡區域的河道改變，使得外來水分進入地下增加近地表含水率。Mirus et al. (2017)於美國比較植生坡地與崩塌坡地的人文反應異同，則是發現崩塌坡地的特徵為低孔隙率及水力傳導度、高孔隙正壓及近飽和時期長、排水慢，顯示崩塌坡地高含水量持續時間長。相對於上述，Derose et al. (1995)在紐西蘭調查18、20、80等不同年份產生的坡地崩塌裂隙上的牧草累積量，結果顯示在崩塌裂隙上及其周遭受地表沖蝕的坡地有較低的牧草累積量，並且相較於無裂隙、地表沖蝕的坡地有明顯較低的土壤含水率，說明了崩塌干擾造成了坡地土壤含水率較低。

本研究的調查結果顯示，低干擾區的平均含水率較高干擾區高。低干擾區西側較為乾燥、北側較為濕潤，並隨著雨量供給多寡，乾濕位置的空間變異大；高干擾區除了地表湧水

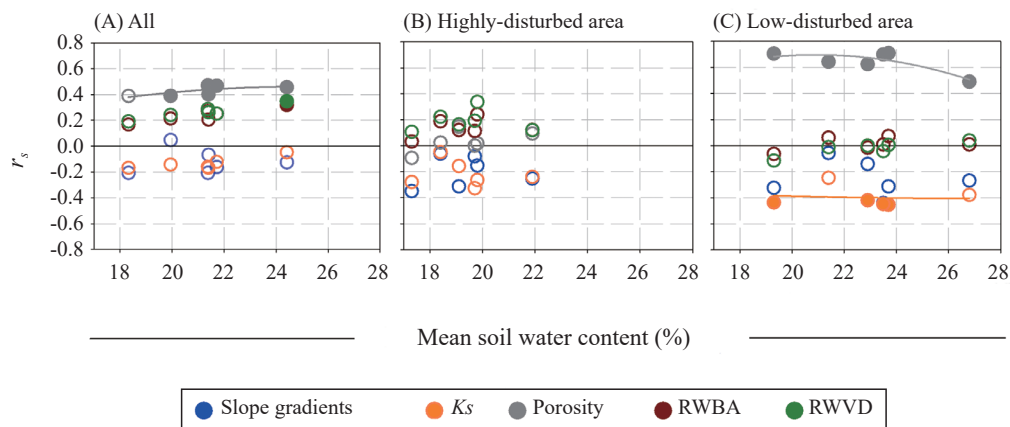


Fig. 9. Relationships of the mean soil water content and Spearman’s rank correlation coefficients (r_s) evaluating correlations of spatial distributions between soil water contents and environmental features of slope gradients, saturated hydraulic conductivity (K_s), soil porosity, relative weighted basal area (RWBA), and relative weighted vegetation density (RWVD) at (A) all measurements points, (B) points in the highly-disturbed area, and (C) points in the low-disturbed area for 6 surveys. The filled and empty circles represent r_s values with and without statistical significance ($p < 0.05$), respectively. Lines indicate quadratic regressions for r_s values with statistical significance.

處長期濕潤外，其餘區域皆普遍乾燥，乾溼位置的空間變異小(Fig. 8)。高干擾區由於崩塌導致表土裸露、植被覆蓋少，再加上飽和水力傳導度及孔隙率均較低(Fig. 4)，原預期高干擾區之排水能力較低、與較長的累積雨量相關；然而調查結果顯示，高、低干擾兩分區之平均含水率與累積雨量天數的差異並不大(Fig. 7)，但高干擾區的近地表平均含水率較低。根據Liang et al. (2017)於同樣區崩塌前所做之調查結果顯示，高干擾區原先位置為地表逕流源頭發生區，因此即便是在降雨供給少、其它位置處於乾燥的條件下，源頭區域仍維持濕潤的狀態。但在崩塌後，源頭區域多為裸露地，使得高干擾區除了地表湧水處外，普遍乾燥，此可歸因崩塌造成高干擾區大量土壤流失、基岩裸露，使得土壤涵養水源能力下降，因此高干擾區的整體含水率少於低干擾區。前述不同的研究案例多是比較有無崩塌之區域，鮮少有對於同一位置崩塌前後調查的研究案例，此乃因為崩塌發生位置仍不易預測，缺乏崩塌前的事先調查資料，Mirus et al. (2017)便指出崩塌地水文調查的困難來自於缺乏詳細干擾前後資料的比對。因此比對Liang et al. (2017)於同樣區的調查結果，本研究更可說明崩塌後近地土壤水的空間變化，以及高干擾區土壤水減少之特徵。

二、崩塌後坡地近地表含水率與環境因子的相關性

演替初期為生態系重建水分與能量循環之起點，其中土壤含水率為大氣循環與植生利用的重要一環，會與不同環境因子重新建立連結並交互影響。樣區於今恢復3年，近地表含水率在高、低干擾區各有不同的空間分布特性(Fig. 8)，對於控制其分布的環境因子，經過相關性分析，全區來看僅有土壤孔隙率與平均含水率有顯著正相關，在低干擾區以土壤孔隙率及土壤飽和水力傳導度兩項土壤物理性質，分別與其具有顯著正相關與負相關，在高干擾區則無顯著相關的環境因子(Fig. 9)。從上述可知，全樣區土壤孔隙率與近地表含水率的正相關主要來自於低干擾區的貢獻，至於高干擾區的環境

因子對含水率空間分布情形的影響不顯著，顯示此兩區有不同的機制影響近地表含水率的大小及空間分布。

根據Liang et al. (2017)調查本樣區崩塌前環境因子與近地表含水率空間分布的關係，坡度、土壤孔隙率、土壤飽和水力傳導度和RWVD的空間分布與近地表含水率空間分布有顯著相關，且依據乾濕狀態在不同坡地單元有不同的正負向控制能力。然而依據本研究於崩塌後的調查結果，樣區各環境因子之相關性下降，僅剩土壤孔隙率與土壤飽和水力傳導度分別存有顯著正相關與顯著負相關，顯示崩塌前近地表含水率與環境因子之關聯性在崩塌後減少許多。再者，原為地表逕流源頭區的高干擾區僅存湧水點，在地表逕流近乎消失後，預期其他靜態環境因子的貢獻會更為顯著，但是調查後發現高干擾區之各環境因子與含水率皆無顯著相關(Fig. 9B)，顯示干擾程度若是巨大，近地表含水率與環境因子之原有關聯性會受到很大程度的破壞。從上述崩塌前後與崩塌後不同干擾程度的比較可以知道，樣區在崩塌後動態與靜態環境因子間的影響關係減少。根據Gomes et al. (2020)調查斯里蘭卡恢復時間為2年的崩塌地，分析生物(植生歧異度、生物量等)與非生物環境因子(土壤孔隙、含水率、酸鹼值等)，各環境因子與崩塌範圍的空間分布並無相近趨勢，顯示此階段之崩塌地仍未達穩定的狀態。此結果與本次研究結果相近，顯示了在崩塌3年後，坡地之水源涵養、棲地環境等仍不穩定，還需時間重新連結不同環境因子之間的關係，而連結程度高低也可作為評估演替階段的一項指標。

本研究為崩塌後的初期調查，僅挑選崩塌前的主要影響因子作為調查項目(Liang et al. 2017)，然而樣本數、調查項目、調查次數還不及崩塌前的調查水準，為了能定量分析崩塌前後的環境因子間的相關或連結差異，以同樣本數及調查項目來分析崩塌前後的差異，為一可行方法。此外，崩塌前後影響近地表含水率的主要影響因子是否改變，崩塌前後的水文氣象條件是否有差異，也是一值得深究之議題；

例如在崩塌前土壤厚度並非影響近地表含水率的主要因子，但崩塌後的土壤厚度有明顯的改變(崩塌區、堆積區)，再加上地表逕流貢獻的消失，均有可能改變主要的影響因子。

三、崩塌後次級演替初期植生與近地表含水率分布的關係

在崩塌地演替初期，土壤化育程度與水分補注是影響土壤種子庫是否發芽並持續生長的重要因子(Chou et al. 2008, Hu et al. 2018)。Cheng et al. (2009)經比較次級演替與人工復育的林地植生組成，發現次級演替之林地僅有蕨類分布，人工林地之苗木則因立地條件不良、乾旱因素而枯死，並指出此物種分布差異為林地濕潤程度所致。Chen et al. (2014)調查林試所六龜研究中心內因颱風崩塌3年後的多納林道復育情形，也觀察到先驅樹種在苗高與根長比上具有為了適應此區乾燥之特徵，故認為此區因為乾季而使土壤水分對崩塌先驅樹種生存或分布造成限制。相對地也有研究觀察到，在土壤水分多之處未必會較適合植生分布，例如Gomes et al. (2020)的調查顯示，崩塌區域的土壤含水率與恢復的草本植物豐富度為負相關，代表次級演替初期植生對於水分需求的高低還無定論，或有其多樣性。

本研究的調查結果顯示，崩塌後全區植生恢復種類可以分成木本小苗、草本植物及大型蕨類三種。低干擾區林下木本小苗數量眾多，為周圍成熟木之天然下種，以野牡丹科的木本小苗為主，RWVD較高處並有樓梯草屬的草本植物覆蓋地表(Fig. 5A)，顯示崩塌對該區域植生演替之干擾程度低。高干擾區由於受到高強度的崩塌干擾，地貌、植被相對單純，主要以裸露地、大型蕨類區為主(Fig. 5A)。大型蕨類主要由司氏碗蕨(*Dennstaedtia smithii*)與瓦氏鳳尾蕨(*Pteris wallichiana*)兩種為主，司氏碗蕨性喜分布於潮濕之林緣半開闊處，瓦氏鳳尾蕨則性喜分布於潮濕之林緣、溪床或邊坡(Hsu et al. 2019)，高干擾區的裸露狀態符合兩者均喜好於開闊地之特性。然而比較大型蕨類在高干擾區內的分布位置與非分布位置(Fig. 5A)之近地

表含水率平均值(Fig. 8)，兩者並無明顯差異，顯示近地表含水率並非大型蕨類分布的主要因子。調查期間高干擾區仍可發現明顯的土壤崩落、地表侵蝕痕跡，顯示崩塌後3年之地表環境還未趨穩定，不利種子定著及先驅樹種遷入，推測為高干擾區未見先驅樹種的主要原因。

雖然崩塌後3年高干擾區還未見先驅木本小苗的遷入，但已經有大量的大型蕨類遷入、覆蓋裸露的地表(Fig. 10A)，這些大型蕨類的根系可能具有穩定地表的功能。在司氏碗蕨分佈的區域上，可以看到其根系密布於淺層地表，形成類似密織的毯子於土壤中，同時往下、往側邊延伸(Fig. 10B)，具有固定淺層土壤、抑制地表沖蝕的功能。在崩塌地次級演替初期，快速生長的大型蕨類出現，雖然增加了先驅木本小苗的競爭壓力(Walker et al. 2013, Pang et al. 2018)，但其快速拓展的根系網絡，可能促進崩塌地形的地表穩定，而枯死的蕨類植體也轉化為土壤有機物，提供後續演替的養分。

就崩塌地復育策略而言，Chen et al. (2014)提出先由土地公造林(意指次級演替)，待以陽性樹種為主的森林形成後，再以適當的造林技術來加速崩塌地森林的演替速度。該論點與傳統崩塌地復育策略不同，崩塌後急於撒種、栽植、重建植物社會等植生工程方式常不如預期，原因在於環境條件還未趨穩定。本研究結果可佐證Chen et al. (2014)之論點，崩塌次級演替初期地形、土壤物理性質、近地表含水率、植生分布關聯性仍低，為了日後植生生長與進



Fig. 10. (A) The vegetation coverage condition and (B) lateral view of roots of a large fern.

駐，演替初期的環境特性便是一關鍵要素，尤其崩塌後恢復坡地植被覆蓋為復育治理之重要目標，除了植物社會組成以外，對於會影響植物生長之環境因子也是需要瞭解的事項。

結論

本研究調查崩塌3年後地形、土壤物理性質、近地表含水率及植生的空間分布，探討崩塌後植生生長、坡地環境演替初期動態因子與靜態因子之間的關聯性，主要結果如下：

- 一、依據崩塌干擾程度的不同，在低干擾區有較多留存林木，造成近地表含水率空間分布的異質性較高，平均含水率較高；在高干擾區林木遭崩塌移除，除了地表湧水附近外，近地表含水率空間分布較均質，平均含水率較低。
- 二、崩塌後僅土壤孔隙率與近地表含水率有顯著相關，與前人研究於樣區崩塌前的調查結果相比，顯著相關因子減少，顯示在崩塌3年後的次級演替初期，土壤水與環境因子間的連結尚未重建。

土壤水分是啟動崩塌後植生進駐的重要因子，而在演替初期時，土壤孔隙率為影響近地表含水率空間分布的主要因子，因此土壤孔隙率為此時期環境變動中須注意的非生物因子。此外大型蕨類的遷入，其密布之根系具有固定淺層土壤、抑制地表沖蝕的功能，對於坡地穩定性以及後續演替具有正面的影響。本研究證實在次級演替初期階段，近地表水分與其他環境因子之間的連結關係尚弱，坡地的水源涵養能力及環境條件仍不穩定。由於環境條件限制苗木生長，因此土壤水分與環境因子的連結程度，可作為評估演替階段的一項指標，並可作為人工復育介入的時間點參考。

謝誌

本研究由科技部大專學生研究計畫(MOST 108-2813-C-002-175-B)及專題研究計畫(MOST

108-2313-B-002-029-MY3)經費補助，國立台灣大學森林環境暨資源學系水土資源保育研究室成員協助野外調查。調查期間承蒙林業試驗所福山研究中心的行政協助、背景資料提供。兩位匿名審查者提供具體且寶貴的建議，使本文更臻完整，特此致謝。

引用文獻

- Bittelli M, Valentino R, Salvatorelli F, Paola RP. 2012.** Monitoring soil-water and displacement conditions leading to landslide occurrence in partially saturated clays. *Geomorphology* 173-174:161-73.
- Błońska E, Lasota J, Zwydak M, Klamerus-Iwan A, Gołab J. 2016.** Restoration of forest soil and vegetation 15 years after landslides in a lower zone of mountains in temperate climates. *Ecol Engin* 97:503-15.
- Chen TL, Wey TH, Lee J, Lu FY. 2009.** Comparison of the natural and artificial regeneration in landslide area caused by an earthquake in the Chaoling region, central Taiwan. *J Chin Soil Water Conserv* 40 (1):49-65. [in Chinese with English abstract].
- Chen YH, Lin WC, Chou FS. 2014.** Following the footsteps of afforestation by Earth God—talking about restoration of collapsed land. *For Res Newsl* 21(5):21-4. [in Chinese].
- Cheng CH, Hsiao SC, Huang YS, Hung CY, Pai CW, Chen CP, Menyailo OV. 2016.** Landslide-induced changes of soil physico-chemical properties in Xitou, central Taiwan. *Geoderma* 265:187-95.
- Chou FS, Chen YH, Lin CS. 2008.** The restoration state of the plant group in the early succession of the collapsed land in Fenggang nursery. *For Res Newsl* 15(1):35-6. [in Chinese].
- Chung AC, Chen YH, Kung KN. 2018.** Environmental diversity of collapsed land in Dona Forest District. *For Res Newsl* 25 (6):69-72. [in

Chinese].

Derose RC, Trustrum NA, Thomson NA, Roberts AHC. 1995. Effect of landslide erosion on Taranaki hill pasture production and composition. *NZ J Agric Res* 38(4):457-71.

Geertsema M, Highland L, Vaugeouis L. 2009. Landslides – disaster risk reduction. In: Sassa K, Canuti P, editors. *Environmental impact of landslides*. Berlin: Springer Berlin Heidelberg. p 589- 607.

Gomes PIA, Aththanayake U, Deng W, Li A, Zhao W, Jayathilaka T. 2020. Ecological fragmentation two years after a major landslide: correlations between vegetation indices and geo-environmental factors. *Ecol Engin* 153:105914.

Hu YW, He YT, Ma FJ, You HM. 2018. A study on the methods for landslide revegetation in Taiwan. *Q J For Res* 40(4):289-98. [in Chinese with English abstract].

Hsu TC, Chen CW, Knapp R, Hong XJ. 2019. Illustrated flora of Taiwan: ferns and lycophytes I. In: Li, JH, editor. Taipei, Taiwan: Owl Publishing House. 448 p.

Liang WL. 2020. Dynamics of pore water pressure at the soil-bedrock interface recorded during a rainfall-induced shallow landslide in a steep natural forested headwater catchment. *J Hydrol* (587):125003.

Liang WL, Hung FX, Li SL. 2017. Analysis of the contributions of topographic, soil, and vegetation features on the spatial distributions of surface soil moisture in a steep natural forested headwater catchment. *Hydrol Process* 31(22):3796-809.

Lu SY, Yu HM, Wang HH, Hsui YR. 2018.

How forests grow. Taipei, Taiwan: Taiwan Forestry Research Institute. 120 p. [in Chinese].

Mirus BB, Smith JB, Baum RL. 2017. Hydrologic impacts of landslide disturbances: implications for remobilization and hazard persistence. *Water Resour Res* 53(10):8250-65.

Montgomery DR, Schmidt KM, Dietrich WE, McKean J. 2009. Instrumental record of debris flow initiation during natural rainfall: Implications for modeling slope stability. *J Geophys Res-Earth Surf* 114:F01031.

O'Neill RV, Deangelis DL, Waide JB, Allen TF, Allen GE. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. Princeton, NJ: Princeton Univ Press. 254 p.

Sidle RC, Ochiai H. 2013. Natural factors influencing landslides. In: Sidle RC, Ochiai H, editors. *Landslides: processes, prediction, and land use*. Washington, DC: American Geophysical Union. p 41-119.

Pang CC, Ma XKK, Lo JPL, Hung TTH, Hau BCH. 2018. Vegetation succession on landslides in Hong Kong: plant regeneration, survivorship and constraints to restoration. *Glob Ecol Conserv* 15:e00428.

Tromp-van Meerveld HJ, McDonnell JJ. 2006. On the interrelations between topography, soil depth, soil moisture, transpiration rates and species distribution at the hillslope scale. *Adv Water Resour* 29(2):293-310.

Walker LR, Shiels AB, Bellinham PJ, Sparrow AD, Fetcher N, Landau, FH, Lodge DJ. 2013. Changes in abiotic influences on seed plants and ferns during 18 years of primary succession on Puerto Rican landslides. *J Ecol* 101(3):650-61.

