

崩塌地對生態環境影響之評估一 以九份二山崩塌地為例

林文賜¹ 馮梓璇² 周文杰³ 林昭遠⁴ 黃碧慧⁵

¹ 明道大學環境規劃與防災學系副教授

² 明道大學環境規劃暨設計研究所碩士

³ 中華大學土木與工程資訊學系副教授

⁴ 國立中興大學水土保持學系教授

⁵ 逢甲大學土木水利及工程研究所博士生

摘 要

研究以多期 SPOT 衛星影像資料監測九份二山之 921 地震前後崩塌地變遷資訊。藉由遙測理論之影像相減法、類神經網路之自組特徵映射分類法，判釋不同時期之崩塌區位，輔以地形特性分析、景觀生態指標及坡面泥砂產量推估模式，探討崩塌地對生態環境之衝擊，以供崩塌地植生復育及災害防治之參考。分析結果顯示，九份二山地震初期(1999/9/27)之崩塌面積為 217.38 ha，六年後(2006/3/11)崩塌面積減少為 97.15 ha，約有 55.31% 的崩塌區位復原。地震初期生態指標之嵌塊體數量大量減少，但平均嵌塊體大小指數變大，且空間分佈上嵌塊體雖較地震前聚集，但其間之鄰近距離越來越遠，顯示整體呈現破碎化之生態空間結構，於六年後已有回復之趨勢。而地震前之坡面沖刷深度為 0.401 cm、地震初期增加為 1.710 cm、地震後六年減少為 1.144 cm。研究結果顯示，九份二山在 921 地震後，雖地形地貌受到巨大改變，但長期以來植生持續入侵崩塌地，使得崩塌區位有逐年復原之趨勢。

關鍵字：崩塌地、自組特徵映射分類法、景觀生態指標、坡面泥砂產量

*通訊作者. Tel: 04-8876660 ext. 8610

E-mail: aiken@mdu.edu.tw

壹、前言

台灣位處歐亞大陸板塊與菲律賓板塊碰撞、隱沒擠壓區，同時亦位於環太平洋地震帶上，使得台灣地區地震頻繁。在 1999 年 9 月 21 日之九二一集集大地震，其地震強度達芮氏規模 7.3、震源深度僅 1 公里之淺層地震，造成台灣中部地區嚴重之災害，農委會林業處及水土保持局於地震後，藉由衛星影像之崩塌地監測發現，南投縣境內有 1401 處、總面積 4274 公頃之崩塌地，以草屯到埔里間烏溪沿岸的九九峰地區(Lin et al., 2004)及南港溪上游支流韭菜湖溪之九份二山地區破壞規模最為嚴重。

在南投縣國姓鄉九份二山長石巷一帶，在此次強震中發生大面積岩層崩塌，整個順向坡岩體沿層理面破裂瀉下坍塌，造成植生、農耕地、村莊遭到土石淹沒，活埋 14 戶計 39 人及約 280 頭台灣水鹿，崩落之土石阻斷南港溪上游北坑溪(木屐欄溪)支流形成韭菜湖溪及澀仔坑溪兩處堰塞湖，堆積大量之土石及地形景觀丕變。有鑑於此，在 921 震災災後重建推動委員會之推動下，成立為國家地震紀念地，保留九份二山崩塌地之地質、災變型態與生態環境等特殊景觀(吳洛健，2001)。

由於崩塌地之範圍分佈較廣闊，以現地區位調查或航空照片判釋較為費時費力，且難以監測大範圍崩塌區位之變遷情形，因此本研究以多期 SPOT 之衛星影像為材料，利用其可多時攝像、大面積涵蓋及快速分析等優點，將多期影像進行比對，可評估變遷過程(蕭國鑫等，1994; Lillesand and Kiefer, 2000)。由於崩塌地對

生態環境造成一定之衝擊，透過遙感探測、地理資訊系統、類神經網路、景觀生態指標、土壤沖蝕等技術或理論之整合，可迅速評估崩塌地區位分布及變遷，據以探討崩塌地對地形特性之影響、崩塌初期至今之地景變化、以及坡面土壤流失之情況，作為評估崩塌地對生態環境之影響。

本研究以南投縣國姓鄉之九份二山為樣區，利用地震前後之 SPOT 衛星影像分析九份二山崩塌地變遷資訊，首先以影像相減法結合非監督性之自組特徵映射分類法判釋樣區之崩塌區位，並以 Kappa 統計量評估判釋之準確性；此外，結合數值高程模型(Digital Elevation Model, DEM)及地理資訊系統之地形分析，評估九份二山崩塌區位地形特性，並以景觀生態指標(Ecological Patch Index)及坡面泥砂產量推估模式，評估及監測崩塌區位變遷及生態復育情況，作為崩塌地變遷及治理之參考。

貳、研究材料與方法

一、研究地區

九份二山位於南投縣國姓鄉之長石巷一帶(如圖 1)，屬於中央山脈西南部丘陵地帶，為烏溪上游之集水區，區內以韭菜湖溪及澀仔坑溪為主要溪流，山系則是以崁斗山系及大岸山系為主，九份二山為當地最高峰，標高為 1174 公尺。研究樣區為 921 地震之震爆點，崩塌地範圍北起太平角海拔 650 公尺至崁斗山南稜海拔 1040 公尺，南界韭菜湖溪堰塞湖海拔 530 公尺(七號附近)，東起崁斗山南稜，西迄中興橋前，此次受地震強大震動加速度影響，整個順向坡岩體沿層理面脫離破裂瀉下，

崩落之土石以極高之速度向東南傾瀉而下，並在東南側下方之中興橋(石門峽谷石門層厚砂岩構成，為向斜之東翼)受阻而堆積，岩層滑衝距離約 1 公里，崩積土石形成天然土石壩，並堵塞澀仔坑溪、韭菜湖溪而形成堰塞湖。此二個堰塞湖為木屐蘭溪上游之兩條支流(韭菜湖溪及澀仔坑

溪)，韭菜湖溪堰塞湖之最大水深為 29 公尺，最大蓄積容量 678,000 立方公尺，淹水面積為 4.43 公頃；而澀仔坑溪堰塞湖之最大水深為 37.5 公尺，最大蓄積容量 1,089,700 立方公尺，淹水面積為 6.48 公頃(鄭旭涵，2000)。

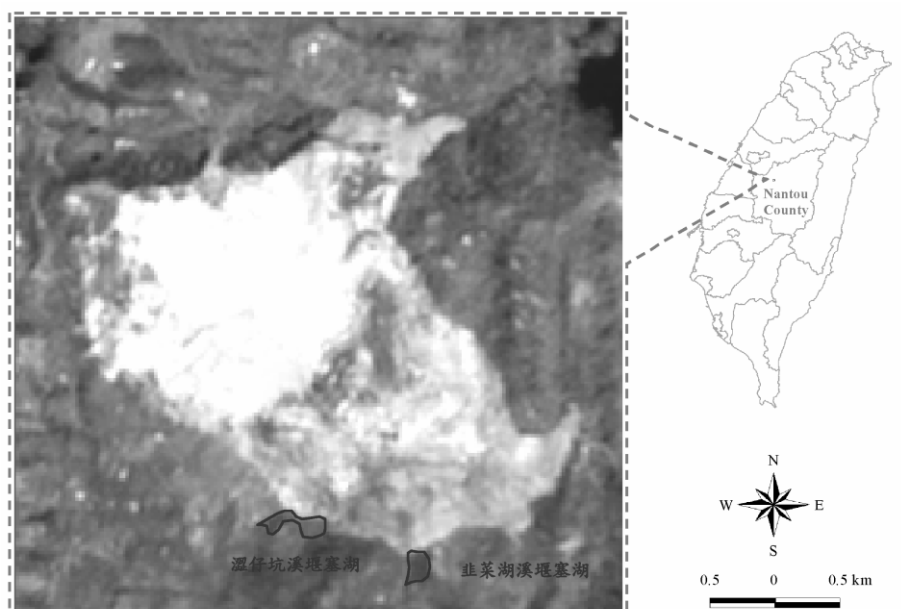


圖 1 研究地區

二、研究流程

本研究之流程如圖 2，說明如下：

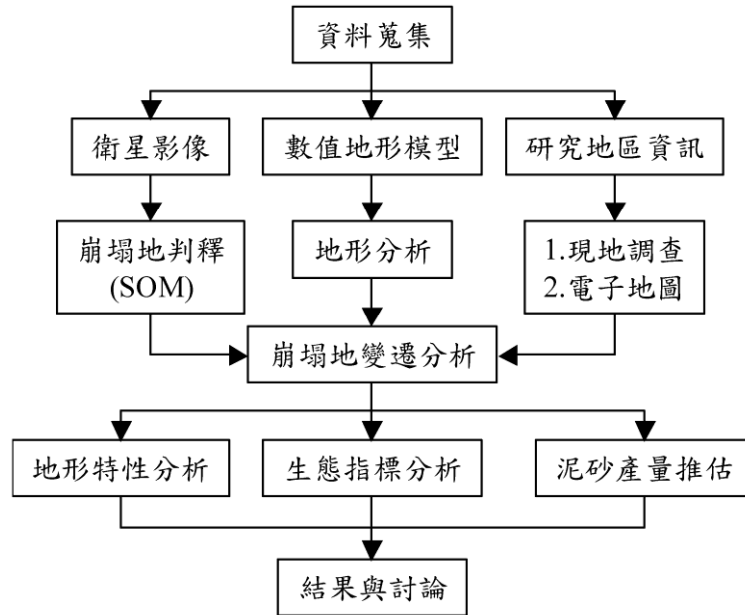


圖 2 研究流程圖

(1)蒐集921地震前後之多期 SPOT 衛星影像資料，分別為 1999/4/1、1999/9/27、及 2006/3/11 等三張影像(圖 3)，以及野外調查資料，以供崩塌地萃取之依

據。

(2)蒐集及數化研究地區地震前後之 DEM 資料(解析度為 10 公尺)，輔以地形分析評估崩塌區位之地形特性。



圖 3 九份二山之多期衛星影像資料

三、研究方法

(一)影像相減法

一般常用之影像變遷分析方法，包括重疊法、影像相減法、影像比例法、分類後比較法、主成份分析法及常態化差異植生指標比較法等六種。其中以影像相減法及分類後比較法為最常用於變遷分析上(周朝富等，1991)。而影像相減法(Image Subtraction)是利用兩期影像像元灰度值相減，以瞭解其變遷情形，其原理簡單且由操作程序甚為簡便。杜文強等(2000)指出影像相減之變遷分析方法，即是將具有相同大地座標系統之兩張不同時期影像，相對應位置的像元將其灰度值相減，可得一張與原始影像相同大小之影像，其灰度值即為相減之結果。相減變遷影像之分析處理，需先考慮同波段的波譜反射值頻率分佈，將前後不同時期的平均值約調為一致，影像經相減後其絕對值愈小，表示地物改變較小，絕對值差愈大，則顯示地表

覆蓋有較明顯之變化。

在多期影像之土地利用變遷偵測，將兩個不同時期之影像相減後，未變遷之值將趨近於零，而變遷較大之地區，則顯示較大之正值或負值(圖 4)；相減後之值域分佈為-255 到+255 之間，理論上未發生變遷之亮度差值會分佈於 0 附近，通常可將其加上一常數轉換至正值(Jensen, 1996)，其計算式如下：

$$BV_{out} = \frac{BV_1 - BV_2}{2} + C$$

式中：

BV_{out} ：改變之亮度值；即為影像相

減輸出值。

BV_1 ：時間 1 之亮度值；即為 1 原始影像值。

BV_2 ：時間 2 之亮度值；即為 2 原始影像值。

C ：常數。

84	80	76		80	78	75		4	2	1
93	85	79	—	91	84	80	=	2	1	-1
96	91	86		96	92	88		0	-1	-2
Date1				Date2				Difference		

圖 4 影像相減法示意圖

(二)自組特徵映射分類法

Kohonen 在 1982 年發表自組特徵映射分類法(Self-Organizing Map, SOM)，其為前向式之非監督式類神經網路，同時亦是競爭式神經網路。其基本原理可溯自大

腦結構之特性，亦即腦神經細胞具有「物以類聚」之特性；而 SOM 則模仿此一特性，從問題領域中取得訓練範例(所有輸入變數值)，學習範例之內在聚類規則，當網路學習完畢後，其輸出處理單元會相互影

響，而相鄰近者具有相似之功能，亦即具有相似之連結加權值，因此 SOM 之訓練過程為一種聚類演算法，其理念可將一群未經標示之樣本，透過此演算法，從中尋找某些相似之特性，再將具有相似特性之樣本聚集成一類。相較於監督性之最大相似法、倒傳遞類神經，非監督性之 SOM 模式，目前已廣泛在多維資料之聚類分析，如多光譜衛星影像地覆分類(Villmann et al., 2003)、空污(PM10)資料之空間聚類分析(Lu et al., 2006)。

SOM 網路學習架構，是以特徵映射之

方式，將任意維度之輸入向量，映射至較低維之特徵映射圖上，如一維或二維之映射圖。在自組特徵映射圖中，映射圖之類神經元是以矩陣方式排列，並根據輸入向量，神經元間彼此相互競爭以爭取勝出，最後優勝之神經單元可獲得調整鍵結向量之機會，而最後輸出層之類神經元會根據輸入向量之「特徵」，以有意義之「拓樸結構」展現於輸出空間，由於產生之拓樸結構圖可反應輸入向量之特徵，因此此網路稱作自組特徵映射圖網路。SOM 網路之學習架構如圖 5，其計算原理說明如下：

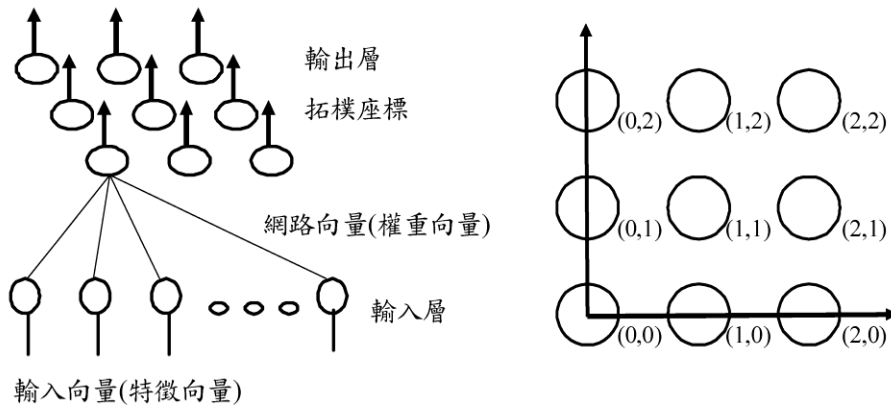


圖 5 SOM 之網路架構及拓樸座標

1. 輸入層：用以表現網路之輸入變數，即訓練範例之輸入向量，每個輸入變數透過權重連結輸出層之神經元，這些神經元代表拓樸映射的結果。對於輸入向量 x ，可用下式表示：

$$x = [x_1, x_2, \dots, x_n]^T$$

其中 n 表示輸入維度。第 i 個神經元之鍵結權重如下式：

$$w_i = [w_{i1}, w_{i2}, \dots, w_{in}]^T \quad i = 1, 2, \dots, m$$

其中 m 代表神經元數目，其初始值係以隨機亂數產生。每一筆輸入向量皆可透過鍵結權重與網路之每個神經元連結。藉此求得每筆輸入向量所對應出之優勝神經元，亦即輸入向量最近似之神經元。

而距離公式係採用歐幾里德基準 (Euclidean Norm) 距離式，計算輸入向量與

神經元所連結之權重向量是否近似，其公式如下：

$$q(x) = \min_{v_i} \|x - w_i\|_2 \quad i = 1, 2, \dots, m$$

2. 輸出層：用以表現網路之輸出變數，即訓練範例之聚類，每個神經元都隱含拓樸座標，如圖 5 中 9 個神經元間之拓樸座標關係，其訓練範例之輸入向量相對座標位置，對應成圖中之拓樸座標圖。

在採用歐幾里德基準距離式中之 $q(x)$ 為神經元 w 與輸入向量 x 之最短距離，此神經元則稱為優勝神經元，每一筆輸入向量所對應出之優勝神經元可相同亦可不同，因此每個神經元被調整之次數皆不盡相同，此一初步分類為一種聚類分析之過程，然此一過程是無法將神經元間之拓樸關係表現出來，因此需設定神經元間之鄰近關係，如鄰近半徑、鄰近區域、鄰近函數及鄰近距離，適時調整優勝神經元，將有助於網路神經元間之拓樸映射關係。

(1)鄰近半徑 R ：控制鄰近區域大小的參數

R ，初始為較大之半徑值，隨著訓練次數或時間之增加，該鄰近半徑可以逐漸縮小。

(2)鄰近區域：以鄰近中心為中心點，鄰近半徑之長度為半徑，所圍繞的區範圍則為鄰近區域，所以該區域也會隨著訓練次數或時間的增加而逐漸縮小。

(3)鄰近中心：即是優勝神經元，以該神經元為調整之中心，修正鄰近區域中所有之神經元。

(4)鄰近函數：其公式如下：

$$\eta_{qi} = \exp\left(-\|r_i - r_q\|^2 / R^2\right)$$

式中之 r_i ：優勝神經元於拓樸圖上的

位置，也就是拓樸座標。

r_q ：鄰近區域中其他神經元於拓樸圖

上的位置座標。

R ：鄰近半徑。

因此鄰近區域的神經元作調整可修正為下式：

$$\Delta w = \mu(k) \eta_{qi}(k) [x(k) - w_i(k)]$$

上式中 $\mu(k)$ 為學習速率，隨著訓練次數或時間的增加而逐次縮小，一般而言， $0 < \mu(k) < 1$ 。最後權重更新可為下式：

$$w_{ij}(k+1) = w_{ij}(k) + \Delta w_{ij}$$

(三)Kappa 準確度評估

Kappa 為影像分類後準確度評估之統計量，不同於其他之準確度評估方法如總體精確度、使用者精度及生產者精度，公式中納入漏授及誤授之計算，使得公式之計算結果較能反應實地狀況(Congalton, 1991)。其公式如下：

$$Kappa = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}$$

式中 r 為分類矩陣之列數， x_{ii} 為分類

矩陣中欄列對角之樣點數目， x_{i+}, x_{+i} 為分

類矩陣中各欄及各列之樣點數目， N 為全部樣點數目。

崩塌地對生態環境影響之評估－以九份二山崩塌地為例／
林文賜、馮梓璇、周文杰、林昭遠、黃碧慧

本研究準確度評估之地真參考資料，包括地震後之彩色航照圖及現地調查資料。崩塌地評估樣點之正確分類，係以上述之地真資料進行檢核，再以 Kappa 公式計算準確度。

(四)景觀生態指標

景觀生態學係結合地理學研究空間相互水平方法與生態學研究功能相互作用的垂直方向，探討空間異質性發展和動態、其對生物非生物過程之影響，以及空間異質性之管理。景觀生態之研究重點有三個特徵：結構(Structure)、功能(Function)及變化(Change)。結構的特徵即為不同生態系統或要素間的空間關係，包括生態系統

大小、形狀、數量、類型構造相關之能量、物質和物種流；功能的特徵為空間要素間的相互作用，即生態系統分組間的能量、物質和物種流；變化的特徵是生態嵌塊體的結構與功能隨時間的變化(Forman and Godron, 1986)。景觀生態指標能將景觀環境之空間結構組成、分佈，運用定量統計方式呈現景觀格局狀態。景觀格局可分為三個層級：(1)嵌塊體(Patch)；(2)類別(Class)及(3)景觀(Landscape)。本研究以美國農業部(USDA)所研發之 FRAGSTATS 3.3 軟體計算景觀生態指數，主要計算之指標整理如表 1。

表 1 景觀生態指數計算方式

景觀生態指數		計 算 式	說 明
嵌塊體指標	嵌塊體數量 NP	$NP = N$	N 為景觀中嵌塊體的總數，表示景觀上之地物類型零散與否，NP 大於 1，既無單位亦無任何限制
	嵌塊體密度 PD(N/ha)	$PD = N/A$	N 為景觀中嵌塊體的總數， A 為景觀中之總面積
	最大嵌塊體指數 LPI(%)	$LPI = \frac{Max(a_1, ..., a_n)}{A} (100)$	$a_1, ..., a_n$ 代表每一個嵌塊體面積 A 為整體景觀的總面積
	平均嵌塊體大小 MPS	$MPS = \frac{A}{N} 10^6$	A 代表景觀中所有嵌塊體的總面積，N 表示嵌塊體總數
邊緣指標	邊緣長度 TE(m)	$TE = E$	E 為景觀中所有邊緣總長度
	邊緣密度 ED(m/ha)	$ED = \frac{E}{A} 10^6$	E 景觀中所有邊緣總長度， A 為景觀中之總面積

表 1 景觀生態指數計算方式（續）

形狀指標	景觀形狀指數 LSI	$LSI = \frac{0.25E}{\sqrt{A}}$	當景觀中只有一個正方形嵌塊體時，LSI=1；當景觀中嵌塊體形狀不規則或是較偏離正方形時，LSI 值會增大
	面積加權平均嵌塊體形狀指數 AWMSI(ha)	$AWMSI = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{0.25P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{A} \right) \right]$	P_{ij} 為每一個嵌塊體的周長； a_{ij} 為景觀中每一個嵌塊體的面積，A 代表景觀中所有嵌塊體的總面積
	面積加權平均嵌塊體碎形維度 AWMPFD	$AWMPFD = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{2 \ln(0.25P_{ij})}{\ln(a_{ij})} \right) \left(\frac{a_{ij}}{A} \right) \right]$	P_{ij} 為每一個嵌塊體的周長； a_{ij} 為景觀中每一個嵌塊體的面積，A 代表景觀中所有嵌塊體的總面積
聚集度指標	聚集度指數 CONT (%)	$CONP = \left[1 + \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{P_{ij} \ln(p_{ij})}{2 \ln(m)} \right] (100)$	m 為嵌塊體類型總數， P_{ij} 是隨機選擇兩個相鄰屬於類型 i 和類型 j 的機率；聚集度指數通常測量同一類型嵌塊體的聚集程度
分散性指標	分散性指數 IJI(%)	$IJI = \frac{- \sum_{j=1}^m \left[\left(\frac{p_{ij}}{\sum_{j=1}^m p_{ij}} \right) \ln \left(\frac{p_{ij}}{\sum_{j=1}^m p_{ij}} \right) \right]}{\ln(m-1)} (100)$	m 為嵌塊體類型總數， P_{ij} 是隨機選擇兩個分散屬於類型 i 和類型 j 的機率；指數值介於 0~100 間
多樣性指標	嵌塊體豐富度 PR	$PR = m$	m 為景觀中嵌塊體類別總數
	Shannon's 多樣性指數 SHDI	$SHDI = - \sum_{i=1}^m [p_i \ln(p_i)]$	P_i 為嵌塊體類型，i 為在景觀中所佔的比例，m 表示嵌塊體在景觀中的數量

(五)坡面泥砂產量推估

1.土壤流失公式

土壤沖蝕模式可分為經驗模式 (Empirical Model) 與理論模式 (Physical Model) 兩種，目前應用最廣的 USLE 即為

經驗公式，其土壤沖蝕過程係由一系列因子量化和概算，在美國應用相當成功，與理論模式(如 WEPP)不相同無法適用於任何地區，故在台灣地區使用此一公式評估土壤沖蝕量時，需對沖蝕參數做適當之修

正，使其配合台灣之自然環境條件。早期土壤流失量評估係以小試驗樣區為對象，其因子取得大都來自於現場量測，隨著電腦科技之進步，土壤沖蝕模式結合 GIS 及 RS 技術已廣泛應用於大面積集水區之評估，目前評估方式仍以整個集水區或子集水區為評估單元，其因子之代表性較為粗略，若將上述模式結合 GIS、RS 技術與 DEM 資料之網格特性，及利用集水區排水流向概念，則能有效地建立沖蝕因子資料庫及集水區泥砂災害之敏感區位(Lin et al., 2002)。

依據水土保持技術規範(2000)之規定，山坡地土壤流失量之估算，得採用通用土壤流失公式(Wischmeier and Smith, 1958)，其公式如下：

$$A_m = R_m K_m L S C P$$

式中：

A_m ：單位面積土壤流失量
(tons/ha/yr)

R_m ：降雨沖蝕指數(Mj-mm/ha-hr-yr)

K_m ：土壤沖蝕指數
(tons-ha-hr-yr/Mj-mm-ha-yr)

L：波長因子

S：坡度因子

C：覆蓋與管理因子

P：水土保持處理因子

(1)降雨沖蝕指數(R_m)

土壤沖蝕乃降雨對土壤沖蝕能力與土壤內在抗蝕性相互作用之結果，台灣地區有黃俊德(1979)針對基隆、新竹、台中、日月潭、高雄、恆春、花蓮與台東八處測候所 20 年自記日雨量資料為基礎，並輔以全台 200 個雨量站的月雨量資料，完成等降雨沖蝕指數圖，再藉迴歸分析推算無

雨量站之各地區降雨沖蝕指數。

(2)土壤沖蝕指數(K_m)

土壤沖蝕指數係採用萬鑫森、黃俊義(1981、1989)依據 Wischmeier and Smith 之列線圖推算，台灣地區 280 處土壤的沖蝕性指數值，並以地理統計方法建立台灣地區之土壤沖蝕指數等值圖。

(3)坡長因子(L)

根據土壤流失公式之定義，波長因子為「水平投影長 λ 之坡面土壤沖蝕量與位處於相同降雨、土壤、坡面及地表狀況，但水平投影長為 22.13m 之坡地土壤沖蝕量的比值」，坡長因子(L)其公式表示為：

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m$$
，式中 λ 為地表漫地流

之流長(公尺)，m 隨著坡地的坡度而改變(Wischmeier and Smith, 1965)。根據 Wischmeier and Smith(1978)分析指出：當坡地坡度小於 1%時， $m=0.2$ ；當坡度介於 1%-3%之間時， $m=0.3$ ；當坡度介於 3%-5%之間時， $m=0.4$ ；當坡度大於 5%以上時， $m=0.5$ 。地表漫地流之流長係由地表逕流開始發生的地點起算，至沖蝕土壤發生明顯淤積或至匯集逕流水之渠道為止，期間的水平投影距離。

Wischmeier(1976)指出有效坡長為漫地流起點至坡度減緩之處或至渠道之距離，通常不包含渠道之部份，且坡長易受坡度減緩或土地利用改變等因素而截斷。Wilson(1986)亦指出 USLE 之有效坡長常受到建物、道路或人工排水系統等影響，其長度不會太長。一般而言，集水區坡面受到地面窪蓄、入滲等作用，以及山溝、道路排水側溝等截流，地表漫地流之流長

甚少超過 100m，加上一般坡地安全排水，超過 100m 即需分段排水，否則逕流集中易形成蝕溝；因此 Lin et al.(2002)指出利用數值高程模型資料，配合排水流向之觀念，萃取集水區漫地流與渠道流(為安全與方便計算，地表水之流長若超過 100m 時，可視為渠道流)之空間分布。因此集水區漫地流之流長，利用 USLE 坡長因子之算式，自動萃取集水區之坡長因子，供坡面土壤流失量及泥砂產量之合理評估。

(4)坡度因子(S)

坡度因子係計算各網格之平均坡度(θ)再以 Wischmeier and Smith(1978)所提出之坡度因子公式：

$S = 65.4 \sin^2 \theta + 4.56 \sin \theta$ 求算而得 S 值。

(5)植生覆蓋因子(C)

地上不同種類之植生、生長狀況、季節、覆蓋程度皆有不同之 C 值；由於台灣地區之 C 值尚無資料庫可資利用，目前 C 因子取得方式已逐漸由遙測影像來取代，利用土地利用判釋結果轉換為 C 值，然影像判釋工作需專業之遙測操作人員及耗費時間方能取得所需資訊，若能藉由綠色植生量之評估來產生所需之 C 值資料庫，將有效地縮短評估 C 值所需時間。本研究為能迅速取得 C 因子，係利用 Lin et al.(2006)之植生指標(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)轉換公式進行評估，其計算式為 $C = [(1 - NDVI)/2]^{1+NDVI}$ 。

(6)水土保持處理因子(P)

一般在無調查資料且考量安全性時，即假設在無水土保持處理之狀態乃以 $P=1$ 進行評估。

2. 泥砂遞移率

集水區泥砂因受外力作用產生沖蝕、搬運與堆積之現象，惟集水區下游出口泥砂產量並不等於上游土壤流失量，因此在某一時期內通過溝渠或河流某一斷面之輸砂量與該斷面積以上之集水區總沖蝕量，其間的比率可用泥砂遞移率(Sediment Delivery Ratio, SDR)表示(Roehl, 1962)。Kling(1974)為瞭解泥砂運移方式，採用網格分析概念，將集水區劃分為數個網格探討泥砂遞移問題，並認為泥砂遞移是由排水流向決定，因此本研究之泥砂遞移率計算係採用網格分析方式，為簡易計算坡面泥砂之遞移率，假設坡面泥砂主要係由坡面地表水所帶動，運移至渠道而流失。依此一假設及泥砂遞移率之定義，泥砂遞移率可視為某格點對最接近渠道格點之泥砂貢獻量，若將泥砂貢獻量用網格上游流入面積表示，則網格上游流入面積愈大，其產生的逕流量亦愈大，愈能將泥砂帶至河道。因此集水區坡面上任一格點之泥砂遞移率，可視為該格點上游流入面積(A_{grid})

與該格點流至最接近渠道之上游流入面積

(A_{total})之比值($SDR = \frac{A_{grid}}{A_{total}}$)。意即逕水

區愈靠近渠道之格點，其坡面沖蝕之泥砂愈容易進入渠道，而增加河道之泥砂產量，故泥砂遞移率愈高，集水區之坡面泥砂產量(Y_s)可由集水區坡面土壤流失量

(A_m)與坡面泥砂遞移率(SDR)之乘積

($Y_s = A_m * SDR$)來推算，藉由網格之排水流向可計算每個網格之泥砂遞移率及泥砂量(Lin et al., 2006)。

參、結果與討論

一、崩塌地變遷分析

本研究以 SOM-PAK 軟體(Kohonen et al., 1995)進行多期 SPOT 影像之崩塌地分類，模式之輸出單元係採用 7×7 之神經元，所用之參數分為二階段，第一階段之鄰近半徑由 5 線性遞減為 1，起始學習速率為 0.9 及 0.25、訓練長度為 2000 及 10000 epochs，在第二階段之學習速率由 0.25 線性遞減為 0，以 SOM 訓練後，再由輸出之

神經元與航照圖比對萃取崩塌地。崩塌地初期(1999/9/27)及六年後(2006/3/11)之崩塌地及非崩塌地判釋結果如圖 6，崩塌面積分別為 217.38 公頃和 97.15 公頃，而分類之錯誤矩陣及準確度評估如表 2 及 3，而其中誤授與漏授部份，主要係由崩塌地與植生混合區、衛星影像陰影區域等誤判所造成。崩塌地判釋之整體精確度分別為 95.94%及 92.99%，Kappa 值分別為 0.914 及 0.792。崩塌地之變遷分析結果如圖 7，經過六年之自然植生演替，九份二山之崩塌面積已由 217.38 公頃縮減為 90.60 公頃，約復原 126.78 公頃，而其間崩塌地擴大之面積為 6.55 公頃，但整體看來此崩塌地已有逐漸復原之情況。

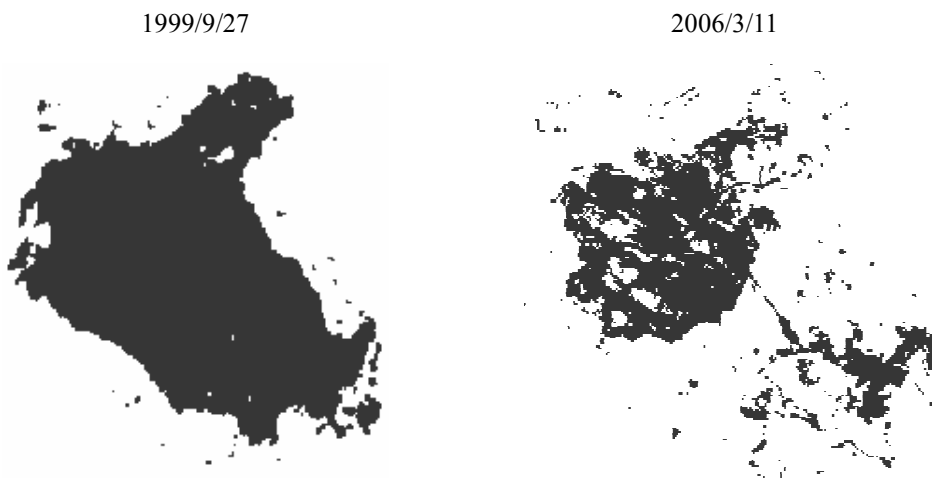


圖 6 不同時期崩塌地之空間分布

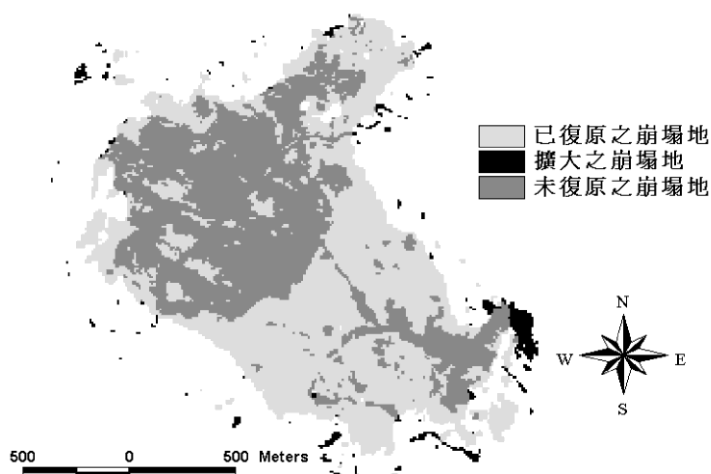


圖 7 九份二山之崩塌地變遷分布

表 2 SOM 分類法錯誤矩陣之評估表(1999/9/27)

分類地表覆蓋 \ 真實地表覆蓋	崩塌地	非崩塌地	合計	使用者精度
崩塌地	98	6	104	94.23%
非崩塌地	5	162	167	97.01%
合計	103	168	271	-
生產者精度	88.89%	98.26%	-	-
整體精確度	95.94%			
Kappa 係數	0.914			

表 3 SOM 分類法錯誤矩陣之評估表(2006/3/11)

分類地表覆蓋 \ 真實地表覆蓋	崩塌地	非崩塌地	合計	使用者精度
崩塌地	48	1	49	97.96%
非崩塌地	18	204	222	91.89%
合計	66	205	271	-
生產者精度	72.73%	99.51%	-	-
整體精確度	92.99%			
Kappa 係數	0.792			

二、崩塌地形特性分析

九份二山崩塌地之高程分布主要以

600~800m 為主，面積為 110.72 ha，佔總面積之 50.93%；崩塌區位之坡度分布以

崩塌地對生態環境影響之評估－以九份二山崩塌地為例／
林文賜、馮梓璇、周文杰、林昭遠、黃碧慧

30~55%為主，面積為 89.72ha，佔總面積之 41.27%；而崩塌區位之坡向分布以東南方為主，面積為 68.07ha，佔總面積之 31.31%，其次為東方之面積為 52.63ha，佔總面積之 24.21%。利用地震前後之 DEM 資料可分析崩塌地之崩塌區位 (collapsed area)、堆積區位 (deposited area)(如圖 8)及其土方量，崩塌區位之面積

為 111.66 ha、崩塌土方量為 33,302,140 m³，而堆積區位之面積為 105.72 ha、堆積土方量為 36,716,100 m³；崩塌最大深度約為 74.26 m，堆積最大深度約為 106.02 m，而其崩塌區與堆積區土方量體積發現，其膨脹率約為 10%，因崩塌土壤或岩石滑落於堆積區中會較為膨鬆而產生孔隙率，故堆積土方量較崩塌土方量為大。

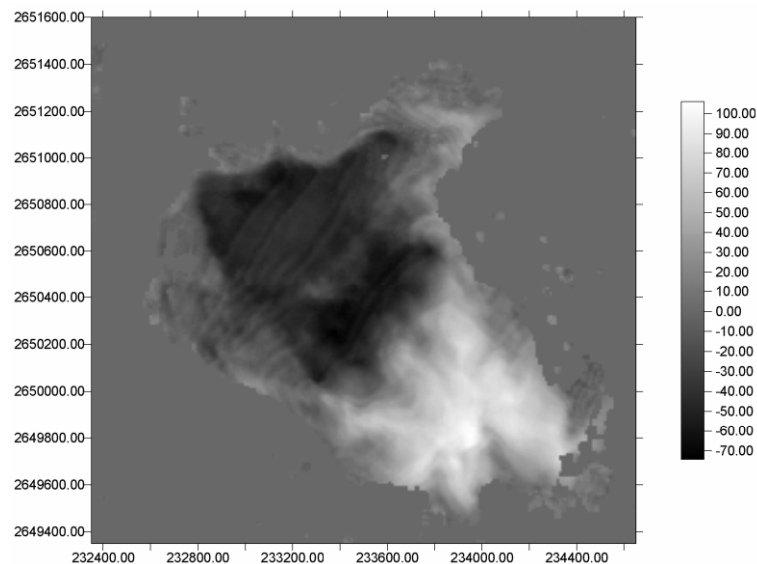


圖 8 九份二山崩塌及堆積區位分布

三、景觀生態指標分析

依九份二山不同時期之地覆特性，將 SPOT 衛星影像分類為裸露地(或崩塌地)、植生或水域等地覆(圖 9)，以進行生態指標分析。在 1999/4/1 之地覆分類中，植生面積為 409.22 ha、裸露地面積為

160.73 ha，在 1999/9/27 之地覆分類中，植生面積為 350.94 ha、崩塌地面積為 217.38 ha，在 2006/3/11 之地覆中，植生面積為 446.13 ha、崩塌地面積為 110.30 ha 及因地震形成堰塞湖之水體面積為 12.33 ha。

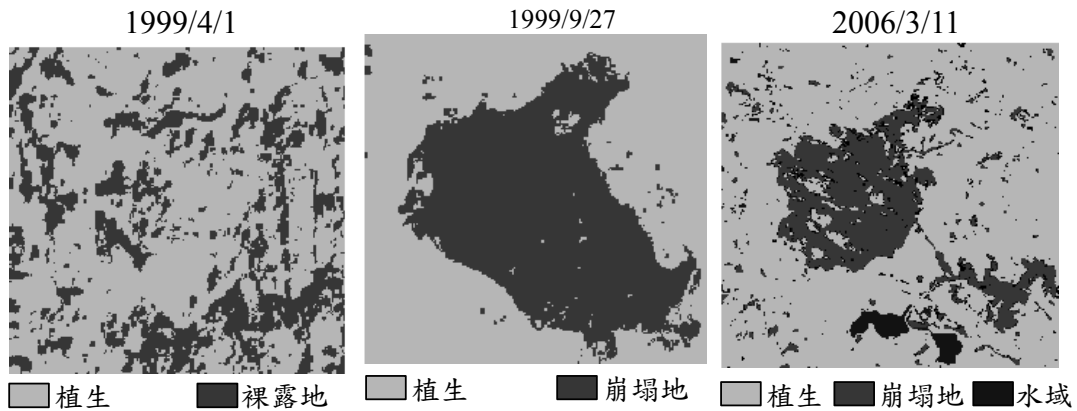


圖 9 各期之九份二山地覆分布

而景觀生態指標分析結果如表 4，在嵌塊體數量(NP)方面以 2006/3/11 年最多，總共約為 1351 個，其次是 1999/4/1 約為 332 個，1999/9/27 最少約為 84 個，嵌塊體密度(PD)和最大嵌塊體指數(LPI)，亦以 2006/3/11 年最多、其次是 1999/4/1、1999/9/27 較少，表示在地震發生初期 1999/9/27 嵌塊體數量、密度及最大嵌塊體指數受到影響而減少，至 2006/3/11 因樣區已逐年穩定復育，使得嵌塊體數量、密度及最大嵌塊體指數最大；而平均嵌塊體大小(MPS)是以 1999/9/27 的 6.1236 為最大，1999/4/1 的 1.5821 次之、及 2006/3/11 的 0.4210 最小，在 1999/9/27 嵌塊體數量最少，而平均嵌塊體大小指數最大，表示地震初期為較大之嵌塊體，反之 2006/3/11 嵌塊體數量最多，而平均嵌塊體大小指數最小，大範圍之崩塌地空間結構逐植生復育已破碎化。

邊緣指標方面，在邊緣長度(TE)和邊緣密度(ED)之數值，以 1999/9/27 為最小，分別為 27036 m、52.5601 m/ha，表示樣區

之嵌塊體變少或形狀變更規整，邊緣密度變化與邊緣長度趨勢相同，當嵌塊體之邊緣長度或密度增加時，表示受外力干擾程度增大，其在空間中產生改變或消失之機率亦相對提高。

形狀指標方面，在景觀形狀指數(LSI)之數值，以 1999/9/27 為最小，約為 3.9802，以形狀指標而言，當指數值較低時，代表嵌塊體形狀愈規整，其規整性相對較高；面積加權平均嵌塊體形狀指數(AWMSI)、面積加權平均碎形維度(AWMPFD)以 1999/4/1 為最大，分別為 10.3080、1.3022，其次是 2006/3/11 之 7.8131、1.2686，而 1999/9/27 為最小，分別為 4.1901、1.1939，其中 1999/4/1 之數值最高，代表其擁有大面積形狀複雜之嵌塊體，而 1999/9/27 數值最小，表示在 1999 年的嵌塊體大部分形狀都比較規整，由面積權重形狀指數中，在本研究樣區受 921 地震擾動後，是呈一降低趨勢；而面積加權平均碎形維度指數之變化趨勢與面積權重平均形狀指數同，由此可知，不規整之

崩塌地對生態環境影響之評估－以九份二山崩塌地為例／
林文賜、馮梓璇、周文杰、林昭遠、黃碧慧

邊緣受擾動後有平緩趨勢。

聚集中度指標中聚集中度指數(CONT)以 2006/3/11 年最大約為 61.6843%，其次是 1999/9/27 約為 41.8428%，1999/4/1 最少約為 32.0955%，其表示在 921 地震發生後其嵌塊體聚集中度逐漸增加；而分散性指標中分散性指數(IJI)是以 2006/3/11 為 90.3567，而分散性指數增高，可得地面景觀因擾動變得均勻分布。

多樣性指標方面，在嵌塊體豐富度(PR)及 Shannon's 多樣性指數(SHDI)，以 2006/3/11 年最大約為 4、0.7222，其次是

1999/9/27 約為 2、0.6666，1999/4/1 最少約為 2、0.4050，於多樣性指數中，呈增加趨勢，表示景觀生態多樣化程度經逐年植生入侵後提昇。

綜合各指數結果，921 地震為一個重要的轉折，1999/9/27 之嵌塊體數量減少，但平均嵌塊體大小指數變大，而且空間分佈上嵌塊體雖然較 1999/4/1 聚集，但是其間的鄰近距離卻越來越遠，整體呈現破碎化的生態空間結構，到 2006/3/11 整體破碎化結構已有回復的趨勢，且 Shannon's 多樣性指數也有增加的趨勢。

表 4 各期之九份二山生態指標

景觀生態指標	1999/4/1	1999/9/27	2006/3/11
嵌塊體指標			
嵌塊體數量(NP)	332	84	1351
嵌塊體密度(PD, N/ha)	63.2057	16.3303	237.5343
最大嵌塊體指數(LPI, %)	70.6692	60.9277	75.3657
平均嵌塊體大小(MPS)	1.5821	6.1236	0.4210
邊緣指標			
邊緣長度 TE (m)	101796	27036	107160
邊緣密度 ED (m/ha)	193.7979	52.5601	188.4099
形狀指標			
景觀形狀指數 LSI	12.1034	3.9802	12.2327
面積加權平均嵌塊體形狀指數 AWMSI	10.3080	4.1901	7.8131
面積加權平均嵌塊體碎形維度 AWMPFD	1.3022	1.1939	1.2686
聚集中度指標			
聚集中度指數 CONTAG (%)	32.0955	41.8428	61.6843
分散性指標			
分散性指數 IJI (%)	N/A	N/A	90.3567
多樣性指標			
嵌塊體豐富度 PR	2	2	4
Shannon's 多樣性指數 SHDI	0.4050	0.6666	0.7222

四、崩塌地泥砂產量評估

以九份二山為範圍所劃分之集水區如圖 10，可分為 2 個子集水區，用以九份二山地震前、初期及六年後之坡面泥砂產量

和平均沖刷深度如表 5，地震前(1999/4/1)之坡面泥砂產量為 34432.35 tons/yr 及平均沖刷深度為 0.401 cm，在地震初期(1999/9/27)坡面泥砂產量增加為

114286.50 tons/yr 及平均沖刷深度為 1.710 cm，在地震六年後(2006/3/11)坡面泥砂產量減少為 80306.82 tons/yr 和平均沖刷深度為 1.144 cm，推估結果顯示地震初期崩

塌地，因地表裸露為高危險之土壤流年區域，在經六年植生入侵，雖坡面泥砂產量，尚未能恢復為地震前之情形，但坡面泥砂產量已有明顯減少之趨勢。

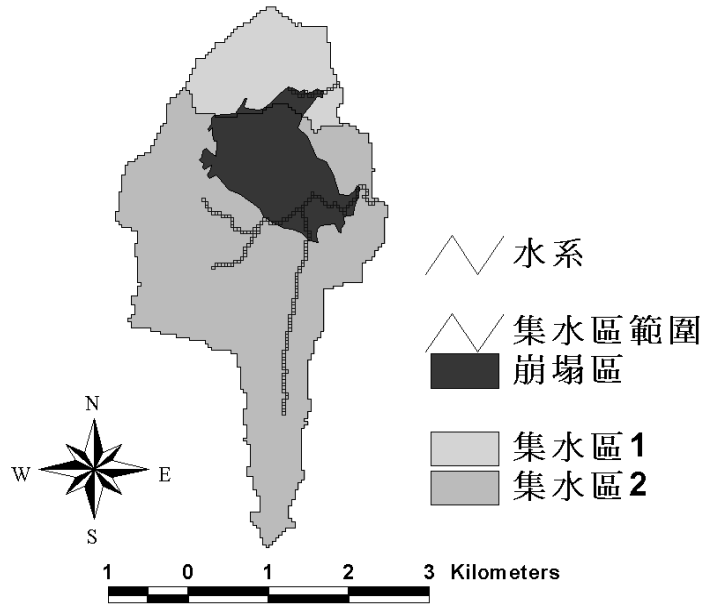


圖 10 九份二山之子集水區

表 5 九份二山集水區之泥砂產量

集水區 編號	集水區 面積 (ha)	坡面泥砂產量 (tons/yr)			平均沖刷深度 (cm)		
		1999/4/1	1999/9/27	2006/3/11	1999/4/1	1999/9/27	2006/3/11
1	191.36	4764.22	28564.35	18140.66	0.178	1.066	0.677
2	951.36	29668.13	85722.19	62166.16	0.223	0.644	0.467
Total	1142.72	34432.35	114286.50	80306.82	0.401	1.710	1.144

肆、結論

本研究以多期 SPOT 衛星影像結合

SOM 模式萃取九份二山崩塌地之變遷，並以地形分析計算崩塌區位形特性、景觀生態指標評估崩塌地景結構及坡面泥砂產量推估土壤流失情形，其評估結果顯示經六

崩塌地對生態環境影響之評估－以九份二山崩塌地為例／
林文賜、馮梓璇、周文杰、林昭遠、黃碧慧

年之自然植生復育，九份二山之崩塌地已逐漸復原，雖其間遭逢颱風或豪雨，但僅少部份之崩塌擴大，而崩塌地復原主要區域為堆積區位，且以木本植物為主，而崩塌區位之復原以草本植物為主(圖 11)。而

本研究之崩塌地擴大區位及未復原崩塌區位，應屬植生敏感區位，建議可以人工方式導入植生工法或生態工法，並持續對崩塌地進行監測及評估，以作為九份二山崩塌地後續治理之參考



圖 11 九份二山地區之植生復育情形(95/9)

伍、參考文獻

- 行政院農業委員會 (2000)，水土保持技術規範。
- 杜文強、李松釧、陳熙灝、詹志銘 (2000)，SPOT 衛星影像應用於環境敏感地區變遷分析之初步探討，國土資訊系統通訊，36：22-29。
- 吳洛健 (2001)，921 集集大地震九份二山整治成果及國家地震紀念地規劃，行政院農委會水土保持局，pp.1-5。
- 周朝富、鄭祈全、陳燕章 (1991)，SPOT 資料應用林地被覆型分類之研究，行政院農業委員會林業試驗所研究報告季刊，6(3)：283-297。
- 黃俊德 (1979)，台灣降雨沖蝕指數之研究，中華水土保持學報，10(1)：127-144。
- 萬鑫森、黃俊義 (1981)，台灣西北部土壤沖蝕及流失量之估算，中華水土保持學報，12(1)：57-67。
- 萬鑫森、黃俊義 (1989)，台灣坡地土壤沖蝕，中華水土保持學報，20(1)：17-45。
- 鄭旭涵 (2000)，九份二山地震崩塌坡面泥砂產量及植生恢復之研究，國立中興大學水土保持學系碩士論文。
- 蕭國鑫、劉治中、李惠容、李元炎 (1994)，SPOT 衛星資料應用於集水區土地利用/覆蓋變遷分析－以有勝溪及七家灣溪流域為例，1994 年國際遙測技術

研討會論文集，pp. 393-404。

- Congalton, R.G., (1991), A review of assessing the accuracy of classification of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37: 35-46.
- Forman, R. T. T., Godron, M., (1986), *Landscape Ecology*, John Wiley and Sons, New York, USA.
- Jensen, J.R., (1996), *Introductory Digital Image Processing A Remote Sensing Perspective*, Second Edition, Prentice Hall.
- Kling, G.F., (1974), A Computer Model of Diffuse Source of Sediment and Phosphorous Moving into a Lake, Ph.D. Thesis, Cornell University, Ithaca, New York.
- Kohonen, T., (1982), Self-Organization of Topologically Correct Feature Maps, *Biological Cybernetics*, 43: 59-69.
- Kohonen, T., Hynninen, J., Kangas, J., Laaksonen, J., (1995), SOM_PAK – The Self-Organizing Map Program Package, Version 3.1 (FINLAND, Helsinki University of Technology, Laboratory of Computer and Information Science).
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W., (2000), *Remote Sensing and Image Interpretation*, John Wiley & Sons, Inc., New York, N.Y.
- Lin, C.Y., Lin, W.T., Chou, W.C., (2002), Soil Erosion Prediction and Sediment Yield Estimation: The Taiwan experience, *Soil and Tillage Research*, 68: 143-152.
- Lin, W.T., Lin, C.Y., Lin, Chou, W.C., (2006), Assessment of vegetation recovery and soil erosion at landslides caused by catastrophic earthquake: A case study in Central Taiwan, *Ecological Engineering*, 28: 79-89.
- Lin, C.Y., Lo, H.M., Chou, W.C., Lin, W.T., (2004), Vegetation recovery assessment at the Jou-Jou Mountain landslide area caused by the 921 Earthquake in central Taiwan. *Ecological Modelling*, 176: 75-81.
- Lu, H.C., Chang, C.L., Hsieh, J.C., (2006), Classification of PM10 distributions in Taiwan. *Atmospheric Environment*, 40: 1452-1463.
- Roehl, J.E., (1962), Sediment Source Areas, Delivery Ratios and Influencing Morphological Factors, *International Association of Hydrology Science, Publication*, 59: 202-213.
- Villmann, T., Merenyi, E., Hammer, B., (2003), Neural maps in remote sensing image analysis. *Neural Networks*, 16: 389-403.
- Wilson, J.P., (1986), Estimating the Topographic Factor in the Universal Soil Loss Equation for Watersheds, *Journal of Soil and Water Conservation*, 41(3): 179-184.
- Wischmeier, W.H. (1976), Use and Misuse of the Universal Soil Loss Equation, *Journal of Soil and Water Conservation*, 31(1): 5-9.
- Wischmeier, W.H., Smith D.D., (1965), Pre-

崩塌地對生態環境影響之評估－以九份二山崩塌地為例／
林文賜、馮梓璇、周文杰、林昭遠、黃碧慧

dicting Rainfall-erosion Losses from
Cropland East of the Rocky Mountains,
Agricultural Hand-book 282, Agricultural
Research Service, United States
Department of Agriculture.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., (1978),
Predicting rainfall erosion losses, Ag-
ricultural Handbook 537, Agricultural
Research Service, United States De-
partment of Agriculture.

Eco-environment impact assessment for the earthquake-induced landslide - A case study at the Chiufenershan landslide

Wen-Tzu Lin¹ Zi-Xuan Feng² Wen-Chieh Chou³
Chao-Yuan Lin⁴ Pi-Hui Huang⁵

¹Associate Professor of Department of Environment and
Disaster Management, MingDao University

²Graduate Student of Institute of Environmental Planning and
Design, MingDao University

³Associate Professor of Department of Civil Engineering and
Engineering Informatics, Chung Hua University

⁴Professor of Department of Soil and Water Conservation,
National Chung Hsing University

⁵Doctoral Student of Graduate Institute of Civil and
Hydraulic Engineering, Feng Chia University

Abstract

Massive landslides, caused by the catastrophic Chi-Chi earthquake on September 21, 1999, occurred at the Chiufanershan area in Nantou County. In this study, multi-temporal SPOT satellite images were chosen for landslide change analysis. First, image subtraction algorithm coupled with unsupervised Self-Organizing Map were used for landslide sites identification. Then, terrain analysis, ecological patch indices and hillslope sediment estimation were used to assess the eco-environmental impacts as the references of vegetation recovery and disaster prevention in the landslide area. The analyzed results indicate that landslide areas have decreased from 217.38 ha on September 27, 1999 to 97.15 ha on March 11, 2006, about 55.31% of area restored, indicating that the sites of landslide have been gradually restored. In accordance with ecological patch indices analysis, the restoration trend at landslides became obvious. From September 27, 1999 through March 11, 2006, number of patch (NP) hugely decreased, mean patch size (MPS) was decreasing and ecological patch structure became fragile. Additionally, the annual erosion depth at landslides on April 1,

崩塌地對生態環境影響之評估－以九份二山崩塌地為例／
林文賜、馮梓璇、周文杰、林昭遠、黃碧慧

1999, September 27, 1999 and March 11, 2006 were 0.401 cm, 1.710 cm and 1.144 cm, respectively. The analyzed results indicate that the landslides have been recovered over six years of vegetation succession. Nature itself has quite robust vegetation restoration ability in the landslide area.

Keywords : Landslide, Self-Organizing Map (SOM), Ecological patch indices, Hillslope sediment yield